

Avfallsdeponering -trender, strategier och hållbar utveck- ling

Slutrapport

**David Bendz, Inst. för Teknisk Vattenresurslära, LTH
Torleif Bramryd, Ekologiska inst., Lunds Universitet
Jan-Erik Meijer och Tommy Ohlsson
Nordvästra Skånes Renhållningsbolag, Helsingborg**

September 1999

AFR-REPORT 260

AFN, Naturvårdsverket
Swedish Environmental Protection Agency
106 48 Stockholm, Sweden

ISSN 1102-6944
ISRN AFR-R—260—SE

Stockholm 1999

Tryck: Naturvårdsverket

Summary

Landfilling and incineration, with subsequent landfilling of the incineration products, are the main methods for municipal solid waste (MSW) management. Today the proportions of MSW which are landfilled and incinerated vary greatly between industrialized countries. In Australia, USA, UK, Finland and the Mediterranean countries over 90 % of the amount of MSW that remains after recovering and recycling, is landfilled, whereas, in Japan, Switzerland and Denmark over 75% is incinerated. Regardless of what waste management strategy that is emphasized, the importance of minimizing the amount of waste that arises is undisputed. In most developed countries an incentive for waste minimization has been created by introducing subsidies or taxes. The choice of landfill strategy mainly reflects the political reality and the prevailing view on the role that landfills is expected to play.

The environmental impact from landfills is associated with the emissions of leachate and methane. The generation of emissions are governed by:

- The waste composition and characteristics. The properties of the waste can be altered by different pretreatment methods.
- The biogeochemical and physical processes in the waste.
- The technical design and construction of the landfill.

The environmental impact of a leachate emission depends on the localization (geo-hydrological conditions, geological barriers, distance to recipient, etc).

The typical landfill containing biodegradable waste can be regarded as an unmixed biological reactor with a large water deficit and where the degradation process accordingly is inefficient. Only a fraction of the organic carbon will be converted and leave the landfill as carbon monoxide or methane. The main portion of the organic carbon will remain in the landfill in analogy with a sedimentary geological layer.

Globally, there are large variations in the generation and emission of methane from landfills. Even if a landfill is equipped with a gas collection system, gas will escape, directly from the uncovered waste, through the top cover and by migration through the surrounding soil. Methane is a very potent greenhouse gas and calculated over a time span of 100 years its GWP is 21. The annual global methane budget has been estimated to 500-600 Tg and the annual contribution from landfills is 10-70 Tg. The landfills contribute with about 8-20% of the antropogenic emissions. Due to urbanization and increasing population in developing countries, methane emission is likely to increase significantly in the future. The trend in the developed countries will, however, be the opposite, due to increasing incineration, composting and recycling, which will reduce the amount of biodegradable waste being landfilled.

Leachate is a mixture of soluble organic, inorganic and microbiological components together with suspended material. High concentrations of heavy metals are seldom found in the leachate due to that stable sulfide-metal complex is formed in the anaerobic environment of the landfill interior. The composition of the leachate is site specific and depends on the

type of waste, the rate of decomposition, and the presence and mobility of water. Special attention should be paid to some of the specific organic compounds which may be toxic at low concentrations.

Despite the fact that groundwater contamination constitutes a serious threat to the environment, the impact of leachate is local, which is due to a variety of retention mechanisms that the chemicals that escape the landfill with the leachate through the lower boundary will undergo as they travel through the soil.

The European Commission adopted a proposal for a Council Directive on landfilling of waste in March 1997 which was approved in a slightly modified version in April 1999. The objective of the directive is to establish high standards for the management of waste and to encourage waste reduction through recycling and reuse. The integrated waste management principle is emphasized. The waste are categorized into three classes: hazardous waste, non-hazardous waste and inert waste. The requirement of waste pretreatment prior to landfilling is included in the proposal. Greenhouse gas emissions have been given the highest priority and a reduction in the landfilling of waste is regarded to be a cost-effective method for reducing such emissions. Requirements for water control and leachate management include extensive barrier systems to prevent the infiltration of precipitation, leachate emissions and inflow of surface- and groundwater.

The European Federation of Waste Management and Environmental Services (FEAD) and the International Solid Waste Association (ISWA) have criticized the directive for being designed as an instrument that direct the member countries in the choice between different waste management options instead of setting common environmental protection standards for landfills. The directive has also been criticized for not being scientifically based. In the UK there is a strong opposition against the directive. The opposition raises the question if incineration is, from an environmental point of view, a better waste management method than landfilling. The opposition does not regard incineration and the subsequent landfilling of incineration byproducts as a sustainable strategy.

Within the European union there is a large variation between the countries in terms of economy, waste management practice and technical standards at the waste treatment plants. The conditions to implement the new directives is therefore varying which make it difficult to overview to what extent the directives will be implemented. It is likely that the existing incineration capacity and the potential for building new incineration plants will determine to what extent landfilling in general, and landfilling of biodegradable waste specifically, will decrease in the future.

Intensive research and development of biological stabilization methods, that may constitute an alternative to incineration, is taking place in several countries. In the UK methods for insitu stabilization by intensive recirculation of the leachate are developed. In Germany and Austria mechanical and biological pretreatment methods are investigated.

An expected effect of the implementation of the new directives and the proposed hierarchy of waste managing methods is that the volume of waste which is landfilled will decrease in the future. The composition will change, the organic fraction of the landfilled waste will be significantly reduced, and hazardous fractions such as, incineration residues, will increase. It is not known in what way this will affect the emissions.

Through the new Swedish environmental law and sanitary ordinance (SFS 1998:902), that came into force January 1st 1999, the EU definition of waste and the requirements for reducing the amount of biodegradable waste that is landfilled were adopted. According to the new sanitary ordinance, landfilling of combustible waste will be prohibited as from the year 2002 and landfilling of organic waste will be prohibited as from the year 2005. The landfill strategy of the Swedish Environmental Protection Agency is based on the knowledge that in a long term perspective all landfills have to rely on the retention mechanisms in the underlying strata since the function of the technical barriers will decrease with time. Based on this scenario the SEPA suggests a containment strategy and expects that the emissions will be distributed over a long time period so that the retention capacity in the geological barrier is not exceeded. The strategy also include minimum required travel times for the leachate before it reaches a recipient. In practice SEPA proposes that the landfills should be equipped with a bottom barrier and a temporary top cover during the active phase. After the active phase a permanent top cover should be installed. The purpose of the top cover is to reduce the amount of infiltrating water so that the leachate production is minimized. Waste that contains materials and substances that leach easily or easily biodegradable material should be pretreated.

The concept of sustainable development was defined in 1987 by the Brundtland commission as a development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs. The concept of sustainability includes both ecological, social and economical aspects. An ecological sustainable development requires that the flows of matter in the technosphere harmonizes with the biochemical cycles in the biosphere. The linear processing of material is the basic systematic error in our society. A sustainable landfill strategy must therefore fulfill the following requirements:

- Landfilling must not imply a systematic accumulation of matter but shall act as a active component in a cyclic flow of matter.
- Landfills must not have an unacceptable impact on the ecological system or health.
- The landfilled waste must be pretreated or be stabilized insitu, within the time frame of a generation, to a level where it will not significant affect the existing concentrations in the surrounding soil, water or air.

Sanitary landfilling is a young technique and no long term records of emissions are available. Therefore, it can only be speculated how the emissions changes with time and how long time it takes for a landfill to reach a level where it safely can be integrated into the environment, without monitoring and collection of leachate and gas.

The trend in the developed part of the world is clear. Through current directives and regulations the containment strategy is strongly emphasized. The objective is to isolate the

landfills from the environment. Extensive technical barrier systems are proposed in order to facilitate leachate collection and prohibit infiltration of rain water and leachate emissions.

It is worth noting that the concept of sustainability has not been considered in the new EC directives nor in the SEPA:s directions for landfilling. The directives are focused on pretreatment of waste but not to a quality where it safely can be integrated in the environment. It can be concluded that, in order to fulfill the requirements of sustainability, the waste must be prestabilized to a final storage quality or stabilized in situ, within a reasonable short period of time, before the barriers collapse and within the time of a generation (30 years).

Sammanfattning

De huvudsakliga metoderna för omhändertagande av hushållsavfall och industriavfall idag är deponering respektive förbränning med efterföljande deponering av förbränningsresterna. Spridningen av praxis är stor. I Australien, USA, England, Finland, medelhavsländerna och utvecklingsländerna deponeras över 90 % av hushållsavfallet medan länder som Japan, Schweiz och Danmark förbränner mer än 75%, räknat på den avfallsmängd som kvarstår efter materialåtervinningen och eventuell biologisk behandling. Oavsett vilken strategi för omhändertagande av avfall som tillämpas så råder konsensus om betydelsen av att minimera mängden avfall som uppkommer. I de flesta industrialiserade länder så har man genom subventioner eller skatt skapat ett incitament för avfallsminimering. Valet av deponeringsstrategi speglar framför allt det politiska klimatet och den rådande synen på deponins roll.

Miljöpåverkan från deponier sker framför allt genom läckage av lakvatten och metangas. Genereringen av emissioner styrs av:

- Avfallets sammansättning och egenskaper. Det producerade avfallets egenskaper kan påverkas genom förbränning, kompostering, sortering, rötning och solidifiering.
- De biogeokemiska- (nedbrytning, vittring, urlakning) och fysikaliska processer (uppläggning, kompaktering, sättning, vattenomsättning) i avfallet.
- Deponins konstruktion och utformning såsom: storlek, tekniska barriärernas funktion och uppsamlingssystem för lakvatten och biogas.

Den faktiska miljöpåverkan från en lakvattenemission beror på lokaliseringen (geohydrologiska förhållanden, naturliga barriärer, avstånd skyddsvärd recipient, etc).

Den typiska deponin innehållande blandat avfall inklusive organiskt material kan liknas vid en anaerob reaktor utan omblandning, med ett stort vattenunderskott och där nedbrytningsprocessen följaktligen är ineffektiv. En viss fraktion av det organiska materialet är också svårnedbrytbart och bryts endast delvis ned. Detta gör att endast en del av det organiska kolet kommer att konverteras och avgå i form av metan eller koldioxid. Den största delen av det organiska kolet kommer att stanna kvar i deponin i analogi med ett sedimentärt geologiskt lager.

Ur ett globalt perspektiv finns det stora variationer vad gäller generering och emissioner av biogas från deponier. Metangas är en mycket potent växthusgas och räknat över en tidshorisont på 100 år är metans GWP = 21. Den årliga globala metangasbudgeten uppskattas till cirka 500-600 Tg och det årliga globala metan bidraget från deponier har uppskattats till allt från 10 Tg till 70 Tg. Deponier bidrar med cirka 8-20 % av de antropogena metangasemissionerna. Även om en deponi är utrustad med ett gasuppsamlingssystem så kommer endast en viss del av den bildade metangasmängden att samlas upp. Gas kan avgå till atmosfären direkt från ej täckt avfall, genom täckskiktet och genom lateralt läckage till den omgivande marken.

Lakvattnet består av en blandning av lösliga organiska, oorganiska och mikrobiologiska beståndsdelar tillsammans med suspenderade fasta ämnen. Kompositionen är specifik för varje deponi och beror av avfallsslag, nedbrytningsgrad samt förekomst och omsättning av vatten. En del de specifika organiska ämnen är persistenta och toxiska även vid låga koncentrationer och förtjänar därför speciell uppmärksamhet vid riskbedömningar av lakvattenemissioner. Trots att lakvattnet utgör ett allvarligt hot mot grundvattnet så är dess påverkan i allmänhet endast lokal, vilket beror på en mängd olika fastläggnings- och retentionsmekanismer som lakvattnets innehåll av ämnen undergår vid transporten genom de underliggande geologiska lagren. Kraven som ställs på tekniska bottenbarriärer varierar kraftigt från land till land. Den viktigaste parametern som påverkar kraven på bottenbarriär är grundvattensituationen i landet. Länder med få men stora grundvattenakvifärer har i regel betydligt strängare krav på bottenbarriärer än områden med många små grundvattenakvifärer, t ex Sverige.

Lakvatten från deponier med tungmetallhaltigt, huvudsakligen oorganiskt avfall, som t ex aska och slagg från avfallsförbränning innehåller normalt höga tungmetallhalter och utgör en önskad källa av tungmetaller till reningsverket. I Sverige finns en slamöverenskommelse som träffats mellan LRF, Svenska Vatten och avloppsverksföreningen och Naturvårdsverket om att lakvatten från avfallsdeponier inte skall ledas till avloppsreningsverk efter år 2000. Detta för att reningsverken skall kunna lämna bättre kvalitetsgarantier på avloppsslammet som sprids på åkermark. Överenskommelsen har inneburit ett ökat intresse för lokalt omhändertagande av lakvatten.

I mars 1997 antog EG ett förslag till rådskdirektiv om deponering av avfall vilket slutgiltigen antogs den 26 April 1999. Reducering av växthusgasemissioner har givits högsta prioritet och förslaget påbjuder en successiv reduktion av andelen biologiskt nedbrytbart material i det avfall som deponeras. Vidare ställs krav på att allt avfall skall förbehandlas innan deponering. För att för att främja andra metoder än förbränning tillämpas en bred definition av förbehandling i förslaget. Målsättningen är att optimera avfallshanteringen ekonomiskt och miljömässigt genom att separera avfallsströmmen i olika kategorier och minska mängden avfall som går till deponering genom att stimulera och uppmuntra återanvändning och återvinning. Deponier klassificeras tre olika kategorier: för farligt-, icke farligt- samt inert avfall.

Bakgrunden till kraven på reduktion av mängden biologiskt nedbrytbart avfall är ett strategidokument för att reducera metangasemissionerna som antogs av kommissionen år 1996 inom ramen för EU:s klimatförändringsprogram. Enligt siffror i detta dokument bidrar metangas med cirka 18 % av växthuseffekten vilket kan jämföras med bidraget från koldioxid som utgör cirka 66%. Generellt drar kommissionen slutsatsen att en minskad deponering av organiskt avfall är ett kostnadseffektivt sätt att uppnå reducerade metangasutsläpp. Det organiska avfallet ger problem med differentiella sättningar vilket orsakar deformerade topp tätningar med därpå följande gasläckage. Dessutom skall gasuppsamling ske från alla deponier som innehåller organiskt material. Biogasen bör i första hand utnyttjas för energiutvinning och i annat fall skall den facklas.

EG-direktiven för deponering av avfall innehåller generella krav för botten tätningens kapacitet. Direktiven anger även vilken funktion bottenbarriären har under den aktiva respektive passiva fasen av deponin. Under driftstiden skall skyddet mot grundvatten ske genom en liner och en geologisk barriär. När deponin är sluttäckt och den passiva fasen inleds är det topptätningen tillsammans med den geologiska barriären som skall ge ett tillräckligt skydd mot kontaminering av grundvatten.

Kritik har riktats mot de nya direktiven från bl.a branchorganisationerna FEAD och ISWA för att de utformats som styrmedel för valet av avfallsbehandlingsmetod. Man menar att direktiven istället borde utformats som miljöskyddsförordningar för deponier, hur varje medlemsland väljer att reducera sina emissioner bör bara vara en angelägenhet för landet ifråga. Direktivet har också kritiserats för att inte vara vetenskapligt underbyggt. I Storbritannien har man motsatt sig direktivet då man anser att förbränning inte nödvändigtvis är ett miljövänligare sätt att omhänderta avfall jämfört med deponering. Förbränning med efterföljande deponering av förbränningsaskarna anses inte uppfylla kravet på en hållbar strategi.

Medlemsländerna uppvisar en stor variation med avseende på ekonomi, avfallshandlingspraxis och teknisk standard på deponier och förbränningsanläggningar. Förutsättningarna för att kunna efterleva de nya direktiven är därför olika och riktigt hur direktiven kommer att implementeras är ej klart. Det är sannolikt respektive lands befintliga förbränningskapacitet och ekonomiska möjligheter för utbyggnad som kommer att avgöra i vilken utsträckning reduktion av deponering i allmänhet, och deponering av biologiskt nedbrytbart avfall i synnerhet, kan genomföras.

En förväntad effekt av implementeringen av de nya direktiven och den föreslagna hierarkin för avfallshandling är att avfallsvolymen som deponeras kommer att minska. Avfallsets sammansättning kommer att förändras, det organiska innehållet kommer att minska kraftigt medan andelen miljöfarliga substanser kommer att öka. Riktigt hur detta kommer att påverka emissionerna vet vi ej idag, deponering i kontrollerad form är en relativt ung teknik.

Genom den nya miljöbalken och renhållningsförordning (SFS 1998:902) som trädde i kraft den 1 januari 1999 införs EU:s definition av avfall i svensk rätt och krav ställs på utsortering av brännbart avfall. All deponering av organiskt avfall kommer att vara förbjudet fr.o.m. år 2005. I Naturvårdsverkets förslag till allmänna råd för deponering presenteras ett förslag till deponeringsstrategi. Strategin är baserad på insikten att i ett långt tidsperspektiv så kommer alla deponier, även en deponi som är anlagd enligt barriär- och uppsamlingsprinciperna, att behöva förlita sig på utspädning och fastläggnings effekterna i de underliggande marklagren eftersom barriärens funktion kommer oundvikligen att försämrats med tiden. Deponin utgör därmed ingen definitiv slutstation. Utifrån detta scenario förespråkar Naturvårdsverket att tidsförloppet skall förlängas så att emissionerna fördelas över en lång tid, vilket förväntas ge låga koncentrationer, nedbrytning hinner ske i deponin och potentialen för fastläggnings-, nedbrytning och utspädning i mark och grund- och ytvatten inte överskrids. Naturvårdsverket ställer också krav på lokaliseringen sker så att en tiden innan lakvattnet når en skyddsvärd recipient är minst 200 år, 50 år respektive 1 år för deponiklass 1, 2 och 3. Konkret innebär Naturvårdsverkets strategi att föroreningsläckaget skall minimeras under den aktiva fasen genom temporär topptätning av deponins överyta för att minska lakvatten-

bildningen och botten tätning för uppsamling och behandling av lakvattnet. Därefter slutlig topptätning under den passiva fasen. Avfall som innehåller lättlakade föreningar och lättnedbrytbart material bör förbehandlas. Deponeringen av organiskt avfall för att minska risken för sättningar som kan skada den slutliga topptätningen skall succesivt upphöra.

Begreppet ”hållbar utveckling” definierades 1987 av Brundtlandkommissionen (Världskommissionen för Miljö och Utveckling) som en utveckling som tillfredsställer dagens behov utan begränsa framtida generationers handlingsfriheter. Målet omfattar ekonomiska, sociala och ekologiska aspekter av samhällsutvecklingen. En hållbar utveckling förutsätter att materialflödena i teknosfären harmoniseras med de naturliga materialflödena i biosfären. Deponering får inte innebära en systematisk ackumulering av materia. Deponins uppgift måste vara att återföra materia till jordskorpan i en form och med en takt så att den omgivande miljöns potential för fastläggning, nedbrytning och utspädning ej överskrides.

En hållbar deponeringsstrategi bör därför uppfylla följande villkor:

- Deponering får inte innebära en systematisk ackumulering av materia utan skall verka som en aktiv komponent i ett ekologiskt anpassat kretslopp.
 - Deponering får inte innebära en oacceptabel påverkan på miljö och hälsa varken på lång eller kort sikt.
- Det deponerade avfallet måste vara förstabiliserat eller, inom tidsramen av en generation, insitustabiliserat till en kvalite där det inte nämvärt kan anses påverka de existerande koncentrationerna i mark, vatten och luft.

En osäkerhetsfaktor som är central i diskussionen om hur en hållbar deponeringsstrategi skall utformas är att deponering är en relativt ung teknik och inga långtidsobservationer finns att tillgå. Man kan därför bara spekulera i hur emissionerna förändras på lång sikt, samt hur lång tid som krävs för att en deponi skall nå en nivå där den säkert kan integreras i omgivningen utan kontroll och aktiva skyddsåtgärder. Det finns olika sätt att reducera en deponis föroreningspotential inom en rimlig tidshorisont: Antingen kan avfallet, helt eller delvis, stabiliseras innan deponering genom en förbehandling eller så kan avfallet stabiliseras på plats i deponin genom att optimera förutsättningarna för nedbrytning och urlakning. De förbehandlingstekniker som står till buds är mekaniska metoder, såsom malning och sortering, biologiska metoder, dvs kompostering eller rötning, och termisk behandling.

För att undvika att det föreslagna direktivet skall innebära en ensidig satsning på förbränning, vilket för många medlemsländer varken är ekonomiskt eller praktiskt möjligt, pågår utveckling av biologiska stabiliseringsmetoder som kan utgöra ett alternativ till förbränning. I Tyskland och Österrike en intensiv forskning för att utröna om mekanisk-biologisk förbehandling kan vara ett realistiska alternativ till förbränning.

Den huvudsakliga metoden för påskynda nedbrytningsprocessen, stabiliseringen, är recirkulering av lakvattnet. Metoden har på senare år utvecklats till en kontrollerad biologisk behandlingsmetod. Med målsättningen att utveckla en deponeringsstrategi som uppfyller grundkravet på uthållighet så har Department of Environment i England subventionerat utvecklandet av ett koncept som benämns ”flushing bioreactor”. Strategin bygger på att avfal-

let skall stabiliseras in situ inom en generation (30-50 år). Detta kräver: 1. Nedbrytningen av det organiska materialet forceras genom optimering av de förhållanden som styr den anaeroba nedbrytningsprocessen, framför allt är det viktigt med en hög jämn fukthalt i avfallet. 2. Utlakning av lösliga föroreningar såsom ammoniumkväve.

Trenden i den industrialiserade delen av världen är tydlig, genom aktuella regler och lagar har deponin fått en konserverande roll. Omfattande barriärsystem förordas som skall möjliggöra lakvattenuppsamling, förhindra lakvattenläckage och infiltration av regnvatten. Målsättningen är att i största möjliga utsträckning isolera deponin från omgivningen. Inkapslingsstrategin kommer att tillämpas strikt. Det enda som får lämna ett avfallsupplag utgörs av lakvatten från upplaget under drifttiden samt uppsamlad gas. Hållbarhetsperspektivet har varken beaktats i Naturvårdsverkets deponeringsstrategi eller i EG's deponeringsdirektiv. Direktiven är fokuserade på att stabilisera avfallet innan deponering, men ej till en nivå där de kan integreras i miljön. För att uppfylla kravet på hållbarhet måste avfallet därför förstabiliseras till en slutförvarskvalitet eller insitustabiliseras inom en rimlig tidsperiod, innan barriären löper risk att brista och inom tidsrymden av en generation.

Innehållsförteckning

Summary	i
Sammanfattning	v
Innehållsförteckning	x
1. Inledning.....	1
Målsättning, omfattning och struktur	2
Del 1 Deponins roll	
2. En internationell överblick.....	4
2.1. Sverige	6
2.2. Våra grannländer.....	8
2.3. De tre stora deponeringsnationerna: USA, Australien och Storbritannien.....	10
2.4. Centraleuropa	14
2.5. Japan	16
2.6. Sydafrika	17
3. Deponeringsstrategier	18
3.1. Barriär- och uppsamlingsstrategin.....	18
3.2. Utspädnings- och fastläggningsstrategin	20
Del 2 Miljöpåverkan	
4. Styrande processer och emissioner	22
4.1 Nedbrytningsprocessen i blandat deponerat avfall	22
4.2 Metanemissionen ur ett globalt/växthusperspektiv	26
4.3 Lakvatten	29
4.4 Långtidsegenskaper och slutförvaringskvalité	31
5. Tekniska barriärer, säkerhet och stabilitet på lång sikt.....	33
5.1 Bottentätning.....	33
5.2 Slutlig topptätning.....	34

6. Stabilisering	40
6.1 Separat stabilisering	40
6.2 Anaerob Insitu Stabilisering	45
6.3 Aerob Insitu Stabilisering.....	48
6.4 Specifika våtdeponeringskoncept	49
Del 3	Deponins nya roll
7. Deponins nya roll: EG's deponeringsdirektiv	52
7.1 EG's förslag till deponeringsdirektiv.....	52
7.2 Reaktioner på förslaget	54
7.3 Implementering av direktiven.....	56
7.4 Implementering av direktiven i Sverige	58
8. Deponins nya roll: Anpassning till ett hållbart samhälle	61
8.1 Grundläggande villkor för en hållbar utveckling.....	61
8.2 Grundläggande villkor för en hållbar deponeringsstrategi.....	62
8.3 Regeringens arbete för en hållbar utveckling i Sverige.....	63
9. Diskussion och summering	66
9.1 Summering strategier: USA, England, EG och Sverige.....	66
9.2 Deponin som en aktiv komponent i ett ekologiskt anpassat kretslopp	70
9.3 Tvåstegsstrategi	71
10. Forskningsbehov.....	72
Referenser	73

1. Inledning

Genom att koncentrera avfall, bestående av diverse ämnen såsom metaller, organiska ämnen och näringsämnen, till en deponi skapar man gradienter av materia och kemisk energi mellan deponin och dess omgivning. Enligt termodynamikens andra huvudsats, om spontan ökning av entropin, kan det slås fast att deponin strävar efter ett jämviktsförhållande med omgivningen. Såvida inte det sker en kontinuerlig tillförsel av energi för att upprätthålla koncentrationen av materia och kemisk energi, är ett massflöde från deponin till den omgivande miljön oundvikligt i ett längre tidsperspektiv. Massflödet drivs av gradienterna och kommer att fortsätta tills dess att jämvikt mellan deponin och omgivningen uppnåtts.

Generellt innebär modern deponeringspraxis att deponin avskämmas från omgivningen med botten- och topp tätning och att massflödet i form av lakvatten och biogas samlas upp och behandlas. En fråga som bör ställas är (Knox och Gronow, 1993): Innebär inte åtgärder för att minimera lakvattenbildningen till långtidsförplikelser för deponierna som miljöhot, och i så fall är det förenligt med en hållbar utveckling? Den huvudsakliga skiljelinjen mellan olika deponeringsstrategier går just här och definieras av synsättet på deponins uppgift: stabilisering eller konservering av avfallet? Enligt det första synsättet strävar man efter att optimera de variabler, framför allt en hög fukthalt, som styr nedbrytningen, vilket innebär att deponin kan liknas vid en bioreaktor där slutprodukten är en stabiliserad massa som kan integreras i miljön. Deponin i en konserverande roll, i kombination med ett successivt reducerande av det organiska innehållet, förordas nu i ett aktuellt förslag till deponeringslagstiftning inom EU. Tanken är att så effektivt som möjligt avskärma deponin från omgivningen för att förhindra infiltration av regnvatten och lakvattenläckage. Genom att hålla deponin torr minimeras den biologiska nedbrytningen samt biogas- och lakvattenproduktionen. Praktiskt innebär detta att i ett långtidsperspektiv ställs stora tekniska krav på topp- och botten tätning för att förhindra regnvatteninträning respektive lakvattenläckage. Det väcker frågan om i vilket tidsperspektiv det är möjligt att upprätthålla dessa barriärer samt vad som händer sedan.

Deponering i kontrollerad form är en relativt ung teknik och inga långtidsobservationer finns att tillgå. Vår kunskap om deponiemissioner, huvudsakligen biogas och lakvatten, grundar sig på erfarenheter från nutida deponiers första 25 år. Dagens kunskap representerar därför endast en liten del av alla de kombinationer av avfall och deponeringstekniker som är möjliga (Christensen och Kjeldsen, 1995). Man kan därför bara spekulera i hur lång tid som krävs för att en deponi skall nå jämvikt med omgivningen. Sådana spekulationer är centrala i diskussionen om hur en hållbar deponeringsstrategi skall se ut.

Nu står vi inför stora förändringar. I Västeuropa och Nordamerika är trenden tydlig. En ökad återanvändning, återvinning och kompostering, samt i Västeuropa även förbränning, kommer att förändra sammansättningen hos avfallet som deponeras. Riktigt hur detta kommer att påverka emissionerna vet vi ej idag.

Det är också viktigt att komma ihåg att oavsett den nuvarande trenden så måste vi dessutom hantera de deponier som konstruerades enligt gårdagens lagstiftning (Knox, 1996). Den överväldigande majoriteten av alla deponier utgörs av denna typ.

Trenden i industriländerna är att avfallshanteringen optimeras ekonomiskt och miljömässigt genom att separera avfallsströmmen i olika kategorier och tillämpa lämplig metod för omhändertagandet. Detta kallas integrerad avfallshandling och baseras på en hierarki av metoder. I EG:s förslag till rådsdirektiv förespråkas följande ordning:

1. Avfallsreducering
2. Återanvändning
3. Materialåtervinning
4. Förbränning
5. Deponering

Minimering av den producerade avfallsmängden har högst prioritet följt av återanvändning och återvinning. Avfall som inte kan återanvändas kan innehålla energi och näringsämnen vilka kan återvinnas via kompostering eller rötning och i andra hand förbränning. I en del länder inkluderar förbränning även energiutvinning ur biogas från deponier. Deponering är ett ofrånkomligt sista alternativ. En effekt av den integrerade avfallshandlingen är att avfallsvolymer som deponeras kommer att minska. Avfallens sammansättning kommer att förändras, det organiska innehållet kommer att minska kraftigt medan den miljöfarliga andelen, förbränningsrester, kommer att öka (Christensen et al., 1992).

Det kan konstateras att deponier är en basresurs i integrerad avfallshandling och kommer i ett globalt perspektiv fortsätta att vara den dominerande metoden för avfallsomhändertagande.

Målsättning, omfattning och struktur

I denna kunskapssammanställning vill vi belysa deponins roll och betydelse i en integrerad avfallshandling och i en hållbar utveckling. Rapporten är uppdelad i tre delar:

Del I Deponins roll - en internationell överblick

Del II Miljöpåverkan

Del III Deponins nya roll

Del I: Vi har valt ut ett antal länder som tillsammans ger en bild av den stora spridningen som finns med avseende på strategier och praxis för avfallsomhändertagande och redovisar detta i det följande kapitlet (kap.2). Därefter följer en genomgång av de huvudsakliga deponeringsstrategierna (kap.3).

Del II: Miljöpåverkan från deponier styrs av avfallens sammansättning, biogeokemiska- och fysikaliska processer i deponin, tekniska barriärer och lokalisering. Styrande processer, emissioner och långtidsaspekter diskuteras i kap.4 och tekniska barriärers funktion och begränsning i kap.5. Metoder för att påverka, styra, det deponerade avfallens sammansättning och de inre processerna redovisas i kap.6.

Del III: Kapitel 7 och 8 ägnas åt deponins framtida roll från två olika perspektiv. I kapitel 7 behandlas EG's nya deponeringsdirektiv, reaktioner på dessa samt hur direktiven kommer implementeras med fokus på Sverige. Mot bakgrund av vår förestående omställning till ett hållbart samhälle diskuteras i kap.8 de villkor som bör ställas på deponering för att uppfylla de grundläggande kriterierna på hållbarhet.

I det avslutande kapitlet (kap.9) jämförs och diskuteras USA:s och Storbritanniens, två stora deponeringsländer, samt EU:s och Sveriges deponeringsstrategier från ett hållbarhetsperspektiv.

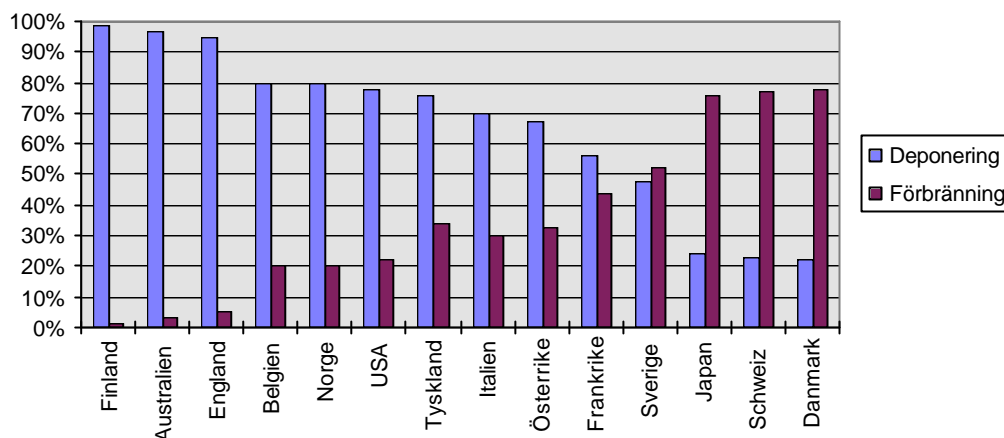
DEL I Deponins roll

2. En internationell överblick

Med ett växande engagemang för miljön på sextio- och sjuttioalet så kom avfallsdeponierna att uppmärksammas som ett allvarligt hot mot grundvatten och omgivande ytvatten. Deponierna vid denna tidpunkt var soptippar som utgjorde ett billigt sätt att göra sig kvitt avfall. Inga eller små ansträngningar gjordes för att minska miljöpåverkan genom uppsamling av lakvatten och biogas. Det som började som ett lokalt problem kom att bli en nationell och internationell angelägenhet som ett resultat av den lagstiftning som infördes i många länder där miljöproblemen förknippade med soptipporna uppmärksammades. I Sverige fastslogs det formellt att deponier utgjorde ett miljöproblem i miljöskyddslagen som trädde i kraft 1969. Lagen föreskrev bland annat att det krävdes tillstånd för att anlägga och driva en deponi. Detta ledde till att en koncentration av deponeringsverksamheten till färre och större deponier som drevs på ett miljömässigt riktigare sätt. Detta var en utveckling som Sverige delade med de flesta andra industrialiserade länder.

I mars 1997 antog EG ett förslag till rådsdirektiv om deponering av avfall vilket i en något modifierad form antogs den 26 April 1999, men som ännu ej trätt i kraft. Förslaget skall genom lagstiftning implementeras i medlemsländerna senast två år efter att det trätt i kraft (artikel 18). Målsättningen är att etablera en hög standard för avfallshanteringen och minska mängden avfall som går till deponering genom att stimulera och uppmuntra återanvändning och återvinning. I kapitel 7.1 redogörs för bakgrunden och innehållet i förslaget och i kapitel 7.3 och 7.4 hur, och i vilken utsträckning, det kommer att implementeras i medlemsländer. I utvecklingsländerna är trenden den motsatta, avfallsgenereringen kommer att öka pga av urbanisering och befolkningsökning (Meadows, 1997). Deponering kommer i ett globalt perspektiv fortsätta att vara den dominerande metoden för avfallsomhändertagande och i ett europeiskt perspektiv kommer deponering att utgöra en basresurs i en integrerad avfallshantering.

De huvudsakliga metoderna för omhändertagande av hushållsavfall och industriavfall är deponering respektive förbränning med efterföljande deponering av förbränningsresterna. Internationellt sett är spridningen stor, vilket illustreras i Figur 1. Från Australien, USA, England, Finland och medelhavsländerna där över 90 % av hushållsavfallet deponeras till Japan, Schweiz och Danmark som förbränner mer än 75%, räknat på den avfallsmängd som kvarstår efter materialåtervinningen och eventuell biologisk behandling. Övriga regioner där deponering är helt dominerande är medelhavsländerna, exempelvis Italien och Grekland, Östeuropa och utvecklingsländerna. I utvecklingsländerna deponeras avfallet i soptippar utan kontroll och åtgärder för att reducera emissionerna. Huvuddelen av avfallet från halva jordens befolkning i Syd- och mellanamerika, Afrika och Asien deponeras idag i soptippar utan kontroll (Meadows, 1997). De industrialiserade regionerna i dessa världsdelar utgör ett visst undantag, t.ex Japan och Sydafrika.



Figur 1 Internationell översikt av val av metod för omhändertagande av hushållsavfall och liknande lättare verksamhetsavfall (MSW) räknat på den avfallsmängd som kvarstår efter materialåtervinning och eventuell biologisk behandling.

(<http://www.epa.gov> (USA); Environment Australia, Waste Management Workbook, <http://www.environment.gov.au> (1999); Waste Management UK, Nilsson (1995); Environmental policy in Germany; Statistisches Bundesamt 1993 (1996); Krammer H-J; Waste management in Austria (1998); OVAM, Public Waste Agency of Flanders, <http://www.ovam.be> (1999); Statistics Netherlands, <http://neon.vb.cbs.nl> (1999); Siffror om avfall, Naturvårdsverket (1998); Svensk avfallshantering 1998, RVF (1998); ADEME (Fr) (1998); BUWAL (1998); Natural Resources and the environment 1998, SSB Norge (1998); Affald 21 - Udkast till affaldsplan (1998); Valtakunnallinen jätesuunnitelma vuoteen 2005 (1998); Valutazione tecnico-economica del sistema integrato di gestione dei rifiuti, Federambiente, (1998) (It))

Oavsett vilken strategi för omhändertagande av avfall som tillämpas så råder konsensus om betydelsen av att minimera mängden avfall som uppkommer. I de flesta industrialiserade länder så har man genom subventioner eller skatt skapat ett incitament för avfallsminimering. Lagstiftning har varit ett viktigt verktyg för att införa en ansvarsfördelning, som producentansvar för förpackningar i exempelvis Tyskland och Frankrike:

Avfallshanteringslagen (Abfallwirtschaftsgesetz, 1972) var Tysklands första lag på avfallsområdet och reglerade insamling hantering och deponering av avfall. En viktig lag trädde i kraft år 1991, förpackningslagen (Verpackungsverordnung) vilken pålade tillverkare och distributörer ett ansvar att insamla, återanvända eller återvinna förpackningar. Ur detta uppstod det välkända Duale System Deutschland. Den tyska lagstiftningen har på denna punkt inspirerat många europeiska länder samt ledde till att EU år 1994 antog förpackningsdirektivet vilket implementerades i medlemsstaterna 1996.

För att öka återvinningen infördes producentansvar på hushållsförpackningar i Frankrike 1992 vilket senare har utvecklats till att gälla samtliga förpackningar. Förpackningar skall återanvändas, materialåtervinnas eller förbrännas med energiutvinning. År 1992 infördes skatt på avfall, skatten är lika för alla typer av avfall oavsett kategori och metod för om-

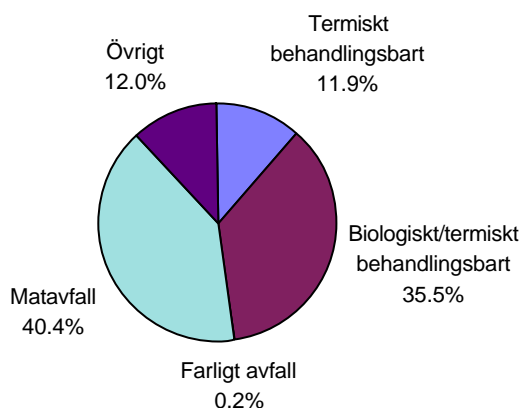
händertagande. Skatten beräknas på mängden avfall som anländer till en behandlingsanläggning. Från och med februari 1995 är skatten lika för alla avfallslag. Skatten har höjts varje år och skall 1999 uppgå till 53 kr/ton. År 2002 när alla deponier skall stängas avvecklas skatten. Inkomsterna från avfallsskatten går till en fond som fördelar pengarna till avfallsbranchen i form av bidrag till nya anläggningar, forskning och utveckling, sanering och återställning av gamla deponier.

2.1 Sverige

Avfallshanteringen i Sverige kommer under de närmaste åren starkt påverkas av den nya renhållningsförordningen som kom under 1998. Förordningen innehåller bl a förbud mot deponering av utsorterat brännbart avfall fr.o.m år 2002 och förbud mot deponering av organiskt avfall fr.o.m år 2005, se kap. 7.4. Förutom dessa förändringar har nya mål fastlagts för mängden insamlat producentansvarsmaterial och dessutom kommer producentansvar införas på fler produkter som t ex elektronikskrot och eventuellt möbler. Dessa förändringar kommer medföra att dagen avfallsströmmar så småningom kommer att förändras. För att få en uppfattning om hur förändringarna kommer att se ut, måste man veta vad dagens avfallsströmmar består av.

Av de ca 3,7 miljoner ton hushållsavfall som genereras varje år i Sverige (RVF,1998b) är ca hälften säck- och kärlavfall från hushållen (Ohlsson och Retzner, 1998). Resterande mängd är grovavfall, avfall som lämnas på återvinningsgårdar/stationer och framför allt avfall som är jämförbart med hushållsavfall t ex från butiker, restauranger, mindre kontor. Den andelen av hushållsavfallet som hämtas vid hushållen har en relativt välkänd sammansättning. Plockanalyser som genomförts har visat att ca 40 % av avfallet består av matavfall, ca 36 % av materialet kunde antingen behandlas termiskt eller biologiskt, t ex trä, papper, medan 12 % endast lämpade sig för termisk behandling, t.ex plast. De resterande 12 % av avfallet bestod av material som inte var behandlingsbart t ex kattsand, glas, metall. Resultatet av plockanalysen illustreras i
Figur 2.

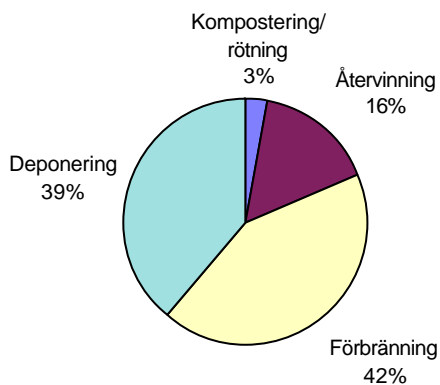
Sammansättning hushållsavfall

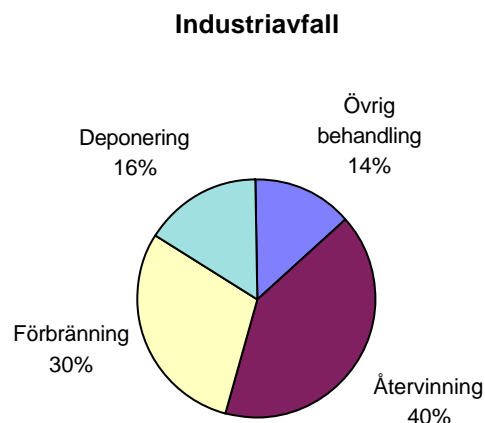


Figur 2 Sammansättning på hushållens säck- och kärlavfall uppdelat efter behandlingsbarhet. (Ohlsson och Retzner, 1998).

Vanligaste behandlingsmetoden för hushållsavfallet är förbränning. Under 1997 behandlades ca 36 % av hushållsavfallet genom förbränning, 31 % deponerades, 26 % återvanns medan 7 % behandlades biologiskt, Figur 3.

Hushållsavfall





Figur 3 Omhändertagande av hushållsavfall och därmed jämförligt samt branchspecifikt industriavfall 1994 (Naturvårdsverket, 1998b).

För att uppfylla kraven i renhållningsförordningen som rör brännbart och organiskt material, planerar flera kommuner i landet att samla in säck- och kärlavfallet i flera olika fraktioner. Vanligast är brännbart, organiskt och deponirest. Deponiresten skulle då bestå av inert material som inte innehåller något organiskt material och skall därmed kunna deponeras även efter år 2005. Om alla sorterar exemplariskt skulle detta innebära att endast 12 % av säck- och kärlavfallet skulle deponeras. I verkligheten lär dock denna andel bli betydligt större, eftersom alla hushåll sannolikt inte kommer delta aktivt. Detta kommer då att innebära att deponiresten även i framtiden kommer att innehålla organiskt material.

Mängden industriavfall i Sverige uppgick 1994 till ca 14 miljoner ton (Naturvårdsverket, 1998b). Det branschspecifika avfallet utgör ca 95 % av industriavfallet. Ungefär 40 % av det branschspecifika avfallet återvinns, 30 % går till förbränning, 16 % deponeras medan 14 % omhändertas på annat sätt. Trävaruindustrin står för nästan 50 % av det branschspecifika avfallet. Till största delen består detta avfall av trä- och barkavfall som förbränns eller återvinns. De branscher som deponerar mest avfall är massa- och pappersindustrin, metallvarutillverkningsindustrin, tillverkningsindustrin för icke-metalliska mineraliska produkter och livsmedelsindustrin. Av dessa industrier är det framför allt massa- och pappersindustrin samt livsmedelsindustrin som deponerar organiskt material.

Den bransch som genererar mest avfall är industrin för utvinning av malmer och mineral. Det produceras årligen 47 miljoner ton gruvavfall varav 97% deponeras i företagets egen regi.

Det finns idag cirka 21 anläggningar för avfallsförbränning i Sverige. Totalt 1,9 miljoner ton avfall förbränns årligen, varav hushållsavfall utgör den största andelen. Den totala mängden energi som utvinns 1996 var 5,2 TWh. Totalt 500 deponier är i drift och tar årligen emot 5,1 miljoner ton avfall. En stor del av avfallsanläggningarna fungerar även som sorteringscentraler, mellanlager och komposteringsanläggningar. Utvinning av biogas sker vid ett åttio-tal anläggningar, varav 20 är nedlagda deponier. Totalt utvanns 1996 0,4 TWh energi ur biogasen varav huvuddelen som värme.

Avgiften för att deponera ett ton hushållsavfall är i för närvarande i genomsnitt 178 kronor för sorterat avfall och 264 kronor för osorterat (Naturvårdsverket, 1998b). Kostnaden för deponering kommer inom kort väsentligen att öka eftersom ett införande av en avfallsskatt planeras. I april 1999 överlämnade regeringen en proposition till riksdagen där en "nettoskatt" på 250 kronor per ton föreslås. Skatten skall i princip betalas för allt avfall som förs in till en anläggning. Avfall som är avsett att förbrännas, komposteras, rötas eller för tillverkning av lagringsbara bränsle fraktioner är undantagna beskattning. Avfall som mellanlagras eller behandlas på avfallsanläggningen och förs ut inom tre år, eller som används för drift eller konstruktion är också undantagna beskattning.

2.2 Våra grannländer

Finland

Finland är ett glesbefolkat land med en relativt sett stor andel landsbygdsbefolkning (38%) (Ettala, 1990). Den huvudsakliga metoden för avfallsomhändertagande är deponering, 95 % av allt hushållsavfall deponeras. Endast tre förbrännings-anläggningar finns i drift. De flesta deponier är små, relativt grunda och med en låg teknisk standard. Enligt siffror från 1984 saknade 36 % av deponierna några som helst åtgärder för att begränsa förorening av omgivande vattenresurser. Endast en deponi var försedd med bottentätning. Utvecklingen går dock mot större och högre deponier med ett regionalt uppsamlingsområde. Bottentätning kommer inte att bli vanligare pga gynnsamma geologiska förhållanden. Totalt produceras 70 miljoner ton avfall årligen, varav endast 2 miljoner ton är hushållsavfall. Gruvavfall, jordbruk, industri- och byggavfall utgör 90 % av avfallet. Avfallslagen (1072/1993) som trädde i kraft den 1 januari 1994 reglerar avfallshanteringen tillsammans med avfallsförordningen (1390/1993) som består specifika regelsamlingar gällande avfallshanteringen.

I enlighet med Europeiska Kommissionens direktiv har det finska miljöministeriet utarbetat en nationell avfallsplan som presenterar riktlinjer (icke bindande rekommendationer) för ett hållbart samhälle vilka skall tjäna som stöd för allmänhet, industri och beslutsfattare. Planen antogs av den finska riksdagen den 2 July 1998 och trädde i kraft den 1 Augusti 1998. I planen har de övergripande målen som bör eftersträvas på både lokal nationell och internationell nivå ställts upp:

1. förhindra uppkomsten avfall och minimera avdelningen skadliga ämnen i avfallet
2. öka återvinningen
3. arbeta för miljömässigt bättre deponier
4. förhindra riskerna för skada på människor och miljö
5. minska handeln med avfall över nationsgränser

På den nationella nivån bör enligt avfallsplanen ekonomiska styrmedel, ett utökat producentansvar och regler för sortering och förbehandling introduceras för att uppnå mål 1 och 2.

Vidare skall produktion och användande av ämnen som kan vålla skada i samband med avfallshantering regleras. En mängd konkreta åtgärder föreslås i avfallsplanen och målet är att år 2005 ha reducerat den deponerade avfallsmängden (gruv och jordbruksavfall oräknade) med 15%. Detta skall ske genom materialåtervinning, biologiska metoder och förbränning.

Danmark

Avfallshanteringen i Danmark regleras i miljöskyddslagen och tillhörande förordningar och föreskrifter. År 1997 antogs en avfallsförordning som bl.a innebar ett förbud för deponering av brännbart avfall. Det danska miljö- och energiministeriet är mycket positiva till EG's deponeringsdirektiv och propagerade tidigt för den hierarki för avfallshantering som förslaget innebär. Senast 2 år efter att direktivet antagits planerar miljö- och energiministeriet att det skall vara infört i Dansk lagstiftning. I början av 1998 lade regeringen fram en redogörelse för avfallssituationen i Danmark. Ett enigt Folketing uppmanade regeringen att framlägga en samlad handlingsplan för de kommande årens insats på avfallsområdet. På uppdrag av regeringen presenterade miljö- och energiministeriet i september 1998 ett utkast till avfallsplan, Avfall 21 - utkast till avfallsplan 1998-2004, som skall diskuteras i Folketinget inför utarbetandet av en slutlig plan. Målet för avfallshanteringen år 2004 är att 64 % av avfallet skall återanvändas/återvinnas, 24 % skall förbrännas och 12 % skall deponeras. Den samlade mängden avfall som kommer att förbrännas år 2004 väntas stiga på grund av det redan rådande deponeringsförbudet för brännbart avfall och en stigande avfallsproduktion.

Norge

Det är svårt att få fram exakta statistik uppgifter om avfallsmängder i Norge. Enligt Statistiska Sentral Byrån i Norge är anledningen att man har olika definitioner av vad som verkligen är avfall. Uppskattningar visar dock att den totala avfallsmängden i Norge under 1997 var ungefär 14 miljoner ton. Av detta var ca 4,7 miljoner ton gruvavfall.

Mängden hushållsavfall i Norge var under 1997 1,2 miljoner ton. Detta motsvarar ca 295 kg/person. Deponering är den vanligaste behandlingsmetoden, trenden är dock att andelen avfall till deponering minskar. Återvinning och i viss mån förbränning är de behandlingsmetoder som ökat sina andelar i förhållande till deponering. Andelen förbränning har dock minskat under slutet av 90-talet. År 1996 deponerades 63 % av hushålls- och industriavfallet, detta skall jämföras med ca 80 % 1978. 20 % av avfallet gick till återvinningsindustrin, 16 % till förbränning och ca 1 % till biologisk behandling. Återvinningsgraden för hushållen är ca 25 % . Ungefär hälften av det återvunna materialet består av wellpapp och papper.

Den lagstiftning som för närvarande reglerar avfallshanteringen i Norge är den sk Forurensningsloven från 1981. Innan lagen kom till reglerades avfallshanteringen av en rad andra lagar som upphörde att gälla i samband med antagandet av forurensningslagen. Redan

1974 infördes den första förpackningsavgiften som omfattade dryckesförpackningar för kolsyrade drycker som inte ingick i retursystem. Senare kompletterades avgiften till att även omfatta andra glasflaskor. 1994 infördes ett system med producentansvar på förpackningar som liknar det system vi har i Sverige i dag. Olika materialbolag bildades som skulle ansvara för insamlingen av förpackningar och se till att återvinningsmålen uppnåddes.

Från och med den 1 januari 1999 införde Norge en skatt på avfall. Skatten för deponering kommer att vara 300 NKR/ton. Avfall som går till förbränning kommer att beskattas med mellan 75 och 300 NKR/ton beroende på hur mycket energi som nyttiggörs. Inkomsterna från skatten kommer som det nu ser ut, inte att återföras till branschen utan går in i den samlade statskassan.

2.3 De tre stora deponeringsnationerna: USA, Australien och Storbritanien

USA

USA är ett stort land med mycket varierande förhållanden när det gäller faktorer som påverkar hanteringen av avfall t ex klimat, geologi, befolkningsstruktur mm. Dessa skillnader medför att kraven som ställs på deponier varierar över hela USA. Hanteringen av avfall i USA sker både med hjälp av privata entreprenörer och av sk countys, som är den svenska motsvarigheten till län. Marknaden är dock i regel fri varför kommunen ofta konkurrerar med de privata entreprenörerna.

Deponierna i USA är i regel stora och avfallet transporteras i tätortsregionerna långa sträckor innan det deponeras. Största deponin i USA är Puente Hills i Kalifornien som tar emot ca 2,7 milj ton avfall om året (Brown,1998). Trenden under de senaste åren har varit att mindre deponier tvingas stänga på grund av dålig lönsamhet och att de aktiva deponierna blir allt större. I början på 90-talet fanns knappt 7 000 deponier för MSW i USA medan det 1997 endast fanns ca 3 000 deponier kvar (Brown,1998; Meijer,1992). Nedläggningen av deponier har även medfört att transportavstånden ökat från i genomsnitt 15 miles 1985 till ca 45 miles 1995 (Brown,1998). De långa transportererna gör att det finns väl utvecklade system med omlastningsstationer där avfallet omlastas från insamlingsfordon till långa trailers.

Lagstiftning i USA sker i regel på två nivåer. På nationell nivå stiftas lagar av federala myndigheter som gäller över hela USA, sedan stiftas även lagar på delstatsnivå som kan vara hårdare än vad de federala lagarna kräver. På samma sätt sker även lagstiftning inom avfallshanteringen. På federal nivå är det EPA (Environmental Protection Agency) som står för framtagandet av riktlinjer för deponering. De första reglerna presenterades 1979 och reglerade miniminivån för upplag i USA (Meijer,1992). Nuvarande regler för deponering är från 1981 och baseras på *Resource Conservation and Recovery Act (RCRA)*. RCRA innehåller sju olika sektioner, av dessa sektioner är det fyra som rör avfallshantering:

- Subtitle C - reglerar hantering av farligt avfall

- Subtitle D - reglerar hantering av icke farligt avfall
- Subtitle I - reglerar lagring av petroleum produkter och även lakvatten på deponier
- Subtitle J - reglerar hantering av medicinskt avfall

Subtitle D innehåller normer för den lägsta standard som kan accepteras för deponier i USA. Kraven är uppdelade i 6 sektioner (EPA,1991):

- Lokalisering
- Drift
- Design
- Grundvattenövervakning
- Avslutning och eftervård
- Finansiella krav.

Jämfört med de krav som finns i Centraleuropa gällande vilken typ av avfall som får tas emot på en deponi så är subtitle D kraven lägre. Som tidigare nämnts kan dock lagar även stiftas på delstatsnivå. På den nivån kan reglerna i flera fall vara minst lika hårda som i Europa. De tekniska kraven i subtitle D är jämförbara med de som finns i Centraleuropa och de nya EG direktiven.

Deponering är den dominerande behandlingsmetoden för omhändertagande av avfall. 1996 genererades ca 208 milj ton MSW. 57 % av avfallet deponerades, 27 % återvanns och 16 % förbrändes (EPA, 1999). Kostnaderna för deponering varierar kraftigt mellan olika delar av landet. I södra USA där det finns stora, obefolkade ytor och kraven på deponier generellt är lägst, är kostnaderna för deponering under 100 kr/ton. I norr och längs med ostkusten är kraven hårdare och befolkningstätheten större vilket medför att kostnaderna kan uppgå till mellan 400-500 kr/ton (Brown, 1998).

På grund av de låga kostnaderna för deponering har förbränning av blandat avfall hittills inte kunnat konkurrera med deponering. De ökade kostnaderna för deponering i de mer tätbefolkade områdena skulle kunna ge utrymme för förbränning av avfall, men i flera av dessa regioner är problemen med luftföroreningar stora, varför förbränning av avfall inte har varit politiskt gångbart. Totalt finns det ca 150 förbränningsanläggningar för blandat hushållsavfall eller RDF. Kapaciteten på anläggningarna är i genomsnitt ca 320 000 ton/år (EPA, 1997).

Australien

Australien är uppdelat i ett antal delstater och territorier. Territorierna styrs direkt av den federala regeringen men delstaterna har egna lagstiftande församlingar och regeringar. Genom att antaga övergripande strategier och utarbeta en viss policy sätter de federala myndigheterna ramen inom vilken de lokala regeringarna kan verka. Delstaterna bär ansvaret för att reglera avfallshanteringen och omhändertagandet genom att införa förordningar och stifta lagar. Själva hanteringen av avfallet kan läggas ut på såväl offentliga som privata enterpenörer. De federala myndigheterna reglerar endast import och export av farligt avfall.

I Australien genereras årligen ett ton avfall per person, en reduktion av mängden producerat avfall har därför största prioritet i regeringens avfallsprogram. Regeringen har som mål att reducera mängden avfall som deponeras med 50% innan år 2000.

Det finns ett utbrett motstånd mot förbränning av avfall i Australien och p.g.a att deponering betraktas som det mest kostnadseffektiva sättet att omhändertaga avfall så deponeras det mesta av det organiska avfallet i Australien. Majoriteten av dessa deponier saknar emellertid gasuppsamlingsystem för energiutvinning och fackling. Endast på 15 anläggningar utnyttjas biogasen för energiproduktion och då undantagslöst för produktion av elkraft (Environment Australia, 1999).

Avfallsproblematiken, framför allt från ett växthusperspektiv, har nyligen uppmärksamats av den nationella regeringen och man har lagt fram program för en miljövänligare produktion och för minimering av den producerade avfallsvolymen. Regeringen har också initierat utvecklandet av ett nationellt strategi för att minska utsläppen av växthusgaser. Både den nationella och de lokala regeringarna undertecknade 1992 "National Greenhouse Response Strategy" (NGRS), vilket utgör huvuddokumentet för arbetet med att reducera emissionerna av växthusgas.

England

England är det land i Europa som mest målmedvetet valt att utveckla deponeringstekniken till en miljömässig och tekniskt väl fungerande biologisk behandlingsmetod. Till detta har bidragit tidigt uppsatta miljömål samt gynnsamma geologiska förhållanden för en säker deponering. Idag finns avancerade cellrötningskoncept som förutom biocellsrötning även innefattar metoder som t ex "flushing bioreactors" där aktiva styrparametrar satts in för att effektivisera energiutvinningsutbytet och omsättningshastigheten för att stabilisera avfallet inom tidsrymden av en generation.

Idag deponeras 90 % av hushållsavfallet, 5 % förbränns och 5 % materialåtervinns. Verksamhetsavfall och bygg- och rivningsavfall förbränns och materialåtervinns i större utsträckning (DoE, 1995a).

Avfallsområdets viktigaste lagar i Storbritannien är miljöskyddslagen, Environment Protection Act, som utfärdades 1990, lagen om deponiskatt och lagen om producentansvar för förpackningar. Department of Environment and Transportation, DETR, publicerar Waste Management Papers, som innehåller råd och riktlinjer inom avfallsområdet. Sedan 1 april 1996 är Department of Environment tillståndsmyndighet och är ansvarigt för lagstiftningen kring behandling, lagring och kvittblivning av kontrollerade avfall. De utarbetar beslutsunderlag om policys och strategier, som sedan miljödepartementet DETR fattar beslut om.

År 1995 publicerade Department of Environment ett strategidokumentet *Making Waste Work* för en hållbar avfallshantering. *Making Waste Work* innebär följande prioriteringsordning för en integrerad avfallshantering:

1. Avfallsundvikande
2. Återanvändning
3. Återvinning:
 - Materialåtervinning
 - Kompostering
 - Energiutvinning, vilket innefattar såväl deponigasutvinning som förbränning av fast avfall.
4. Deponering eller förbränning utan energiutvinning.

Hiarkin avviker på en väsentlig punkt från den som föreslagits i direktiven (kap. 7): Energiutvinning genom förbränning av fast avfall och förbränning av biogas jämnställs. Man tror inte på en absolut hiarki som kan tillämpas på alla avfallsströmmar på alla platser. Det bästa alternativet bör istället vara *the Best Environmentally Practicable Option*, BPEO. Det vill säga den mest miljövänliga och praktiskt genomförbara lösningen.

I *Making Wastes Work* dokumentet fastslås också bl.a följande konkreta målsättningar:

- reduktion av andelen kontrollerat avfall till deponi från 70 till 60 % till år 2005
- materialåtervinning eller kompostering av 20 % respektive 40% av hushållsavfallet år 2000 respektive år 2005.
- kompostering av en miljon ton organiskt hushållsavfall år 2000
- material- och energiåtervinning av 50 - 65 % av förpackningsavfallet år 2001

För att befrämja energiåtervinningen och stödja de förnyelsebara energikällornas konkurrenskraft på elmarknaden införde regeringen 1989 ett stödprogram: *Non - Fossil Fuel Obligation*. Anmärkningsvärt nog så omfattas ej rötreaktorer av programmet. Regeringens mål är att producera 1500 MW förnyelsebar elenergi till år 2000. Deponiskatten är den första direkta miljöskatten i Storbritannien och infördes 1996 för att stimulera återvinning och en minskning av de producerade avfallsmängderna (Nilsson, 1997).

2.4 Centraleuropa

Myndigheterna i Tyskland, Österrike, Schweiz och Frankrike har tidigt slagit fast avfallshanteringsstrategier som haft stort inflytande på det liggande EG förslaget till deponeringsdirektiv. Dagens lagstiftning och praxis ligger därför i linje med innehållet i det föreslagna direktivet.

Tyskland

De två viktigaste lagarna som reglerar Tysklands omställning till ett mer kretsloppsorienterat samhälle är Kretsloppslagen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz) som trädde i kraft

1996 och Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi), vilken trädde i kraft 1993. Insamling och deponering av avfall ligger inom delstaternas ansvarsområde. De federala myndigheterna har lagstiftat om en integrerad avfallshantering enligt prioriteringsordningen i kapitel 1.

De allmänna målsättningar och kraven på Tysklands deponeringsstrategi slås fast i TASi enligt följande (Stief, 1993):

- Innan år 2005 skall allt avfall behandlas innan deponering för att uppnå en definerad kvalitet med avseende på ett stort antal parametrar. T.ex så ställs krav på en organisk torrsbstanshalt som understiger 5 viktprocent räknat som glödförlust och 3 viktprocent räknat som TOC (klass II deponi).
- Organiskt avfall måste insamlas separat innan år 2005 och biologiskt behandlas. För närvarande insamlas cirka 25% separat men mängden ökar kontinuerligt.
- En inkapslingsstrategi förordas, dvs deponin skall vara försedd med både topp- och bottenlining bestående av en anvisad följd av geologiska och syntetiska barriärer.
- Deponierna skall var försedda med uppsamlingsystem för lakvatten och biogas.
- Hårda krav ställs på de geologiska och hydrogeologiska förutsättningarna vid lokalisering av nya deponier.

Det är värt att notera att endast cirka 20 % av allt hushållsavfall förbränns och att deponering är fortfarande den dominerande metoden för avfallsomhändertagande, ungefär 50% av allt hushållsavfall deponeras.

Österrike

I Österrike regleras avfallshanteringen i en lag, Abfallwirtschaftsgesetz (AWG), vilken tillkom 1990. Med lagen infördes en integrerad avfallshantering enligt hierarkin i kapitel 1. En höjd deponeringsskatt gjorde att den deponerade mängden avfall sjönk drastiskt med 30% under de följande åren. Lagen föreskriver också bl.a att endast sådant avfall som ej utgör en potentiell risk för framtida generationer får deponeras.

Enligt ett tillägg till den nationella vattenskyddslagen påbjuds förbehandling och endast avfall som har ett totalt organiskt innehåll (TOC) understigande en halt på 5 massprocent får deponeras efter år 2004, vilket kan jämföras med TASi. För att inte ensidigt styra in förbehandlingen mot förbränning ges ett visst undantag i förordningen om deponering (164/1996): Deponering av blandat hushållsavfall (MSW) som har ett energiinnehåll lägre än 6000 kJ/kg torrsbstans tillåts om förbehandling skett med mekanisk-biologisk metod (Raninger and Nelles, 1997; Umweltbundesamt, 1998).

Schweiz

I Schweiz har avfallsförbränning länge varit en prioriterad avfallsmetod och målsättningen är att förbränna allt ej återvinningsbart hushållsavfall och liknande (MSW) samt avloppsslam. Idag förbränns 77% av hushållsavfallet och 23% deponeras. Enligt avfallhanteringsförordningen (TVA) som trädde i kraft 1991 skall deponering av obehandlat kommunalt avfall och övrigt brännbart avfall ej ske efter den 1 januari 2000.

Frankrike

Frankrike antog 1992 en lag, den sk la loi Lalonde lagen, som säger att år 2002 stängs deponierna för allt utom "slutavfall". Med "slutavfall" menar man en restprodukt som ej går att ta vara på och för vilken det heller ej är möjligt att minska dess miljöfarlighet med dagens bästa teknik och ekonomiska möjligheter. Målet skall nå genom ökad återvinning samt genom utveckling av biologiska behandlingsmetoder samt förbränning med energiutvinning. Förbränning och materialåtervinning är enligt fransk lagstiftning båda att betrakta som återvinning. Ingen inbördes prioritering har gjorts med motiveringen att man har kunskap om vilken metod som är den miljömässigt bästa. Efter år 2000 kommer förbränning bara vara tillåtet om avfallets energiinnehåll tas tillvara. Strategin har inneburit att antalet förbränningssanläggningar ökat markant under de senaste åren. Biologisk behandling av annat avfall än park- och trädgårdsavfall förekommer endast i liten skala.

Italien

Den italienska avfallshanteringen styrdes ända fram till 1982 av en renhållningslag från 1941. 1975 kom de första avfallsdirektiven från Europeiska Gemenskapen, vilket även omfattade Italien. Direktiven implementerades dock inte i Italien för än 1982 då den första gemensamma lagstiftningen för Italien kom. I början på 90-talet infördes producentansvar på dryckesförpackningar. Återvinningen är på frammarsch och utförs ofta av landsomfattande företag.

Under en lång period på 60- och 70-talet var förbränning den dominerande behandlingsmetoden för avfall. Under sent 70-tal startade dock debatten om dioxiner från förbränningsanläggningar. Flera förbränningsanläggningar stängdes och deponering blev den dominerande metoden för omhändertagande av avfall. Den lag som trädde i kraft 1982 innehöll även strängare krav på rökgasrening och energiutvinning ur avfallet vilket gjorde att flera mindre anläggningar tvingades stänga. Som en följd av nedläggningar av förbränningsanläggningar blev kompostering ett nytt alternativ. I början av 80-talet kompostades över 900 000 ton avfall varje år i Italien. Lagen från 1982 innehöll dock även nya regler om metallinnehåll i kompostjord som gjorde att möjligheterna att finna avsättning för komposten minskade.

2.5 Japan

Japan är ett mycket tätbefolkat land och nästan halva befolkningen är koncentrerad till de tre storstadsregionerna Tokyo, Osaka och Nagoya. Tillgången på mark för avfallsdeponering är följaktligen mycket begränsad.

Japan har traditionellt "bränt och begravt" sitt avfall. Avfall har också använts för att utfyllnader till havs. Idag strävar man efter att reducera produktionen av avfall, återvinna och återanvända, förbränna och ta tillvara energin, helst som elenergi, och slutgiltigen deponera. Totalt genereras 50 miljoner ton hushållsavfall årligen (1993), vilket motsvarar 1,1 kg per person och dag, utav vilket 75 % bränns, 11% återvinns, komposteras etc. och endast 14% deponeras.

De grundläggande principerna och målen för Japans miljöpolitik slogs fast 1993 i en allmän miljölag. I lagen definieras också ansvarsfördelningen mellan regering, lokala myndigheter, företag och enskilda individer. Senare samma år överlämnade man en nationellt Agenda 21-dokument till FN. Påföljande år, 1994, antogs en allmän handlingsplan för miljön. I denna plan presenteras konkreta mål och policy samt vad som behövs göras både på nationell och lokal nivå, såväl av myndigheter som företag, privata organisationer och enskilda medborgare, för att uppnå detta. Den japanska staten formulerar strategier och övergripande mål för avfallshanteringen. Medan det är kommunerna som är direkt ansvariga för avfallshanteringen. Kommunerna får tekniskt bistånd och finansiellt stöd av staten för att kunna uppfylla sina uppgifter.

Japans avfallshanteringslag härrör från 1970 men ändrades och byggdes ut 1991 för att inkludera återvinning och andra åtgärder för avfallsminimering samt direktiv för deponering. Den nya lagen trädde i kraft 1992. Förpackningslagen som trädde i kraft 1995 markerar Japans kursändring till ett mer resurssnålt och återvinningsorienterat samhälle. Målsättningen är att återvinna förpackningar. Eftersom dessa utgör 60 volym% av avfallsströmmen har lagen en stor effekt. Lagen innebär också att kommunerna tillsammans med både producenter och konsumenter gemensamt tar ett ansvar för återvinning och reducering av avfallsproduktionen.

Den japanska industrin samt de ekonomiska riktlinjerna stimulerar masskonsumtion. Detta är svårt att ändra på, japans väg blir därför "masskonsumtion genom massåtervinning" (Jost, 1996)

2.6 Sydafrika

Ett intressant land är Sydafrika som i flera avseenden kan karakteriseras som något av en blandning av ett industrialiserat och ett utvecklingsland. Befolkningen är koncentrerad till de östra delarna medan de största delarna av landets inre och västra regioner är mycket torra och glest befolkade. Förenta Nationerna har klassificerat Sydafrika som ett industrialiserat land trots att majoriteten av befolkningen lever i förhållanden som bäst kan karakteriseras som tredje världen. Endast vissa regioner är högt industrialiserade och i dem är urbaniseringen explosionsartad. Detta medför att behoven av bostäder, skolor, sjukvård och infrastruktur överskuggar avfallshanteringsproblematiken (Ball, 1993; Verrier, 1990). Avfallsgenereringen är koncentrerad till den industrialiserade och urbaniserade delen av landet. I stort sett hela avfallsvolymer deponeras på någon av landets 1200 deponier vars standard varierar från okontrollerade soptippar till kontrollerade deponier. Deponierna ägs och drivs i allmänhet av lokala myndigheter.

3 Deponeringsstrategier

Under 70- och 80-talet växte olika deponeringsstrategier fram. Valet av deponeringsstrategi beror av avfallsslaget, de topografiska, geologiska och hydrologiska förhållandena i landet eller regionen men speglar framför allt det politiska klimatet och det rådande synsättet på deponins roll. Det är tydligt att avfallshanteringsmetoderna och de gällande direktiven är ett resultat av en nationell politisk verklighet och inte av vetenskapliga fakta (Westlake, 1997). Det finns två huvudriktningar för deponeringsstrategier (Hjelmar, 1995; Joseph and Mather, 1993; Stief, 1988; Westlake, 1997): en *utspädnings- och fastläggningsstrategi* ("dilution and attenuation strategy"), respektive en *barriär- och uppsamlingsstrategi* ("containment strategy").

3.1 Barriär- och uppsamlingsstrategin

Barriär- och uppsamlingsprincipen innebär en strävan att isolera deponin från den omgivande miljön genom att botten täta och samla upp lakvattnet. ISWA (1992) har definierat en deponi som drivs enligt denna strategi som en deponi där lakvattenläckaget till omgivningen är exceptionellt lågt. Det finns emellertid inga riktvärden för hur tätt barriärssystemet skall vara för att deponin skall falla inom ramen för vad som kan kallas barriär- och uppsamlingsdeponi. Ett naturligt "liner"-material (liner = tätande material i skikt som ger mycket litet läckage av vatten) som lera anses av en del uppfylla kravet på en tät barriär medan andra menar att anläggande av en lerliner endast är ett sätt att uppnå ett kontrollerat läckage och metoden hör därmed hemma inom utspädnings- och fastläggningsstrategin (Westlake, 1997).

Figur 4 Deponering enligt barriär- och uppsamlingsstrategin vilket inkluderar både torr- och våtdeponeringstekniker.

Barriär- och uppsamlingsstrategin inkluderar både torr- och våtdeponeringstekniker, Figur 4 (P betecknar regn, E evapotranspiration och Q ytavrinning). Bottentätning och lakvattenuppsamling utgör en gemensam nämnare.

Torrdeponering

Med deponering enligt en *torrdeponeringsstrategi*, eller *inkapslingsstrategi*, avser vi deponier som ovanpå och i botten är försedda med naturliga eller syntetiska tätskikt, s.k liners, som är utformade för att så effektivt som möjligt avskärma deponin från den omgivande miljön. Denna strategi har en lång tradition i USA och Tyskland (Carra and Cossu, 1990). Den grundläggande principen är att hålla deponin torr genom att förhindra infiltration av regnvatten och därmed förhindra biologisk nedbrytning och lakvattenbildning. För att kunna samla upp det lakvatten som bildas under drifttiden och för att förhindra grundvatteninträning bör torrdeponin förutom topptätning även vara försedd med bottentätning och ett lakvattenuppsamlingssystem. Lakvattnet skall tas om hand och behandlas före utsläpp till recipient. Det amerikanska EPA antog 1991 officiellt torrdeponeringsstrategin för deponering av MSW (Municipal Solid Waste).

Rainer Stegmann har i en serie av artiklar (Stegmann, 1991; 1993; 1995) utvecklat idén om torrdeponering. Beroende på avfallslag så skall olika typer av deponeringsstrategier tillämpas. Deponier där man deponerar biologiskt icke reaktivt avfall bör enligt Stegmann hållas torra för att undvika lakvattenbildning. Det kan uppnås genom att avfallet först pressades samman i balar och förpackades i plastfolie. Utplaceringen av balarna i deponin skulle sedan ske under ett mobilt tak. Deponier som tar i mot avfall med ett högt organiskt innehåll bör däremot drivas som bioreaktorer, dvs den anaeroba nedbrytningsprocessen skall optimeras.

Enligt Smart (1993) garanterar inkapslingsstrategin inte ens ett bättre grundvattenskydd i ett kortare tidsperspektiv jämfört med en utspädnings- och fastläggningsstrategi. Pga en tröghet i lakvattenuppsamlingssystemet, igensättningseffekter eller sättningar i undergrunden kommer en viss lakvattenreservoir att bildas vid botten i en bottentätad deponi (Cope, 1998). En punkterad bottenliner kan därför ge upphov till ett betydande utflöde av lakvatten pga den hydrauliska gradienten mellan lakvattennivån inuti deponin och grundvattenytan. Kritik har därför riktats mot inkapslingstekniken för att man i bästa fall bara skjuter problemet på framtiden och att långtidseffekterna ej beaktats (Campbell, 1991; Driessen et al., 1995; Gronow, 1996; Harris et al., 1994; Hjelmar, 1995; Johannesson et al., 1993; Joseph and Mather, 1993; Knox och Gronow, 1993; Lee and Jones-Lee, 1993; Smart, 1993; Viste, 1997; Westlake, 1997). De som representerar inkapslingsstrategin är naturligtvis medvetna om detta, men anser att det saknas bättre alternativ (Stegmann, 1993). Man framför ofta argumentet att inkapsling är det bästa vi kan göra i nuläget och att möjligheten ej utesluts att ta hand om detta avfall någon gång i framtiden med nya teknologier.

Våtdeponering

Våtdeponering innebär att infiltration av regnvatten tillåts. Deponin kommer därmed att fungera mera som en stabiliseringsanläggning, än en passiv mottagare av avfall. Den grundläggande tanken för våtdeponier är att stabilisera avfallet på plats. För detta krävs en vattentillförsel, antingen regnvatten som till viss del tillåts perkolera genom täcksiktet eller genom aktiv bevattning/lakvattenrecirkulation. Vattnet spelar en avgörande roll för utlaknings- och stabiliseringsprocessen. Vatten är nödvändigt för det första steget i den anaeroba nedbrytningen och för att omfördela kemiska substanser, mikroorganismer och näringsämnen i det deponerade avfallet (se kap 4.1). I sin mest ideala form utgör deponin enligt detta synsätt en processanläggning där slutprodukten är ett inaktivt och svårlakat material som kan integreras i den naturliga miljön.

3.2 *Utspädnings- och fastläggningsstrategin*

Utifrån *utspädnings- och fastläggningsstrategin* betraktas deponin som en länk eller ett processteg som överför materia mellan teknosfären och litosfären i en takt och omfattning som miljön kan klara av, Figur 5. Man förlitar sig här på utspädnings, nedbrytnings och fastläggningsmekanismer i de underliggande geologiska lagren, den s.k naturliga barriären. Utspädnings- och fastläggningsstrategin har traditionellt sett haft ett starkt fäste i Storbritanien. Den goda tillgången på gamla lertäkter i England som kunnat tas i anspråk för deponering av avfall har spelat en stor roll för acceptansen av denna strategi. En ny grundvattenskyddspolicy som infördes 1992 av the National Rivers Authority har emellertid omöjliggjort deponering av annat än inert och ej aktivt avfall enligt utspädnings- och fastläggningsfilosofin (Joseph and Mather, 1993).

Figur 5 Deponering enligt utspädnings- och fastläggningsfilosofin

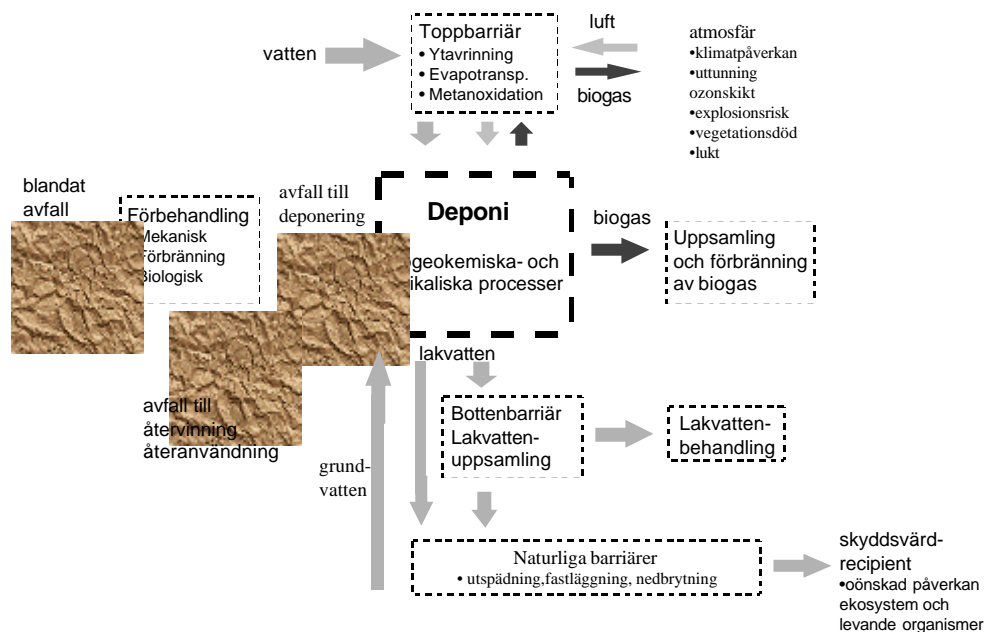
DEL II Miljöpåverkan

Miljöpåverkan från deponier sker framför allt genom läckage av lakvatten och metangas (kapitel 4.2 respektive 4.3). De följande faktorerna är styrande för genereringen av emissioner:

- Avfallens sammansättning och egenskaper. Det producerade avfallens egenskaper kan påverkas genom förbränning, kompostering, sortering, rötning och solidifiering.
- De biogeokemiska- (nedbrytning, vittring, urlakning) och fysikaliska processer (uppläggning, kompaktering, sättning, vattenomsättning) i avfallet.
- Deponins konstruktion och utformning såsom: storlek, tekniska barriärernas funktion och uppsamlingsystem för lakvatten och biogas.

Den faktiska miljöpåverkan från lakvattenläckage beror på lokaliseringen (geohydrologiska förhållanden, naturliga barriärer, avstånd skyddsvärd recipient, omgivande miljö etc).

Avfallsdeponin och de yttre faktorer som styr emissionerna illustreras schematiskt i Figur 6.



Figur 6 Schematisk illustration av avfallsdeponin som ett system och yttre faktorer som styr funktionen.

I denna del behandlas biogeokemiska- och fysikaliska processer i deponerat blandat avfall och metangas- och lakvattenemissionerna (kap. 4), tekniska barriärer (kap. 5) samt olika metoder för att påverka, stabilisera, avfallet för att reducera energi- och föroreningspotentialen (kap. 6).

4. Styrande processer och emissioner

4.1 Nedbrytningsprocessen i blandat deponerat avfall

Den typiska deponin innehållande blandat avfall inklusive organiskt material kan liknas vid en anaerob reaktor utan omblandning, med ett stort vattenunderskott och där nedbrytningsprocessen följaktligen är ineffektiv (Bogner et al., 1993; El-Fadel, 1996; 1997). Den spatiella variationen av vatteninnehållet är stor och varierar från mättade till torra förhållanden. Vid utgävningar av äldre deponier har stora områden visat sig vara helt torra och avfallet i stort sett opåverkat av nedbrytning (Harris, 1979; Hogland et al., 1995). Förhållandena för nedbrytning är långt ifrån optimala vilket gör att endast en del av det organiska kolet kommer att konverteras och avgå i form av metan eller koldioxid. Delar av det organiska materialet är också svårnedbrytbart och bryts endast delvis ned. Med undantag av att miljöbetingelserna i en rötreaktor är styrda så att den anaeroba nedbrytningsprocessen är optimal så är den mikrobiologiska miljön liknande även om substratets relativa innehåll av fett, proteiner och kolhydrater kan variera (El-Fadel et al., 1997).

Avfallsdeponins extrema heterogeneitet har oftast negligerats inom deponeringsforskningen. Mycket lite information finns om variationen i tid och rum för de biogeokemiska processerna och de styrande parametrarna.

Dagens kunskap och teorier om deponier bygger till stor del på forskning där deponin betraktats som ett homogent system, "black box". Utifrån kännedom om de in- och utgående massflöden samt erfarenheter från röttningsreaktorer och laboratorieförsök har sedan vissa slutsatser om de biogeokemiska processerna i avfallet och deras utveckling i tiden. Forskningen har varit fokuserad på att identifiera genomsnittliga egenskaper och generella samband med avseende på processer och emissioner.

Nedbrytningssekvensen

Det organiska materialet bryts ned i tre steg, hydrolys och fermentation, acetogenesis och metanogenes, till i huvudsak metan och koldioxid (Christensen och Kjeldsen, 1989). Innan mikroorganismerna kan bryta ned det organiska materialet så måste det spjälkas och lösas upp. Detta sker i ett hydrolyssteg, vilket är det första steget i den anaeroba nedbrytningen. På detta sätt konverteras det organiska materialet först till enklare polymerer såsom proteiner, kolhydrater och lipider vilka i sin tur hydrolyseras till aminosyror, socker och fettsyror. Dessa fermenteras sedan antingen till flyktiga fettsyror eller direkt till ättiksyra (El-Fadel et al., 1997). Hydrolysen är troligtvis begränsande för hela processen (Leuschner och Melden, 1983) vilket också har indikerats vid simulering med mikrobiella tillväxt/biogasbildningsmodeller (El-Fadel et al., 1996). Vatten är inte bara nödvändigt för hydrolysen utan också för att omfördela kemiska substanser, mikroorganismer och näringsämnen inom deponin (Augenstein och Pacey, 1991; Christensen och Kjeldsen, 1989). Därför har både hög vattenhalt (Ehrig, 1991) och vattenomsättning (Klink och Ham, 1982) visat sig stimulera nedbrytningsprocessen. Vidare har en hög temperatur visat sig ha en gynnsam inverkan på

hydrolyshastigheten (El-Fadel et al., 1996). I det andra steget transformerar acetogena bakterier fermentationsprodukterna till ättiksyra, väte och koldioxid och i det sista steget producerar metanogena bakterier metan. Detta sker genom transformation av ättiksyra till metan och koldioxid eller genom väte och koldioxid till metan. Efter hydrolysen blir metanogenesen den begränsande processen för nedbrytningsprocessen, följaktligen kommer de faktorer som styr hydrolysen och metanogenesen att dominera i nedbrytningsprocessen och bildningen av biogas.

Från tidpunkten för deponeringen går avfallet således igenom ett antal nedbrytningsfaser vilka kommer att styra emissionerna. En idealiserad detaljerad anaerob nedbrytningssekvens kan delas in i fem faser enligt följande (Christensen and Kjeldsen, 1989; Ehrig, 1987; Farquhar and Rovers, 1973):

- I. Efter deponeringen kommer aeroba förhållanden att råda under en kort tid. Under denna fas kommer lättnedbrytbart biologiskt material att komposteras till i huvudsak vatten och koldioxid under det att syre och kväve förbrukas.
- II. När den syremängd som stängts inne i avfallsmassorna förbrukats kommer fakultativa och acetogena bakterier att bli aktiva vilket betyder att nedbrytningsprodukter som flyktiga fettsyror (VFA), koldioxid och vätgas kommer att bildas. Effekten av de organiska syrorna blir att pH sänks vilket verkar inhiberande för metanogena bakterier. Lakvattnet utmärks genom ett höga koncentrationer av COD, kalcium, järn, tungmetaller och ammonium.
- III. Under denna fas sker en långsam tillväxt av metanogena bakterier och VFA konverteras till metan och koldioxid. Allt eftersom VFA koncentrationen sjunker höjs pH, koncentrationen av järn, tungmetaller och COD avtar.
- IV. Detta är den stabila metanproducerande fasen som slutar när all VFA konverterats och endast det svårnedbrytbara organiska materialet återstår.
- V. Metangasproduktionen fortsätter med reducerad intensitet. Slutligen kommer metangasproduktionen att ha sjunkit till en nivå där syre från atmosfären kan diffundera in. Denna fas kommer att inträda efter, i storleksordningen, några tiotal till hundratals år. Hastigheten med vilken syre transporteras in i deponin är starkt beroende av vatteninnehållet i avfallet och täckskiktets egenskaper (Bozkurt, 1998). Enligt beräkningar av Bozkurt (1998) för en 10 m djup deponi kommer oxidationen av den humus som kvarstår efter de anaeroba nedbrytningsfaserna att ta mellan 600 år (delvis mättad deponi utan täckskikt) till över 500 000 år (helt mättad deponi med täckskikt).

Styrande faktorer

El-Fadel et al. (1997) presenterade en sammanställning av faktorer som påverkar gasproduktionen och den anaeroba nedbrytningsprocessen från deponier, Tabell 1. Datan bygger på ett stort antal studier som publicerats under de sista 20 åren. De olika variablerna interagerar i stor utsträckning med varandra och att separera denna samlade effekt från påverkan från den enskilda faktorn är svårt (El-Fadel, 1997; Gurijala et al., 1997).

Tabell 1 Faktorer som influerar biogasproduktionen och deras effekt (efter El-Fadel, 1997).

Faktor	Stimulerande			Hämmande		
	Låg	Medium	Hög	Låg	Medium	hög
Sammansättning		+		-		
Densitet	+					
Partikelstorlek	+					
Temperatur		+			-	
PH		+		-		
Näring	+			-		
Mikroorganismer	+			-		
Fukthalt			+			
Syre						-
Väte	+			-		
Sulfat				-		
Miljögifter					-	
Metaller				-		

Tillväxten av mikroorganismer är i hög grad beroende av den yttre temperaturen eftersom mikroorganismer ej har någon möjlighet att reglera sin egen interna temperatur. Allmänt gäller att mikrobiell tillväxt sker i temperaturspannet <20C för psykofila processer, 20-45°C för mesofila processer och 50-°C för termofila processer. Det är lättare för mikroorganismerna att överleva som sporer vid låga temperaturer jämfört med vid höga temperaturer. Som tidigare nämnts så spelar temperaturen även en stor roll för hydrolysen.

Jämfört med de fermenterande och acetogena bakterierna så är den metanogena bakterien känslig för pH värdet och klarar endast av pH värden mellan 6-8.

En hög fukthalt är den enskilda parameter som har störst betydelse för den anaeroba nedbrytningsprocessen (Augenstein and Pacey, 1991; Bogner and Spokas, 1993; Christensen and Kjeldsen, 1989; Ehrig,1991; El-Fadel et al., 1996; Gurijala et al., 1997; Klink and Ham, 1982) Förutom av de anledningar som tidigare nämnts så kan en låg fukthalt innebära en lokal ackumulering av ämnen som kan ge en inhiberande effekt. Vikten av frånvaron av syre är naturligtvis en självklarhet för tillväxt av anaeroba bakterier.

Sulfats inhiberande effekt på metanproduktionen beror inte på en toxisk effekt utan på att de sulfatreducerande bakteriernas konkurrerar om samma substrat som de metanogena bakterierna (Christensen och Kjeldsen, 1989; Warith and Sharma, 1998).

Gurijala et al. (1997) utvärderade den samlade effekten och det enskilda bidraget av 10 stycken olika faktorer betydelse för metangasproduktionen genom en multipel regressions-

analys av data från 38 prover av MSW, vilka tagits vid Fresh Kills Landfill, New York. En enkel korrelationsanalys bedömdes både vara missvisande och otillräcklig eftersom faktorernas samverkan är betydelsefull. Analysen visade att fukthalt, halt av lättnedbrytbart organiskt material, sulfat och cellulosa:lignin kvoten var de variabler som hade en signifikant betydelse för metangasproduktionen. De övriga sex variablerna gav ej något signifikant bidrag i närvaro av de förstnämnda fyra. Vatteninnehållet är den variabel som har störst betydelse för metangasproduktionen. Analysen indikerade att metangasproduktionen stimuleras vid en fukthalt över 55% (vikt) och upphör vid en fukthalt under 33% (vikt). En alltför hög halt av lättnedbrytbart organiskt material kan verka hämmande på metangasproduktionen, vilket också är en viktig slutsats från testcellsprojektet på Spillepengdeponin i Malmö (Åkesson och Nilsson, 1998). Den tredje viktigaste variabeln var SO_4^{2-} , vilken påverkar metangasproduktionen negativt.

Om deponin betraktas som en helhet råder det inte brist på de viktigaste näringsämnen kväve och fosfor, men pga av heterogeniteten hos deponerat avfall kan näringsbrist vara en begränsande faktor lokalt i deponin (Christensen och Kjeldsen, 1989). Detta indikeras av att under den mest aktiva perioden för biogasproduktion verkar många deponier styras av en nollte ordningens kinetik, dvs gasbildningstakten sker oberoende av substratkoncentrationen (Ham och Barlaz, 1989). Detta betyder att andra faktorer än tillgången på substrat är begränsande, såsom närvaro av inhiberande ämnen dvs gifter, samt närings- och vattenbrist (El-Fadel, 1996).

Deponin som kolsänka

Av det totala organiska innehållet i avfall utgör cellulosa cirka 70 % och lignin 10% (USA, El-Fadel et al., 1997). Cellulosa svarar för huvuddelen av det kol som bryts ned medan lignin har visat sig vara mycket svårnedbrytbart. Cellulosa:lignin kvoten kan därför användas som en indikator på nedbrytningsgraden (Bookter and Ham, 1982). Bookter och Ham (1982) fann att färskt avfall och stabiliserat avfall har en kvot på cirka 4.0 respektive 0.2. Uppgifterna på storleken av andelen organiskt kol som bryts ned varierar i litteraturen men enligt en sammanställning av Bogner och Spokas (1993) ligger den i storleksordningen 25-40% av den total mängden. Klart är att den största delen av det organiska kolet kommer att stanna kvar i deponin i analogi med ett sedimentärt geologiskt lager (Bogner och Spokas, 1993; Richards, 1989). Vilket enligt Bogner och Spokas (1993) skulle betyda en årlig global ackumulering av 30 Tg kol. Deponier utgör därmed en kolsänka som i ett globalt perspektiv är av samma storleksordning som världshaven eller torvmossarna (Armentano och Menges, 1986; Bramryd, 1980; 1982; 1997b).

Spatiell variation av biokemiska förhållanden

Många forskare har uppmärksammat den spatiella variationen av biokemiska förhållanden. Aragano (1988) liknar deponin vid en kaskad eller mosaik av kommunicerande bioreakto-

rer var och en med olika fysikaliska och kemiska egenskaper och med en unik population av mikroorganismer. El-Fadel et al. (1996) och Young (1990) poängterar svårigheterna med att applicera generella kinetiskt uttryck på grund av att deponier uppvisar så stora variationer av biokemiska förhållandena. Åkesson och Nilsson (1997) studerade hur lakvattenproduktionen och lakvattenkvaliteten varierade över året för två av Spillepens testceller. Man fann att ett antal av lakvattenkvalitetsparametrarna var korrelerade med lakvattenproduktionen på ett sätt som indikerade att de biokemiska förhållandena i testcellerna alternerade mellan metanogena, vid liten lakvattenproduktion, och acidogena förhållanden vid hög lakvattenproduktion, vilket enligt författarna indikerade att de biokemiska förhållandena varierade spatiellt så att acidogena och metanogena förhållanden samexisterade inuti deponin. Detta fenomen har också observerats i testcellsskala av Blakey et al. (1997).

Den spatiella variationen av biokemiska förhållanden har också bekräftats genom mätningar i fält. Enligt en sammanställning av data från fältmätningar av metanemissioner från ett stort antal deponier framgår att emissionerna uppvisar ett spann på upp till 3 tiopotenser (Bogner et al., 1997). De uppmätta värdena utgör nettoeffekten av metangasproduktion och metangasoxidation i täcksiktet. Den stora variationen tillskrivs den heterogena distributionen av bl.a vatten, näringsämnen och organiskt innehåll.

4.2 Metanemissionen ur ett globalt/växthusperspektiv

Ur ett globalt perspektiv finns det stora variationer vad gäller generering och emissioner av biogas från deponier. Biogas består huvudsakligen av en blandning av metan och koldioxid i proportionerna 50-60 : 40-50 vol.%. Lunig och Tent (1993) identifierade olika rumsskalor där påverkan av biogas sker. I en lokal skala kan okontrollerad metangas spridas in i närliggande byggnader och orsaka explosion. Metan är toxiskt för växter och metanläckage kan därför orsaka vegetationsdöd och därmed ge upphov till erosion. I den lokala skalan kan biogas även vålla luktproblem på grund av de små mängder luktande ämnen som finns i gasen. Metangas är en mycket potent växthusgas och räknat över en tidshorisont på 20 år är metans GWP = 62 (IPCC). (Växthusgasernas förmåga att absorbera utgående strålning och uppehållstid bakas ofta samman i en faktor, global warming potential, GWP. Koldioxidens växthuseffekt används som referens och koldioxids GWP är per definition = 1. På detta sätt kan olika gasemissioners relativa bidrag till växthuseffekten beräknas.) Biogas innehåller också spårämnen, t ex låga halter av CFCs vilka är mycket aggressiva växthusgaser som också påverkar ozonlagret.

Gasuppsamling startade i USA under tidigt 70-tal, introducerades i Västtyskland i mitten på 70-talet och har nu införts i de flesta industrialiserade länderna (Christensen et al., 1996). Gasen används antingen för energiutvinning eller facklas av. I ett globalt perspektiv så är deponier där gasuppsamling sker i klar minoritet. I USA och Västeuropa samlas cirka 30% av biogasen upp medan i Afrika, Central- och Sydamerika och Asien, där avfall i stor utsträckning dumpas på okontrollerade soptippar, sker ingen biogasuppsamling alls (Meadows et al., 1997). Det totala antal deponeringsanläggningar med energiutnyttjande av biogas uppgår till cirka 500 medan antalet deponier där energiutvinning skulle vara tekniskt möjligt är ord-

ningen en eller två tiopotenser större (Lagerkvist, 1995). Globalt sett är metanemissionerna från deponier i utvecklingsländer små men genom urbanisering och kraftig befolkningstillväxt är det sannolikt att metangasemissionerna där kommer att öka (El-Fadel et al., 1997; Meadows et al., 1997). Trenden i de industrialiserade länderna kommer att vara det motsatta. En ökad förbränning, kompostering, återanvändning och återvinning kommer att innebära att mängden biologiskt nedbrytbart avfall som deponeras kommer att minska och metanproduktionen kommer därigenom att minska (Boeckx and Van Cleemput, 1996; Meadows et al., 1997).

Den årliga globala metangasbudgeten uppskattas till cirka 500-600 Tg (Terragram= 10^{12} gram) och det årliga globala metan bidraget från deponier har uppskattats till allt från 10 Tg till 70 Tg (Bogner and Spokas, 1993; Meadows, 1997) med den mest aktuella uppskattningen är enligt Bogner et al.(1998) 32 Tg under 1995 och enligt Boeckx and Van Cleemput (1996) 40 Tg. Enligt IPCC (International Panel of Climate Changes) bidrar deponier med cirka 8-20 % av de antropogena metangasemissionerna (Thorneloe, 1996). Spridningen indikerar de svårigheter som är förknippade med att rätt beräkna metanemissionen från deponier.

Uppskattning av metanemissionerna enligt en top-down approach

Nationella uppskattningar av metangasemissionerna från deponier har gjorts utifrån en "top-down" approach, dvs man har utgått ifrån en uppskattad metanbildningsnivå och multiplicerat denna med den uppskattade mängden deponerat avfall. Bogner et al. (1998) har sammanställt de tillgängliga metoderna för att uppskatta metanemission från deponier på en nationell nivå:

- Empirisk steady state model (IPCC, 1995): Enligt denna metod uppskattas metanbildningen utifrån halten av biologiskt nedbrytbart kol i avfallet (MSW).
- Första ordningens kinetisk modell utgår från en uppskattad nedbrytningskoefficient och beräknar den bildade metanmängden med att antaga en första ordningens kinetik för nedbrytningen.
- Empirisk regressionsmodell som uppskattar metanbildningen genom använda sig av ett statistisk modell för metangasbildningen som funktion av gasproduktionen.

Modellerna är grova förenklingar och de stora källorna till osäkerhet är bristen på information gällande kvantiteten och sammansättningen av det deponerade avfallet, metanbildningstakten och hur mycket av den bildade metangasen som faktiskt når atmosfären. Ingen hänsyn tas vanligtvis till att en betydlig del av den bildade metangasen oxideras innan den når atmosfären. Angreppssättet är därför missvisande enligt Bogner et al. (1998) och har resulterat i att deponering har utsetts till den största antropogena metangaskällan i många industrialiserade länder, däribland USA och England. Istället för att utgå från en uppskattad metanproduktionsnivå rekommenderar Bogner et al. (1998) en "bottom-up" approach där man börja med att uppskatta metangasemission och sedan på basis av detta uppskatta det totala metanbidraget från deponier till den nationella eller globala metanbudgeten.

Den metod för att uppskatta metangasemissioner från deponier som använts av IPCC bedöms av IEA som tillräckligt god för de fall där detaljerade uppgifter gällande deponiutformning, drift och avfallshantering saknas. Man uppmärksammar emellertid det faktum att metanoxidation i täcksikt ej tagits med i beräkningarna och rekommenderar att ett standardavdrag på 10 % görs för att ta hänsyn till metanoxidationen. Tillsammans med en ändring av omvandlingsfaktorn för mängden kol som bildar metangas från 0.77 till 0.5 så kommer detta att betyda en 40 procentig reduktion av beräkningarna för metangasemissionerna (IEA, 1996).

Uppskattning av metanemissionerna enligt en bottom up approach

För att uppskatta metanemissionerna enligt en "bottom up approach" ställs en metanbalans upp (Bogner och Spokas, 1993; Bogner et al., 1998) enligt följande:

$$CH_4^{emission} = CH_4^{prod} - CH_4^{uppsamling} - CH_4^{oxidation} - CH_4^{lateralt\ läckage} - CH_4^{\Delta maga\ sinering}$$

Sammanställningar av resultat från experiment i testcells-, lysimeterskala indikerar att den maximala producerade mängden metan som kan bildas per kg torrt avfall är i storleksordningen 0.1 m³ (Bogner och Spokas, 1993; El-Fadel et al., 1997). Utbytet beror på avfallets sammansättning, tillgången på näringsämnen och inhibitorer, temperatur, pH och framför allt fukthalt (Bogner och Spokas, 1993; Ehrig, 1991). En hög vattenhalt redistribuerar och underlättar kontakten mellan mikroorganismer, näringsämnen och substrat vilket stimulerar nedbrytningsprocessen (Augenstein and Pacey, 1991; Christensen and Kjeldsen, 1989; Bogner och Spokas, 1993). Under optimerade processbetingelser i rötreaktor rapporteras en total metangasbildning på 200 m³ per ton torrt avfall (El-Fadel, 1997). I en icke processoptimerad deponi samlas vanligen 1-3 m³ biogas per ton avfall upp årligen och i några fall så mycket som 8 m³ per ton och år (Lagerkvist, 1995) medan för processoptimerade rapporteras 20 m³ per ton och år (DoE, 1996). Metangasbildningspotentialen hos avfall kan också uppskattas på teoretisk väg genom en stökiometrisk beräkning där metanogenesis antages kunna beskrivas i en övergripande reaktionsformel. Den organiska delen av avfallet är emellertid av mycket varierande slag och varierar från lättnedbrytbart avfall såsom matavfall till extremt svåredbrytbara föreningar som lignin (Christensen och Kjeldsen, 1989). Ett alternativt teoretiskt tillvägagångssätt är därför att antaga olika nedbrytningsgrader för olika organiska material som ingår i avfallet och beräkna den sammanlagda effekten av gasproduktionen från alla fraktioner definierade efter deras nedbrytbarhet. Van Zanten och Scheepers (1994) sammanställde för International Energy Agency's räkning de olika modellerna för att uppskatta biogasemissionerna från deponier. Man rekommenderar inte en enskild metod, snarare definierar man de olika metodernas tillämpningsområden

De teoretiska beräkningarna bygger på förenklingar av en komplex process och utgör endast en grov uppskattning av den maximala gasbildningspotentialen om en fullständig konvertering av det organiska materialet antages (El-Fadel et al., 1996; 1997). Det är svårt att applicera ovanstående resultat i full skala då den verkliga metanbildningspotentialen bestäms

av avfallsammansättning och tillgång och spatiell variation av, näringsämnen, inhibitorer, temperatur, pH, och fukthalt (El-Fadel et al., 1996; 1997).

Även om en deponi är utrustad med ett gasuppsamlingssystem så kommer endast en viss del av den bildade metangasmängden att samlas upp. Gas kan avgå till atmosfären direkt från ej täckt avfall, genom täckskiktet och genom lateralt läckage till den omgivande marken (Bogner and Spokas, 1993; Kjeldsen, 1996; Lagerkvist, 1995). Augenstein and Pacey (1991) uppskattade att uppsamlingssystemets effektivitet kan variera så mycket som från 40% till 90%.

Metangasoxidationen kan vara betydande och i en sammanställning av resultat från mätningar i lab och fält konstaterar Bogner et al. (1997) att metangasoxidation kan konsumera upp till 166g/m² per dygn. I en undersökning på en deponi i Illinois, USA, rapporterar Bogner et al. (1995) att potentialen att oxidera metan var så stor att täckskiktet, i kombination med ett effektivt gasuttagssystem, inte bara konsumerade metan som härstammade från nedbrytningen av avfallet utan också atmosfäriskt metan som diffunderade in i täckskiktet ovanifrån. Detta häpnadsväckande resultat kunde beläggas med tre oberoende mätmetoder. Fenomenet har enligt Bogner et al. (1998) även iakttagits på andra deponier i USA och Europa.

Magasineringen av gas är endast temporär och sker inne i avfallsmassorna. Denna term är försumbar på längre tidsbasis.

4.3 Lakvatten

Lakvattnet kan utgöra ett potentiellt miljöproblem i flera hundra år framöver från det att deponering sker av avfallet (Christensen et al., 1992a). Men trots att lakvattnet utgör ett allvarligt hot mot grundvattnet så är dess påverkan i allmänhet endast lokal och begränsad till i storleksordningen tusen meter (Christensen, 1992; Gustavsson och Holm, 1989). Detta beror på en mängd olika fastläggnings- och retentions- mekanismer som lakvattnets innehåll av ämnen undergår vid transporten genom de underliggande geologiska lagren. Till dessa mekanismer hör: mekanisk filtrering, fällning- och utfällning, sorption, utspädning och dispersion, biologisk nedbrytning och förgasning (se t.ex Christensen, 1992).

Lakvattenuppsamling och lokal rening eller transport till kommunala reningsverk sker från moderna deponier för att motverka kontaminering av grundvattnet. Uppsamlingen och behandlingen av lakvattnet är mycket kostsam och försvåras av lakvattnets sammansättning, som förutom långtidstrender kan variera både på säsongs- och daglig basis (Britz, 1995). Lakvattnet består av en blandning av lösliga organiska, oorganiska och bakteriella beståndsdelar tillsammans med suspenderade fasta ämnen. Kompositionen är specifik för varje deponi och beror av avfallsslag, nedbrytningsgrad samt förekomst och omsättning av vatten (Ehrig, 1983; Britz, 1995). Lyngkilde och Christensen (1992) och Öman (1993) har genom provtagning i fält identifierat en stor uppsättning av specifika organiska ämnen. De har endast påträffats i låga koncentrationer och registreras vanligen ej vid lakvattenanalyser utan ingår i summaparametrarna för organiskt innehåll, BOD, COD, TOC och DOC. En del de speci-

fika organiska ämnen är persistenta och toxiska vid låga koncentrationer och förtjänar därför speciell uppmärksamhet vid riskbedömningar av lakvattenemissioner (Öman, 1998). De oorganiska komponenterna är huvudsakligen positiva joner såsom ammonium, järn, magnesium, mangan, kalcium, natrium och kalium samt negativa joner såsom klorid och vätekarbonat.

Lakvatten från deponier med tungmetallhaltigt, huvudsakligen oorganiskt avfall, som t ex aska och slagg från avfallsförbränning innehåller normalt höga tungmetallhalter och utgör en oönskad källa av tungmetaller till reningsverket. Lakvattnet från deponier med sopförbränningsaskor innehåller vidare mycket höga kloridhalter, ibland uppemot 1000 - 2000 mg/l, och lakvattnet kan ha menliga effekter på reningsprocesserna i reningsverken. Till följd av dessa problem har många reningsverk aviserat att de inte längre vill ta emot lakvatten från deponier (t ex Käppala reningsverk utanför Stockholm och Sjölundaverket i Malmö). På deponier med tillförsel av denna typ av extremt föroreningsbelastat och lättlakat avfall utreder man därför idag lokal rening i form av t ex ultrafiltrering eller omvänd osmos, etc. Deponier som å andra sidan huvudsakligen mottar restavfall från hushåll och industrier, med hög halt organiskt material i avfallet, producerar i regel lakvatten med som jämfört med avloppsvatten innehåller höga halter av organiska föroreningar och av närsalter som t ex kväve, kalium och kalcium, medan fosforhalten är lägre. Höga koncentrationer av tungmetaller i lakvattnet är ovanligt på grund av den anaeroba miljön i deponin som gör att tungmetaller fastläggs i stabila metall-sulfidkomplex (Christensen och Kjeldsen, 1995; Flyhammar, 1997; 1998). I Sverige finns en slamöverenskommelse som träffats mellan LRF, Svenska Vatten och Avloppsverksföreningen och Naturvårdsverket om att lakvatten från avfallsdeponier inte skall ledas till avloppsreningsverk efter år 2000. Om man kan visa att lakvattnet inte ger några negativa effekter på processerna i reningsverket och föroreningarna i lakvattnet är behandlingsbara kan docköverledning till reningsverket ske under en övergångsperiod. Syftet med överenskommelsen är att reningsverken skall kunna lämna bättre kvalitetsgarantier på avloppsslammet som sprids på åkermark. Överenskommelsen innebär att deponiägare måste behandla lakvattnet på annat sätt. Under senare år har därför allt fler deponier påbörjat utvecklingen av system för lokalt omhändertagande av lakvatten.

I och med att överledning av lakvatten till kommunala reningsverk inte kan ske efter år 2000 har de flesta anläggningar börjat införa system för lokalt omhändertagande av lakvatten. De reningsmetoder som finns kan i princip delas upp i biologiska, kemiska och fysikaliska metoder (Kylefors and Lagerkvist 1996). I Sverige dominerar den lokala lakvattenhanteringen av biologiska metoder, i vissa fall i kombination med kemiska och fysikaliska metoder. Traditionellt har luftad damm med efterföljande sedimentation varit vanligt förekommande. Metoden som är mycket enkel visar förvånansvärt hög reduktion av ämnen som BOD, ammonium, järn, mangan samt flera andra metaller som förekommer i lägre koncentration (Brundin and Gustavsson 1998). Andra biologiska metoder som förekommer är satsvis biologisk reaktor (SBR), biorotor, biobädd (Kylefors and Lagerkvist, 1996; Rönnols and Karlberg, 1996). Kemiska metoder som förekommer i Sverige är framför allt fällning av fosfor. Metoden är hämtad från rening av kommunalt avloppsvatten där denna metod är mycket vanlig. Lakvattnet från de flesta deponier innehåller dock mycket låga halter av fosfor, nyttan med kemisk fällning av fosfor är därför i många fall liten. Andra kemiska metoder som kan användas är t ex kemisk oxidation med ozon för att minska halten COD, amoniakavdrivning

för att sänka ammoniumhalten, fällning av metaller (Rönnols and Karlberg, 1996; Kylefors and Lagerkvist, 1996). I Europa och i viss mån USA blir det allt vanligare med fysikaliska metoder som t ex omvänd osmos och indunstning. Dessa metoder medför dock endast en avskiljning av ett koncentrat från ett behandlat lakvatten. Det bildade koncentratet måste sedan omhändertas. Kostnaderna för denna typ av rening är ofta mycket hög. Den dominerande fysikaliska metoden i Sverige är filtrering av lakvatten genom sandfilter. Metoden innebär dessutom att det sker en viss biologisk rening av lakvattnet. Under början av 1980-talet startade försök med utnyttjande av lakvatten från kommunala deponier med blandat avfall som gödslingsmedel inom sk energiskogar med bl a *Salix* och olika gräsarter (se t.ex. Bramryd 1988b). Denna teknik har idag utvecklats till en tämligen väl beprövad fullskaleteknik, som idag är under kraftig vidareutveckling. Bl.a försöker man idag optimera såväl avdunstningskapacitet och näringsupptag som biomasse-produktion i olika kombinationer av vegetationstyper. Med hjälp av modern forskning inom området arbetar man idag med att optimera effektiviteten när det gäller utbytet av näringsämnen. Denna forcerade näringsutvinning är främst kopplad till bioceller konstruerade inom deponiområdet.

4.4 Långtidsegenskaper och slutförvaringskvalité

Belevi och Baccini (1989) har och infört begreppet slutförvaringskvalité (final storage quality) som det stadium då emissionerna från avfallet har klingat av och inte kan anses påverka de existerande koncentrationerna i mark, vatten och luft nämnvärt. För deponier och deras miljöpåverkan är det värt att notera att *final storage*- begreppet är fokuserat på avfallets egenskaper och inte första hand de eventuella naturliga eller konstgjorda barriärer som omger deponin.

En osäkerhetsfaktor som är central i diskussionen om hur en hållbar deponeringsstrategi skall utformas är att deponering är en relativt ung teknik och inga långtidsobservationer finns att tillgå. Man kan därför bara spekulera i hur emissionerna förändras på lång sikt, samt hur lång tid som krävs för att en deponi skall nå en nivå där den säkert kan integreras i omgivningen utan kontroll och aktiva skyddsåtgärder. Den viktigaste styrande variabeln för utlakningen och mobiliteten är pH. Pga en god tillgång på buffrande ämnen både i blandat organiskt avfall och bottenaska kommer lakvattnet sannolikt att förbli alkaliskt under lång tid (Flyhammar, 1998).

Baccini och Belevi har undersökt långtidsegenskaperna för både hushållsavfall och liknande (MSW) (Belevi och Baccini, 1989) och bottenaska (Belevi et al., 1992). Deras resultat visar att både för MSW och bottenaska så är det de organiska föroreningarna som kommer att vara begränsande för när en deponi kan anses ha stabiliserats till en slutförvaringsnivå. Tungmetalläckage med lakvattnet från en deponi med bottenaska kommer ej att påverka miljön i någon nämnvärd utsträckning under de första tiotals åren på grund av en hög redox- och pHbuffrande kapacitet som säkerställer en basisk och reducerande miljö. I ett längre tidsperspektiv kan man vänta sig att buffringskapaciteten uttöms och att mobiliteten drastiskt ökar. Bottenaskor kan därför inte anses vara av slutförvaringskvalité. Genom experiment i labbskala och mätningar i fält fann man att mer än 90 % av det oorganiska materialet (exkl-

sive kol) och 99.9 % av tungmetallerna kan finnas kvar i MSW deponin efter 10 år och efter det att gasproduktionen avtagit till en låg nivå. Beräkningar indikerar att det tar flera hundra år innan MSW deponier når en slutförvaringsnivå. Detta är i överensstämmelse med Hjelmar et al. (1995) som uppskattade att för en 12 meter djup deponi med en lakvattenproduktion på 200 mm per år tar det minst 300 år eller 100 år för att reducera färsk MSW respektive bottenaska till en slutförvaringskvalite. Beräkningen bygger på antagandet om ett uniformt flöde av det infiltrerade regnvattnet genom deponin. I verkligheten visar det sig att merparten av vattenflödet sker i kanaler som endast utgör en mindre del av den totala porvolymen (Bendz et al., 1997; 1998; Zeiss and Major, 1993). Utlakning sker därför huvudsakligen av det avfall som omger kanalerna och är exponerat för mobilt vatten (Bendz och Singh, 1999). Detta kommer ytterligare att förlänga deponins utlakningstid och försvåra en utlakning av hela avfallsvolymen. För mindre vattenflöden ökar utlakningstiden och för en askdeponi tillhörande klass 1 (se kap. 7.4) med en maximal tillåten infiltration på 5 mm per år kan urlakningstiden förväntas bli avsevärt förlängd. Även om både blandat hushållsavfall och bottenaska innehåller en hög halt av buffrande ämnen så är en annan tänkbar effekt av kanalflödet att buffringskapaciteten kan uttömmas lokalt i kanalregionerna (Flyhammar, 1998).

5 Tekniska barriärer, säkerhet och stabilitet på lång sikt

5.1 Bottentätning

Syftet med en barriär i botten på deponin är att förhindra okontrollerad spridning av lakvatten från deponin, men även att förhindra att grundvatten tränger in underifrån och bildar lakvatten. En väl fungerande bottenbarriär i kombination med ett dräneringssystem som placeras ovanpå bottenbarriären skall göra det möjligt att samla upp lakvatten som infiltrerat genom avfallet och transportera ut det ur deponin för lämplig behandling.

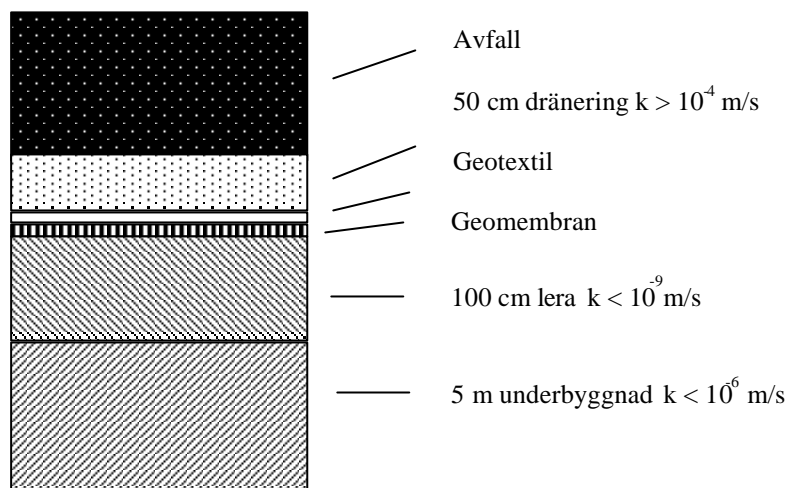
Kraven som ställs på bottenbarriärer varierar kraftigt från land till land. Den viktigaste parametern som påverkar kraven på bottenbarriär är grundvattensituationen i landet. Länder med få men stora grundvattenakviferer har i regel betydligt strängare krav på bottenbarriärer än områden med många små grundvattenakviferer, t ex Sverige.

Bottenbarriären har ofta ansetts vara den del av deponin som skall förhindra oönskad miljöpåverkan på omgivningen. Detta medförde att det framför allt i USA utfördes en hel del forskning kring bottenbarriärer i samband med framtagandet av de amerikanska deponeringsdirektiven (subtitled D) i slutet på 80-talet. Numera är forskningen kring bottenbarriärer begränsad. Den forskning kring barriärer som pågår i dag är inriktad på utveckling av system för topptätningar med syntetiska material.

I USA finns generella föreskrifter för design av bottenbarriärer. Föreskrifterna säger att barriären åtminstone skall bestå av ett geomembran som är placerat på minst 60 cm lera med en hydraulisk konduktivitet på maximalt 10^{-9} m/s (EPA,1993). Kraven är dock minimi krav och de flesta stater har betydligt hårdare krav på bottenbarriärer. Dubbla, och ibland även tredubbla, tätskikt är vanligt förekommande (Estrin och Rowe, 1995; RVF, 1998a).

De nyligen antagna EG-direktiven för deponering av avfall innehåller också generella krav för bottentätningens kapacitet. Direktiven anger även vilken funktion bottenbarriären har under den aktiva respektive passiva fasen av deponin. Under drifttiden skall skyddet mot grundvatten ske genom en liner och en geologisk barriär. När deponin är sluttäckt och den passiva fasen inleds är det topptätningen tillsammans med den geologiska barriären som skall ge ett tillräckligt skydd mot kontaminering av grundvatten. Den geologiska barriären skall för en deponi för icke farligt avfall bestå av ett mineraliskt lager med en täthet på minst 10^{-9} och en tjocklek på minst 1 m.

De nya direktiven innebär förhöjda krav för vissa Europeiska länder, men för en stor andel av länderna uppfyller de nationella kraven EG-direktiven sedan flera år tillbaka. Frankrike är ett exempel på ett land som redan uppfyller EG-direktivens krav, se Figur 7.



Figur 7. Bottentätning för klass 2 deponi i Frankrike (Begassat et al, 1995)

5.2 Slutlig topptätning

Den slutliga topptätningen är en viktig del i inkapslingsstrategin. Nedbrytningen av det organiska innehållet i avfall är den dominerande orsaken till att olikformiga sättningar uppkommer i upplag. Omfattningen av olikformiga sättningar är, tillsammans med utformningen och materialets kvalité i själva tätningen, av avgörande betydelse för barriärens livslängd.

Sättningsprocesser

Sättningar i avfall beror framför allt på tre processer (Huitric, 1981):

- konsolidering
- krympning
- kompaktion

Konsolidering är en process som uppstår när vatten som finns i avfallets porer pressas ut ur avfallet på grund av en ökad belastning. En sådan belastning kan t ex vara överliggande avfall, topptätning, maskiner etc. Detta innebär att konsolideringsfasen är en process som i princip enbart pågår under driftstiden, eftersom det sedan inte sker någon ökad belastning uppifrån (Wall and Zeiss, 1995). En viss fördröjning finns dock i processen eftersom det urpressade porvattnet inte alltid kan transporteras bort på grund av avfallets låga permeabilitet.

Krympning i avfall beror på volymminskningen av fast material som uppstår när organiskt material omvandlas till biogas och vatten (Huitric, 1981). Krympningen pågår i princip så

länge som det finns tillgängligt organiskt material kvar i avfallet. Detta kan pågå under flera decennier. Krympning tillsammans med kompaktion är de processer som bidrar mest till sättningar i avfall.

Kompaktion beror på att det på att det hela tiden sker omlagringar av avfallet inne i deponin. Omlagringarna beror främst på att avfallet struktur förändras på grund av att fast organiskt material omvandlas till gas och vatten. Det fasta skelett som sedan finns kvar utsätts då för en högre belastning som till slut medför att strukturen kollapsar. Kompaktionen beror även på att hålrum uppstår när det organiska materialet brutits ned. I dessa hålrum faller sedan mindre partiklar ner ovan ifrån och fyller upp hålrummet (Edil et al., 1990). Denna process medför att avfallet blir mer kompakt och permeabiliteten minskar.

Sättningsmodeller

I princip alla sättningsmodeller bygger på geotekniska teorier som anpassats för de förhållanden som råder för avfall. Flera sättningsmodeller för avfall bygger på samma förfarande som vid beräkning av sättningar i torv (Edil et al., 1990; Landva and Clark 1990; Morris and Woods 1990). Det som framför allt skiljer avfall från de flesta jordar, är att avfallet innehåller en stor mängd organiskt material som bryts ned under lång tid. Torv har liksom avfall ett högt innehåll av organiskt material samt innehåller en stor andel hålrum som snabbt sammanpressas vid belastning.

Modellerna är i regel uppbyggda för att ta hänsyn till de tre processer som beskrivits ovan. Detta innebär att man ofta bygger upp modeller som delar in sättningsförloppet i tre faser, initiell, primär och sekundär fas (Boutwell and Fiore, 1995; Wall and Zeiss, 1995).

Den initiella fasen sker mycket fort, oftast inom ett par veckor efter att avfallet belastats. Den initiella fasen domineras av omlagringar som sker i avfallsmassan när de största hålrummen pressas samman (Wall and Zeiss 1995). Den primära fasen domineras av konsolideringssättningar. I detta skedet är det mindre porer som är fyllda med porvatten som pressas samman. På grund av att porvattnet ger ett visst motstånd mot sammanpressningen pågår den sekundära fasen något längre tid än den initiella fasen (Morris and Woods 1990). Båda faserna pågår dock under driftstiden då man fortfarande lägger på nytt avfall, därför leder de vanligtvis inte till några driftsproblem. Den sekundära fasen domineras av volymförluster som beror på omvandling av fast organiskt material till biogas och vatten. Eftersom den sekundära fasen är så beroende av den organiska nedbrytningen, varar den så länge som det fortfarande finns nedbrytbart organiskt material kvar i deponin.

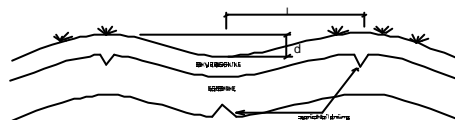
Den forskning som genomförts tyder på att sättningarna i ett avfallsupplag som innehåller hushållsavfall sätter sig mellan 10-50 % (Huitric, 1981; Stearns, 1987; Van Meerten et al., 1997). Av detta hör ca 5 – 30 procentenheter från den initiella och primära fasen (El-Fadel et al., 1997). Nedbrytning av det organiska materialet, som dominerar den sekundära fasen, kan teoretisk stå för en sättning på ca 40 procentenheter. I praktiken är det dock inte troligt att nedbrytning står för mer än 25 procentenheter (Huitric 1981).

Eftersom det är den sekundära fasen som orsakar de problem som uppstår med sättningar är det denna fas som borde vara mest intressant att undersöka. På grund av det utdragna tidsförloppet är det dock svårt att finna tillförlitliga dataserier över sättningsförloppet. Det är svårt att driva projekt under så lång tid vilket innebär att få modeller har kunnat verifieras.

Differentiella sättningar

Omfattningen av ojämna, differentiella, sättningarna är av större vikt än den totala sättningen, eftersom det är de differentiella sättningarna som orsakar problem vid sluttäckning av deponier. Problemen som uppstår är ansamlingar av vatten i lokala försänkningar, vattenlås i gasledning, deformerade konstruktioner ovanpå deponin, deformationer i topptätningen mm.

Deformationerna kan orsaka dragpåkänningar i tätskiktet. Dessa dragspänningar kan orsaka försämrade egenskaper eller i vissa fall t om brott i tätskiktet. Flera under-sökningar har utförts där man undersökt tätskiktets hydrauliska konduktivitet vid olika dragpåkänningar. För att få enkla, jämförbara siffror brukar man redovisa resultaten vid en sk distorsionskoefficient. Distorsionskoefficienten definieras som differentiella sättningen, d , mellan två punkter delat med avståndet, L , (Jesionek et al., 1995).



Figur 8 Differentiella sättningars påverkan på tätskikt av lera (Bredariol, et al., 1995)

Undersökningar i laboratorium har visat att egenskaperna för kompakterad lera försämras mest av de vanliga tätskikten vid dragpåkänningar. Vid en distorsionskoefficient på mellan 0.05 – 0.1 har en tydlig sprickbildning noterats. Detta motsvarar alltså en differentiell sättning på 5-10 cm per meter. Vid ett försök där en kaolinitlera utsattes för en dragpåkänning motsvarande en distorsionskoefficient på 0,1 ökade den hydrauliska konduktiviteten från 1×10^{-9} m/s till 1×10^{-5} m/s (Jessberger and Stone, 1991), en permeabilitet som motsvarar fin sand. Liknande undersökningar har utförts på geosyntetiska lerliners (GCL). Dessa utsattes för en dragpåkänning som var ca 20 gånger högre än den som lerlinern utsattes för, utan att någon signifikant ökning av den hydrauliska konduktiviteten kunde observeras (Daniel and Scranton, 1996; LaGatta, 1992).

Differentiella sättningar och skador som uppstår i samband med dessa kan minimeras genom en väl planerad deponidrift. Under drifttiden kan förbehandling som t ex malning/rivning och

sortering av avfallet genomförs för att sammansättningen på avfallet skall bli mer homogen (El-Fadel et al., 1997). I samband med sluttäckningen kan flera åtgärder utföras för att minimera de differentiella sättningarna t ex (Othman et al., 1995) :

- Extra kompaktering direkt före täckning med extra tunga fordon, fallviktspackning eller dynamisk kompaktering
- Använda ett tjockare skyddsskikt som kan utjämna lokalt kraftiga differentiella sättningar
- Använda geonät för att förstärka tätskiktets motståndskraft mot deformationer

Uppbyggnad av topptätning

Krav på hur topptätningar skall se ut har varierat kraftigt mellan olika länder. Dels på grund av att länder med torrt klimat finns i regel inte har några problem med lakvattenbildning, dels på grund av olika deponeringsstrategier (se kap. 4). Flera länder i Europa har arbetat för att åstadkomma torra och täta deponier. I dessa länder har man därför ställt höga krav på topptätningarna.

Topptätningen byggs upp av ett skyddsskikt och ett tätskikt. Tätskiktets uppgift är att förhindra inträngning av luft och ytvatten i upplaget och läckage av lakvatten och biogas. Tätskiktet skyddas av skyddsskiktet så att tätskiktets ursprungliga egenskaper kan bibehållas under lång tid. De två lagertyperna kan sedan delas in i ytterligare skikt. Trenden för topptätningar har varit att man det utvecklats allt mer tekniskt avancerade lösningar med flera skikt som skall förbättra topptätningens egenskaper. Den forskning som rör topptätningar har därför på senare år gått från att vara helt inriktad på den enskilda funktionen av specifika skikt till att optimera hela topptätningens design.

Exempel på tät- och skyddsskikt skikt ges i Figur 9 och Tabell 2 (Daniel, 1995; EPA, 1993; Hellden, 1990; Jesionek et al., 1995; Lundgren 1995; Othman et al., 1995).

Skyddsskikt	ytskikt
	barriär för biota
	skyddsskikt
Tätskikt	dräneringsskikt
	tätskikt
	gasventilationsskikt
	utjämningskikt

Figur 9 Uppdelning av skikt i topptätning. Figur efter (Lundgren, 1995).

Tabell 2 Skikt som kan förekomma i sluttäckningar på deponier samt typ av material och ungefärlig skiktjocklek på deponier motsvarande klass 2 deponi.

Skikt	Funktion	Material	Tjocklek (cm)
Ytskikt	Etablera växtskikt, förhindra slänterosion	Jordmaterial, syntetiska erosionsskyddnaturliga erosionsskydd,	15-30
Barriär för biota	Förhindra rotnedträngning och grävande djur	Stenblock, hård yta	ca 30
Skyddskikt	Skydda tätskikt	Jord med vattenhållande förmåga	50-200
Dräneringsskikt	Leda bort vatten från skyddskikt	Grus, sand, dräneringsmattor	20-30
Tätskikt	Förhindra in- och uttransport av gas och vatten	Kompakterad lera, Syntetiska liners, GCL,	1-60
Gasvent. Skikt	Dränera bort gas som bildas närmast under tätskiktet	Grus, sand, dräneringsmattor	20-30
Utjämningskikt	Skydda tätskiktet från ojämnt avfall, förenkla installation	Ospecificerade massor	ca 50

De material som är vanligast förekommande är kompakterad lera, syntetiska liners samt kombinationer av mineraliska och syntetiska liners. En sammanställning av topptätningars kapacitet på olika testceller som konstruerats visade att topptätningar som enbart bestod av lera hade en infiltration på mellan 0 – 200 mm per år. Undersökningen visade även att den hydrauliska konduktiviteten för lertätningarna varierade kraftigt mellan olika provtagningspunkter (Knox and Gronow, 1993). Detta tyder på att det går att åstadkomma täta topptätningar med kompakterad lera, men att kvalitetskontrollen vid konstruktionen är av största vikt för att åstadkomma en tätning som är acceptabel. Det blir allt vanligare att konstgjorda material ersätter de naturliga materialen i topptätningarna. Det blir även allt vanligare att dräneringsskikt och skyddsskikt konstrueras med syntetiska material. Orsaken till att syntetiska material används i stället för naturmaterial är vanligtvis:

- Jämnare kvalitet på materialet
- Mindre transporter
- Enklare konstruktionsarbete
- Volymbesparingar på deponin

Flera undersökningar har visat att kombinationen av syntetiska material och lera varit ett bra alternativ. En undersökning i Tyskland visade att en topptätning med 60 cm kompakterad lera släppte igenom 144 mm nederbörd under fem år. När topptätningen kompletterades med ett geomembran blev infiltrationen endast 6 mm (Daniel, 1995). Störst blev skillnaden under det sista mätåret då den kompakterade lerans egenskaper började försämrans.

I Sverige är det relativt få deponier som slutgiltigt avslutats och försetts med en sluttäckning. Vid de sluttäckningar som har utförts har i regel mineraliska topptätningar av moränlera eller lera används. Krav på topptätningar har länge saknats i Sverige. I förslaget till generella föreskrifter för deponering av avfall från Naturvårdsverket (1998a) ställs funktionskrav på topptätningarna men själva utformningen av topptätningen överläts på anläggningsägaren. Den maximala tillåtna lakvattenbildningen för en sluttäckt deponi får ej överstiga 5 respektive 50 l/m²/år för deponier av klass 1 och 2, enligt förslaget till generella föreskrifter (Naturvårdsverket, 1998a).

I USA har EPA valt att enbart komma med rekommendationer om hur topptätningar för olika typer av deponier skall se ut. USEPA tekniska manual rekommenderar att topptätningen skall:

1. ha en permeabilitet som är lägre än permeabiliteten för underliggande bottenläggning eller befintlig jord, dock ej högre än 1×10^{-9} m/s.
2. Ha ett infiltrationslager av jord med god vattenhållande förmåga på minst 18 tum (ca 45 cm)
3. Ha ett erosionslager på minst 6 tum (15 cm) om det finns möjlighet att etablera växtlighet.

Det är sedan upp till varje delstat att i detalj reglera hur man vill utforma kraven. En anledning till att man inte vill ange några generella krav är att förutsättningarna inom landet är så stora att en topptätning som är funktionell i de fuktiga delarna av landet kan vara direkt olämplig i torr sydstaterna. Anledningen till att topptätningen rekommenderas vara tätare än bottenläggningen är att man vill undvika ”badkarseffekten”, där vatten tränger in i upplaget fortare än det tränger ut så att det bildas hängande vattenytter inne i upplaget. (Daniel, 1995; EPA, 1993).

I Tyskland har man liksom i USA, typlösningar för hur topptätningen skall se ut. En tysk topptätning för avfallsupplag motsvarande en svensk klass 2 deponi, skall bestå av både ett syntetiskt och ett mineraliskt tätskikt. En typisk topptätning enligt tysk modell kan se ut enligt följande:

- ≥ 100 cm skyddsskikt/erosionskikt
- ≥ 30 cm dränskikt
 - syntetiskt tätskikt t ex HDPE membran
- ≥ 2 × 25 cm mineraliskt tätskikt
- ≥ 50 cm utjämningskikt

Långtidseffekter

Långtidseffekter för tätskikt bedöms ofta genom laboratorieundersökningar. Materialen kan utsättas för temperaturförändringar, dragpåkänningar, slagtester etc. Dessa långtidstester visar dock enbart hur bra det enskilda materialet klarar påfrestningar. Topptätningarna går

allt mer mot att vara hela system med flera funktionella skikt. Laboratorietesterna säger inget om hur dessa system fungerar som helhet på lång sikt.

Ett vanligt sätt att undersöka hela topptätningssystem är att anlägga provytor med kontrollerad uppsamling av yt- och lakvatten. För att provytorna skall vara representativa, krävs det att de är så pass stora att byggnationen av provytorna utförs på samma sätt som den utförs i fullskala. Problemet med anläggande av testytor är att det tar mycket lång tid att få fram resultat som visar systemens verkliga kapacitet.

Eftersom flerskiktssystem är en relativt ny företeelse, finns inga resultat om hur dess funktion förändras på lång sikt. Vissa undersökningar tyder dock på att konstruktionerna redan efter några få år drabbats av problem som medfört så stora försämringar att de inte längre kan anses vara acceptabla topptätningar. Det finns anledning att vara vaksam på att flerskiktssystemkonstruktioner med allt för tunna tätskikt, riskerar att få försämrade egenskaper på lång sikt t.ex på grund av att de utsätts för differentiella sättningar.

6. Stabilisering

Stabil används ofta i betydelsen lågt organiskt innehåll och mekaniskt stabil vilket kan vara missvisande. I *Landfill Dictionary* utgiven av IEA och ISWA definieras stabilisering som "As applied to landfill this term, for example, includes the degradation of organic matter to stable products, and the settlement of the fill to its rest level."

Vi vill här fokusera på avfallets benägenhet att ge emissioner. Med stabilt avfall menar vi därför ett material i biokemisk balans med omgivningen vilket medför att inga höga koncentrationer av miljöstörande ämnen kommer att emitteras. Detta är i överensstämmelse med begreppet slutförvaringskvalite (Baccini et al., 1989). Det finns två möjligheter att stabilisera avfallet: Antingen kan avfallet, helt eller delvis, stabiliseras innan deponering genom en förbehandling eller så kan avfallet stabiliseras på plats i deponin genom att optimera förutsättningarna för nedbrytning och urlakning.

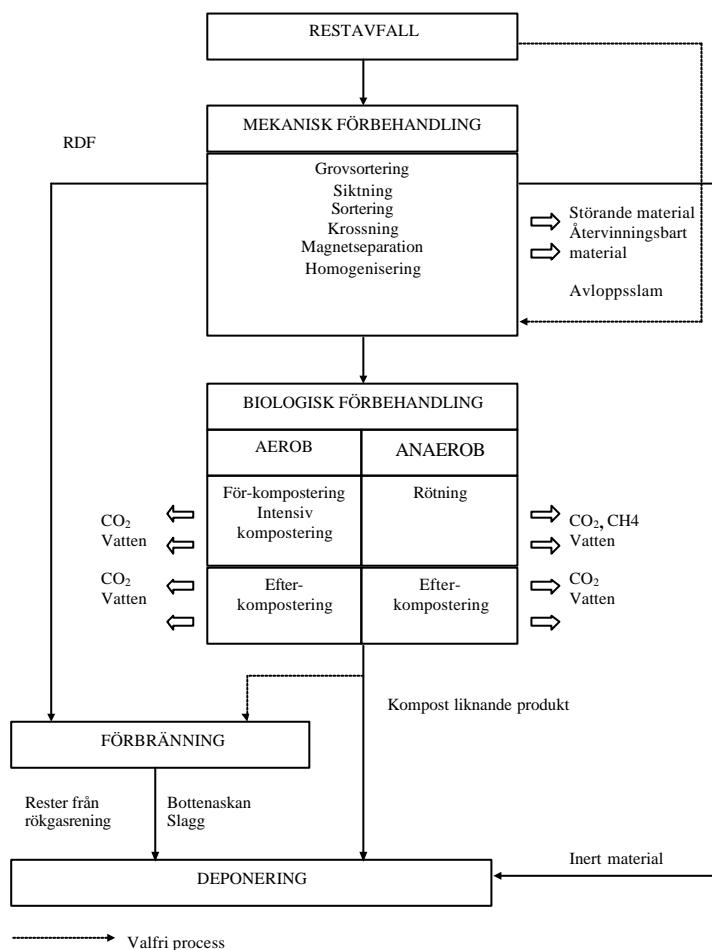
6.1 Separat stabilisering

Införelsen av integrerad avfallshanteringsstrategi har gjort förbehandling av avfall före deponering mycket vanlig i de industrialiserade länderna. Nya lagar och förordningar tillkommit i flera Europeiska länder som förbjuder deponering av obehandlat avfall. Vanligast är att det finns ett krav på maximalt organiskt innehåll i det material som deponeras t ex Tyskland, eller ett maximalt energiinnehåll t ex Österrike. Förbehandling medför förbättrade deponeringsegenskaper i flera avseenden (Heerenklage and Stegmann 1995):

- Reducering av deponeringsvolymen
- Mindre risk för sättningar
- Minskade emissioner

- Förenklad deponidrift p.g.a. att störande material avskiljs
- Mekanisk avskiljning av skadligt material

De förbehandlingstekniker som står till buds är mekaniska metoder, såsom malning och sortering, biologiska metoder, dvs kompostering eller rötning, och termisk behandling. Kombinationer av dessa metoder är vanliga, som t.ex mekanisk-termisk förbehandling eller mekanisk-biologiska förbehandling, vilken är en tämligen ny men vanlig metod i Centraleuropa. Som exempel kan nämnas att det i Tyskland finns 18 stycken anläggningar för mekanisk-biologiska förbehandling med en total kapacitet på över en miljon ton per år och 9 anläggningar i Österrike. Intensiv forskning pågår inom detta område. Principen för olika typer av förbehandling av restavfall före deponering är schematiskt åskådliggjord i Figur 10.



Figur 10 Princip för olika typer av förbehandling av restavfall före deponering.

Mekanisk förbehandling

Den mekaniska förbehandlingen omfattar ett stort antal behandlingsmetoder från enkel utsortering av t ex skrot till de mer avancerade anläggningar som t.ex används tillsammans med biologisk förbehandling, Tabell 3. Under senare år har de avancerade anläggningarna

blivit allt vanligare. Delvis på grund av ökade krav på materialåtervinning men även på grund av ekonomiska och deponeringstekniska skäl.

Tabell 3 Beståndsdelar som kan ingå i mekanisk förbehandling (Heerenklage and Stegmann, 1995).

Delsteg	Syfte	Typ av material
Grovsortering	Ta bort störande material	Skrot, stora föremål
Siktning	Separera fraktioner med olika egenskaper	Våt fraktion till kompostering, RDF-fraktion till förbränning
Sortering	Sortera ut återvinningsmaterial	Endast ur RDF-fraktionen, papper, plast, förpackningar
Malning	Finfördelning av material, underlätta vidare sortering	
Magnetseparering	Separation av metall	Järnskrot

Målet med den mekaniska förbehandlingen är ofta att separera avfallet i en våt kompostfraktion som lämpar sig för biologisk behandling, en RDF-fraktion som kan användas för termisk behandling och ett antal olika återvinningsfraktioner som kan variera beroende på om man har manuell sortering eller inte.

Biologisk förbehandling

Syftet med den biologiska förbehandlingen är att minska mängden organiskt material i avfallet för att förhindra att nedbrytningsprocesserna sker inne i deponin. Genom en biologisk förbehandling kan nedbrytningen av organiskt material ske under en kort tidsperiod med större möjlighet att kontrollera emissioner än på en deponi (Stegmann, 1995).

Biologisk förbehandling kan ske både under aeroba och aneroba förhållanden. Vilken metod som lämpar sig bäst beror på vilken typ av avfall som skall behandlas. Anaerob förbehandling lämpar sig bäst för blöta material där det kan vara svårt att få ordentlig syresättning vid kompostering (Krogmann, 1995). Den aeroba behandlingen passar särskilt bra för material som innehåller lignin t ex park- och trädgårdsavfall, eftersom lignin inte bryts ned under anaeroba förhållanden.

Den anaeroba förbehandlingen måste ske i slutna reaktor för att syre inte skall kunna tränga in. Vilket till en början innebar att den anaeroba förbehandlingen blev dyrare än aerob behandling. På senare år har dock även komposteringsanläggningarna utvecklats mot slutna anläggningar med kontrollerad till- och frånluft och temperaturreglering. Kostnaderna för en sådan anläggning är jämförbara med en rötreaktor. Utvecklingen av cellrötning, som är en enklare anaerob reaktor, medför även att anläggningskostnaderna för en anaerob förbehan-

dling kan hållas på en nivå som är jämförbar med enklare komposteringsanläggningar. Den enklare tekniken innebär också att processen är mindre känslig för störande material som kan orsaka driftsproblem.

För att allt organiskt material skall brytas ned kräver den anaeroba förbehandlingen även att man har en komposteringsfas efter rötningen, eftersom organiskt material som lignin inte bryts ned under anaeroba förhållanden (Krogmann, 1995). Komposteringssteget kan dock göras enkelt med t ex öppen kompostering, eftersom den mest intensiva fasen av komposteringen uteblir när materialet först behandlats under anaeroba förhållanden. Denna lösning är även vanlig vid komposteringsanläggningar där man kan genomföra den inledande komposteringen i en sluten reaktor medan efterkompostering kan ske under enklare förhållanden. En vanlig lösning är att man låter efterkomposteringen ske ute på deponin. Materialet läggs upp utan kompaktering och får efterkompostera under några veckor. När efterkomposteringen är färdig kompakteras avfallet med kompaktor.

En fördel med den anaeroba förbehandlingen är att man i regel får en positiv energibalans p.g.a. av att metangas kan utvinnas ur processen. Energin kan användas dels för att optimera rötningprocessen genom t ex temperaturreglering, dels till att framställa el och värme för externt bruk. Aerob förbehandling kräver i regel energi för att driva den aktiva luftningen och för temperaturreglering (Krogmann, 1995).

Ett alternativ till den intensiva biologiska förbehandlingen är att kompostera avfallet under en kort tid före deponering, sk förkompostering. Syftet med förkomposteringen är att bryta ned lätt nedbrytbara organiska föreningar under aeroba förhållanden. Dessa föreningar består till stor del av fettsyror med lågt pH. Genom att förbruka dessa under aeroba förhållanden utanför deponin, minskar risken för ett lågt pH som kan hämma övergången till en stabil metanfas. Detta medför att gasproduktionen kan starta direkt efter att avfallet lagts in (Stegmann, 1995). Förkomposteringen ger en temperaturhöjning i avfallet innan det deponeras. Den höga temperaturen stimulerar nedbrytningen och förkortar deponins aktiva fas (El-Fadel, 1996).

Den mekanisk-biologiska förbehandlingsens effekt på deponin

Förespråkare för mekanisk-biologisk förbehandling hävdar att förbehandlingen medför att möjligheterna att kontrollera emissioner ökar i och med att nedbrytningsprocesserna förkortas och sker under kontrollerade former. Resultaten från anläggningarna visar dock att det finns en betydande mängd organiskt material kvar i avfallet efter förbehandlingen. Man räknar med att avfallet efter förbehandlingen har en gasbildningspotential på mellan 20-80 m³/ton avfall. Detta skall jämföras med obehandlat avfall som har en gasbildningspotential på ca 150 m³/ton avfall (Dach et al., 1997; Heerenklage and Stegmann 1995), gasproduktion kommer därför ske även i en deponi med avfall som genomgått långt gående förbehandling. Problemet är att det förbehandlade avfallet har en betydligt lägre permeabilitet än obehandlat avfall (Dach et al., 1997; Scheelhaase and Bidlingmaier, 1997). Den låga permeabiliteten

medför att den gas som bildas transporteras långsamt. För att kunna utvinna gasen krävs därför höga undertryck och ett stort antal brunnar i gasutvinningsystemet.

Ett annat argument för den långt gående förbehandlingen är att sättningar med därmed efterföljande emissioner av biogas och lakvatten skulle minimeras genom att det organiska materialet bryts ned före deponering. Sättningar i avfall beror dock inte enbart på nedbrytning av organiskt material. Andra processer som t ex konsolidering och krypning medför också att deponin sätter sig. Deponier som innehåller förbehandlat avfall får dock annorlunda sättningsegenskaper än en deponi med obehandlat avfall. Materialet som deponeras är i regel mer homogent vilket medför att de differentiella sättningarna minskar. Avfallet blir även betydligt tätare. Detta innebär att sättningar som beror på konsolidering, dvs sättningar som beror på utpressning av porvatten, pågå under en betydligt längre tid än för obehandlat avfall. I en tysk undersökning räknar man med att konsolideringsfasen för det förbehandlade avfallet kommer pågå mellan 35-60 år (Dach et al., 1997). Under hela denna period kommer ett koncentrerat porvatten som kräver lakvattenbehandling att pressas ur deponin.

Förbränning

Förbränning är den vanligaste förbehandlingsmetoden på grund av den energi som kan utvinnas och den volymsreduktion som erhålles. Vid förbränningen omvandlas det organiska materialet till huvudsakligen koldioxid. Ungefär 1-5 vikt% av det organiska materialet tillsammans med tungmetaller m.m anrikas i flyg- och bottenaskan. Förbränningsresterna tas oftast hand om med konventionella deponeringstekniker utan att någon speciell hänsyn tas till avfallets speciella karaktär (Hjelmar, 1995). I allt högre utsträckning kräver man dock idag att askan stabiliseras innan deponering genom olika solidifieringstekniker, t.ex inglasning, ingjutning i Monofill eller genom utlakning.

Lakvattnet från kontrollerade askdeponier specialbehandlas endast i undantagsfall, t.ex genom kemisk fällning eller omvänd osmos. I allmänhet sambehandlas detta lakvatten med övrigt lakvatten och avloppsvatten. I förbränningsresterna föreligger tungmetaller som relativt lösliga metallsalter, och metallutlakningen är betydande. Utlakningseffekten är störst under den första perioden efter deponering och avtar sedan något. Laboriestudier har dock visat att utlakningen från slagg och aska åter ökar i ett längre tidsperspektiv på grund av kemisk vittring av de metallbärande askpartiklarna. Lakvatten från flygaska innehåller de högsta halterna av t ex kadmium och kvicksilver, medan lakvatten från bottenaska uppvisar högst halter av arsenik och koppar. Kromhalterna är i regel av samma storleksordning i lakvatten från slagg och från flygaska (Bramryd, 1988a).

En uthållig deponeringsstrategi för askor bör, enligt Hjelmar (1995), i likhet med en bioreaktorstrategi innebära att deponin konstrueras för att drivas i två steg. Ett aktivt steg under vilket föroreningspotentialen hos deponin reduceras till en godtagbar nivå genom accelererad lakning, därefter en lång passiv fas där ett visst kontrollerat läckage tolereras. Under den aktiva fasen samlas lakvattnet upp och skickas till rening.

Resultat från containerförsök som rapporterats av Bramryd (1988a) visar att lager av organiskt material kraftigt minskar utlakningen av tungmetaller från slagg och flygaska. Detta torde huvudsakligen bero på en fastläggning av tungmetaller som stabila metallsulfider i de anaeroba organiska skikten. Till viss del kan även effekten tillskrivas en viss komplexbindning mellan organiskt material och tungmetallsalter. Fastläggningseffekterna förefaller således i dessa försök dominera över de befärade uttvättningseffekter som kan följa av att tungmetaller i askan komplexbindes med lösta organiska metaboliter i lakvattnet.

6.2 Anaerob Insitu Stabilisering

I takt med att kunskapen har ökat om de biologiska, kemiska och fysiska processerna som är involverade i deponier så har intresset för styrning av processerna och utvecklande av deponering till en kontrollerad biologisk behandlingsmetod växt. Målsättningen är att utveckla teknik för att stimulera stabiliseringsprocessen, dvs reducera en deponis föroreningspotential inom en rimlig tidshorisont. Det är av flera anledningar viktigt att stimulera den anaeroba nedbrytningsprocessen så att den kan komma in i en stabil metanfas så snart som möjligt. På detta vis kommer mer organiskt kol att lämna deponin i gasform som kan utnyttjas för energiproduktion. Vidare får man en snabb bindning av tungmetallerna i stabila sulfidkomplex. Detta kräver optimering av de variabler som styr nedbrytningsprocessen, varav de huvudsakliga är förekomsten av vatten, syre, näringsämnen, sulfat och inhibitorer, pH, alkalinitet, och temperatur (Christensen and Kjeldsen, 1989).

Det har utvecklats en mängd olika tekniker för att påskynda nedbrytningen. De kan delas upp i följande kategorier (Yuen et al., 1995):

- Kontrol och sortering av avfallet
- Malning av avfallet
- Förkompostering av avfallet
- Kompakteringsgrad
- Tillsats av buffert
- Tillsats av avloppsslam
- Tillsats av enzymer
- Recirkulering av lakvattnet

Avfallets sammansättning, med avseende på bl.a vatten och substratinnehåll samt förekomst av inhibitorer, spelar en stor roll för nedbrytningsprocessen. Nedbrytningsprocessen kan därför styras genom kontroll av dessa faktorer.

Avfallets geometri och specifik yta har också en stor betydelse. Genom att *mala avfallet* görs en större yta tillgänglig för mikroberna, avfallet homogeniseras och vatteninnehållet fördelas. Malning kan också ha en negativ effekt genom att den hydrauliska konduktiviteten för malt avfall och då speciellt i djupa deponier kan vara en faktor 10 högre (Knox, 1996). Den ökande kompakteringen med djupet, p.g.a avfallets egentyngd, tillsammans med en minsk-

ning av den hydrauliska konduktiviteten observerades av Oweis et al. (1990), Bleiker et al. (1995) och Burrows et al. (1997). Enligt en sammanställning av Christensen et al. (1992b) av olika tekniker för att stimulera den biologiska stabiliseringen kan malning ej rekommenderas som ensam åtgärd. Mindre partikelstorlek kan öka hydrolysen av det organiska avfallet vilket kan resultera i en accumulering av flyktiga fett syror och ättiksyra vilket sänker pH och verkar inhiberande på den metanogena bakteriekulturen (Warith och Sharma, 1998). I kombination med för kompostering kan malning däremot vara effektivt (Christensen et al., 1992b). Det finns flera sätt att förkorta och lindra intensiteten under den acidogena fasen:

- Genom att *förkompostera avfallet* bryts den lättnedbrytbara fraktionen och en utdragen acidogen fas kan därmed förhindras. Detta kan göras genom att låta ett tunt lager avfall lämnas utan täckning flera månader. Sedan deponeras avfall på konventionellt sätt ovanpå detta. En snabb övergång till den metanogena fasen sker på detta sätt i kompostlagret vilket kommer att tjäna som anaerobt filter för det sura lakvattnet från de ovanliggande avfallslagren av (Christensen et al., 1992b).
- Ett annat sätt för att förhindra ett lågt pH är att *tillsätta ett buffrande ämne* som t.ex. kalciumkarbonat, ved- eller kolaska etc. Den metanogena processen har i sig en viss buffrande kapacitet men om denna utnyttjats till fullo är tillsats av buffert ett effektivt sätt att undvika en pH sänkning och inhiberande förhållanden.

Den huvudsakliga metoden för påskynda nedbrytningsprocessen, stabiliseringen, är *recirkulering av lakvattnet*. Detta är den mest undersökta metoden, redan i början på sjuttio-talet rapporterades de första erfarenheterna, i första hand från experiment utförda i laboratorie skala t.ex Pohland, (1975). Under 80- och 90-talet följde sedan resultat från experiment utförda i fullskala, se t.ex Barber och Marris (1984, 1992), Stegmann och Spendlin (1986, 1989) och Pacey (1989).

Tillsättning av avloppsslam ökar fukthalten, och stimulerar därmed nedbrytningsprocessen, men effekten kan också utebli om metanogena förhållanden redan är rådande. En förutsättning för en god effekt är att slammet är neutralt i pH och välbuffrat.

Recirkulation av lakvattnet

Huvudprinciperna för recirkuleringsteknikens effektivitet är att en hög fukthalt främjar den mikrobiella aktiviteten, och att recirkulering ger en vattenomsättning vilket gör att mikroorganismer och näringsämnen redistribueras inom deponin samt att lokala höga koncentrationer av inhibitorer späds ut. Tekniken innebär också en rad driftmässiga fördelar såsom:

- En reducering av framför allt den organiska fraktionen i lakvattnet och den totala lakvattenvolymen som måste tas om hand, vilket ger stora kostnadsbesparingar.
- En förbättrad och effektivare utnyttjande av avfallets energipotential i form av biogas.
- En accelererad nedbrytning vilket ger en snabbare volymsreducering och förkortar tiden för övervakning efter att deponeringsverksamheten avslutats (Yuen et al., 1995).

I en review av Yuen et al. (1995) sammanställdes resultatet av alla, av författarna kända, rapporterade experiment med lakvattenrecirkulation både i laboratorie- och fullskala. Genom att analysera resultaten indikeras enligt Yuen et al. (1995) följande mönster vid kombination av recirkulering med någon ytterligare åtgärd för att påskynda processen:

- Endast lakvattenrecirkulering accelererar den tidiga hydrolysen och surfasen, vilket kan resultera i höga halter av flyktiga fettsyror i lakvattnet. Beroende på buffertkapaciteten i systemet så kan en alltför intensiv lakvattenrecirkulering kan leda till en utdragen surfas (Farquhar och Rovers, 1973) och en försenad metangasfas. Av denna anledning bör endast en mycket försiktig recirkulering ske under denna fas (Pohland and Al-Yousfi, 1994; Reinhart and Al-Yousfi, 1996). Novella et al. (1997) rapporterar från labbskalförsök att en hög bevattningskapacitet vid enkelt genomflöde (ej recirkulering) verkade för ett neutralt pH genom att effektivt skölja ur fettsyror så att metanfasen kunde etableras.
- Tillsats av avloppsslam ger en stor effekt i den tidiga nedbrytningsfasen då tillgången på näringsämnen är begränsande för för processen. Om tillsats sker när avfallet är inne i metanfasen och metangasproduktionen är begränsande verkar tillsats av slam endast ge ett litet bidrag. Avloppsslam med ett lågt pH kan dock ha en negativ inverkan på nedbrytningsprocessen.
- Inga slutsatser har kunnat dras om varken effekten av malning av avfallet eller tillsats av näringsämnen i kombination med recirkulering av lakvattnet.
- Laboratoriestudier har visat den optimala temperaturen för anaerob nedbrytning ligger mellan 34 och 38°C, med eller utan lakvattenrecirkulation. Inga försök i fullskala där man undersökt effekten av en höjning av det recirkulerade lakvattnets temperatur finns tillgängliga.
- Inblandning av anaerobt nedbrutet avfall eller användning av ett förkomposterat bottenlager ger positiva effekter på lakvattnets sammansättning (lägre BOD).
- En hög recirkulationsintensitet ger generellt en bättre anaerob nedbrytning jämfört med recirkulation med en lägre intensitet. En alltför intensiv recirkulering kan ge en nedkylande effekt som verkar inhiberande.
- Recirkulation av ett äldre metanogent lakvatten i en yngre deponi kan ge fördelar såsom snabb reducering av lakvattenstyrkan och tidig metangasproduktion (Novella et al., 1997)
- Recirkulation av lakvatten från en ung deponi som befinner sig i den acidogena fasen till en deponi som befinner sig i den metanogena fasen medför att höga koncentrationer av organiskt material och tungmetaller, som i regel finns i ett acidogent lakvatten, kan omvandlas och/eller fastläggas i den metanogena deponin (Lagerkvist, 1995; Nilsson, 1994).
- Luftning av lakvattnet reducerar lakvatten styrkan och är lämplig metod om det skall sprinklas över ett vegeterat täckskikt. Ett högt näringsinnehåll verkar gynnsamt för växtligheten

Sammanställning av lakvattendata från fem fullskaledepionier där lakvattnet recirkulerats presenterades av Reinhart and Al-Yousfi (1996). Lakvattenkvalitetens utveckling i tiden visade

sig stämma väl överens med vad som kännetecknar lakvattnet från konventionella deponier. Den acidogena fasen tenderade dock, och som tidigare nämnts, att dra ut på tiden och bli mer betonad. Av den anledning bör endast en försiktig recirkulering ske under denna period. Ämnen som klor och ammonium kväve påverkas ej av recirkuleringen och koncentrationen av dessa ämnen i lakvattnet kommer att vara konstant (Barber and Maris, 1992). Genom att normalisera BOD till klorinnehållet tas hänsyn till utspädningseffekterna och förhållandet BOD:klor kan då användas som måttstock på recirkulationens inverkan på lakvattenstyrkan och den biologiska stabiliseringsprocessen. Recirkulering stimulerar reducerande förhållanden och neutralt pH vilket är gynnsamt för fastläggningen av tungmetallerna som sulfidkomplex och utfällning som metallhydroxider.

Lakvattnet kan återföras till deponin på flera olika sätt (Reinhart, 1996): Vätning av avfall innan deponering är en enkel metod som ger en jämn uppfuktning av avfallet. Metoden är en "engångsmetod" och har därmed sina uppenbara begränsningar. Lakvattnet kan sprinklas ut över deponins yta förutsatt att täckskiktet är permeabelt. Detta är en flexibel metod som också ger en stor avdunstning. Luktproblem och de potentiella hälsorisker som en vindriven lakvattendimma för med sig har gjort att metoden är bannlyst på vissa håll. Användande av infiltrationsdammar höjer fukthalten endast i en begränsad volym och måste därför flyttas ofta för att ge en jämn uppfuktning. Infiltrationsdammar kan också vålla luktproblem. Den nuvarande trenden är att använda antingen vertikala brunnar eller nedgrävda horisontella infiltrationsdiken eller en kombination av dem båda. Båda metoderna ger ett begränsat influensområde därför bör metoderna kombineras för att säkerställa en jämn uppfuktning. Detta har också verifierats av McCreanor och Reinhart (1996) genom simuleringar med SUTRA modellen (United States Geological Survey) modifierad för avfallsmedium. Ett annat alternativ för att öka influensområdet är att installera horisontella infiltrationsdiken på varje nivå orienterade vinkelrätt med infiltrationsdikena på den underliggande nivån.

Ett snabbt vattenflöde i kanaler har påvisats av Blakey et al. (1997) och Rosqvist et al. (1997) genom spårämnesförsök i testceller. Detta försvårar en jämn fördelning av det recirkulerade vattnet

Recirkulering av lakvatten kan också innebära vissa nackdelar såsom risk för lateral utströmning av lakvatten p.g.a dämning, dvs bildning av hängande vattenytor inne i deponin (Barber and Maris, 1992, Knox, 1996; Reinhart, 1996), högt hydrauliskt tryck på bottenlinern som kan orsaka brott och igensättning av recirkulationssystem.

6.3 Aerob Insitu Stabilisering

Som ett alternativ till den anaeroba stabiliseringstekniken har under senare år även aerob in situ stabilisering genomförts. Anledningen till att metoden började användas i USA var att man vid utgrävning av nyare deponier, försedda med täta topptätningar, upptäckte att det knappast skett någon nedbrytning alls. För att få i gång nedbrytningsprocessen började man utföra försök med att bryta ned det organiska materialet som fanns i deponin genom kompostering in situ (Stessel and Murphy, 1992; Hudgins, 1998).

Den aeroba bioreaktorn har i princip samma utseende som en traditionell bioreaktor cell med lakvattenrecirkulation. Den viktigaste skillnaden är att den aeroba bioreaktorn även förses med möjlighet till inblåsning av luft för att syresätta avfallsvolymen. Luftinblåsningen sker i regel i speciella ledningar som läggs i reaktorcellen i samband med byggnationen. Om det är en anaerob reaktordeponin som skall slutstabiliseras med aeroba metoder kan befintliga gasuttagsanordningar användas för inblåsning av luft. För att nedbrytningsprocesserna skall fungera tillfredsställande krävs det även att tillgången till vatten är god. I aeroba bioreaktorer är det därför ett krav att det finns ett fungerande system för lakvattenrecirkulation/injektion.

Metoden har på senare år utvecklats till en kontrollerad biologisk behandlingsmetod. Fördelarna med den aeroba stabiliseringen är att processen i regel är snabbare än den anaeroba. Detta medför en miljömässig och ekonomisk vinst i och med att deponin snabbt kan avslutas eller att volymen som frigörs vid nedbrytning av organiskt material snabbt kan användas för deponering av mer avfall.

En stor nackdel med den aeroba stabiliseringen är att det i regel uppstår höga temperaturer. Dessa höga temperaturer medför att det finns risk för att brand uppstår i deponin. För att förhindra att detta sker krävs det att hela avfallsmassan är uppfuktad så antändning inte kan ske, detta skall ske genom lakvattenrecirkulation (Stessel and Murphy, 1994). Alternativet är att det organiska innehållet i deponin är så lågt att dessa höga temperaturer aldrig uppstår. Detta kan vara fallet när man väljer att stabilisera en befintlig äldre deponi med aeroba metoder.

6.4 Specifika våtdeponeringskoncept

Flera koncept för våta deponier har publicerats och designats utifrån målsättningen att så snabbt som möjligt stabilisera avfallet. Infiltration av regnvatten och utlakning är både viktiga och nödvändiga processer för en stabilisering.

Som ett alternativ till syntetiska liners understryker Joseph and Mather (1993), Smart (1993) och Lee and Jones-Lee (1993) potentialen hos hydrauliska barriärer vid våt deponering. Principen är att skapa en omvänd hydraulisk gradient mellan lakvattennivån i deponin och vattennivån i den omkringliggande marken så att vattnet rör sig in i deponin och förhindrar att föroreningar läcker ut i grundvattnet. Genom att anlägga en deponi så att den delvis kommer att ligga under vattenytan, och under förutsättning att lakvatten pumpas ut ur deponin, erhålles en omvänd hydraulisk gradient riktad in i deponin. På så vis kan risken för spridning av lakvattnet i grundvattenakvifären minimeras enligt Smart (1993). Det senare är en, enligt svenska mått, gammal strategi som har framförts vid ett flertal tillfällen (se SNV råd 1974:24). Om denna uppåtriktade gradient kan hållas förhållandevis liten kan de utpumpade lakvattenvolymer minimeras.

Lee and Jones-Lee (1993) presenterar ett koncept på en våtdeponi som inkluderar både lakvattenrecirkulering och en omvänd hydraulisk gradient-barriär. Enligt deras förslag skall deponin vara försedd med en botten tätning bestående av, i tur och ordning, dräneringslager med lakvattenuppsamling, lerlager, bädd med grovt grus i vilken ett system för vattendistribution ligger inbäddat och slutligen en syntetisk liner. Med detta system kan en omvänd (uppåtriktad) hydraulisk gradient i lerlagret upprätthållas genom pumpning av rent vatten. Där de geologiska förhållandena tillåter kan den befintliga grundvattennivån utnyttjas för att skapa denna tryckgradient enligt Lee and Jones-Lee (1993), vilket är i konsensus med det koncept som föreslagits av Smart (1993). Överst är deponin försedd med ett lågpermeabelt täcksikt och under detta ett bevattningssystem. Under deponins stabiliseringsfas recirkuleras lakvattnet genom tillförsel till bevattningssystemet i syfte att stimulera nedbrytningsprocessen. När deponin kan anses vara stabiliserad lakas lösliga föroreningar ut genom tillförsel av rent vatten i bevattningssystemet. Det bildade lakvattnet tas om hand och renas. Efterbehandling och övervakning kommer att krävas i viss utsträckning men endast under en begränsad tid.

Med målsättningen att utveckla en deponeringsstrategi som uppfyller grundkravet på uthållighet så har Department of Environment i England initierat ett flertal forskningsprojekt där man undersöker en mängd olika aspekter av recirkulering av lakvatten (De Rome och Gronow, 1995). Ett koncept som utvecklats kallas för "flushing bioreactor" och har stora likheter med den idé för en forcerad nedbrytning och utlakning av en deponi som Lee and Jones-Lee (1993) presenterat. Några av de första vetenskapliga artiklar där flushing bioreactor strategin först diskuterades är Harris et al. (1994) och Knox och Gronow (1993) följda av Knox and Gronow (1995), Knox (1996), Karnik och Perry (1997), Robinson (1996) och Walker et al. (1997), m.fl. Strategin har idag fått fotfäste och praktiska försök har genomförts i flera länder.

Flushing bioreactor strategin bygger på att avfallet skall stabiliseras in situ inom en acceptabel tidsperiod (30-50 år). För detta krävs att:

- Nedbrytningen av det organiska materialet forceras genom optimering av de förhållanden som styr den anaeroba nedbrytningsprocessen, framför allt är det viktigt med en hög jämn fukthalt i avfallet.
- Utlakning av lösliga föroreningar såsom ammoniumkväve (Harris et al., 1994; Knox and Gronow, 1995).

Det andra kravet är ofta förbiset men är lika viktigt för att kunna uppnå en stabilisering inom en generation (Knox and Gronow, 1995, Blakey et al., 1997). Koncentrationen av ammonium kväve stannar kvar på en hög nivå under ansenlig tid vilket är av stor betydelse för skyddet av omgivande yt- och grundvatten (Hjelmar, 1995). För att uppnå detta föreslog Harris et al. (1994) att man skulle utveckla en bioreaktor där lakvattnet recirkulerades med tillräcklig hög intensitet för att få både en optimering av fukthalten för den anaeroba nedbrytningsprocessen och en urskölnings/urspolningseffekt. Målsättningen är att få deponin att producera det mest högkoncentrerade lakvattnet i ett tidigt skede av deponins livstid då lakvattenuppsamlingssystemet fungerar som bäst (Gronow, 1996). Knox och Gronow (1995) genomförde experiment i pilotskala och kunde visa att om delvis behandlat lakvatten

recirkulerades så kunde det organiska innehållet i avfallet simultant underhålla både metanogenes och denitrifikation av en hög andel av nitratkvävet i lakvattnet. Recirkulering av lakvattnet kan antingen ske med konstant intensitet, $\text{NH}_3\text{-N}$ belastningen kommer då att successivt avta med tiden, eller regleras så att $\text{NH}_3\text{-N}$ belastningen hålls konstant, vilket ger en mer kostnadseffektiv rening (Knox, 1996).

En grundförutsättning för att metoden skall vara effektiv är att det vatten som tillförs deponin når ut i hela porvolymen så att en jämn hög fukthalt åstadkommes och så att utspolningseffekten skall bli optimal. Kanalflöde samt en minskande hydraulisk konduktivitet med djup och nedbrytningsgrad är de största hindren för att uppnå ett en jämn fukthalt (De Rome och Gronow, 1995; Karnik och Perry, 1997), avfallet bör därför homogeniseras genom malning samt också för att skapa stora kontaktytor (Karnik och Perry, 1997; Viste, 1997; Walker et al., 1997). Eftersom effekten av att kompaktering ökar med djupet finns det sannolikt en övre gräns för vilket djup som är möjligt för att kunna recirkulera lakvattnet med tillräckligt hög intensitet (Knox, 1996).

DEL III Deponins nya roll

7. Deponins nya roll: EG's deponeringsdirektiv

7.1 EG's förslag till deponeringsdirektiv

Europeiska unionens hållning på avfallshanteringsområdet är reglerat i avfallsramdirektivet (75/442/EEC) och det kompletterande direktivet för farligt avfall (91/689/EEC). Under dessa sorterar två stycken grupper av direktiv. Den ena gruppen innehåller direktiv gällande specifikt avfall, såsom förpackningar, olja batterier och avloppsslam, medan den andra gruppen innehåller de direktiv som reglerar avfallsbehandlingsmetoderna förbränning av ofarligt avfall (89/429/EEC och 89/369/EEC), farligt avfall (94/67/EEC) respektive deponering av avfall (COM(97)105).

Kommissionen lämnade den 22 juli 1991 in ett förslag till direktiv för deponering av avfall till ministerrådet. En gemensam ståndpunkt om förslaget antogs av ministerrådet 1995. Europaparlamentet ansåg förslaget vara otillräckligt och avtog det därför den 22 maj 1996. Parlamentet invände mot att mer än 50% av europeiska unionens territorium undantogs förslaget på grund av en befolkningstäthet på mindre än 35 personer per kvadratkilometer. Kommissionen drog tillbaka förslaget och men blev inbjudna av rådet att inkomma med ett nytt omarbetat förslag så snart som möjligt.

Den 5 mars 1997 lade kommissionen fram ett förslag till deponeringsdirektiv (COM (97) 105) vilket i en något modifierad version (EU, The Council, 7028/99): antogs den 26 April 1999 men som ej ännu trätt i kraft. Förslaget skall genom lagstiftning implementeras i medlemsländerna senast två år efter att det trätt i kraft (artikel 18).

De viktigaste punkterna i det antagna förslaget är följande:

- Klassificering av deponier i tre olika kategorier: för farligt-, icke farligt- samt inert avfall (artikel 4).
- Reducering av växthusgas emissioner har givits högsta prioritet och förslaget påbjuder en reduktion av andelen biologiskt nedbrytbart material i det avfall som deponeras (artikel 5). Tre delmål för den deponerade mängden biologiskt nedbrytbart material (jämfört med den producerade mängden i landet 1995):
 - reduktion till 75 vikt-% senast 5 år efter att förslaget trätt i kraft.
 - reduktion till 50 vikt-% senast 8 år efter att förslaget trätt i kraft.
 - reduktion till 35 vikt-% senast 15 år efter att förslaget trätt i kraft.I medlemsländer där mer än 80% av avfallet deponeras (1995) utökas ovanstående tidsfrister med fyra år.
- Krav på att allt avfall skall förbehandlas innan deponering. För att för att främja andra metoder än förbränning tillämpas en bred definition av förbehandling i förslaget (artikel 2). Förbehandling definieras som fysikaliska, kemiska och biologiska processer, inklusi-

ve sortering, som ändrar avfallens egenskaper så att dess mängd och farlighet minskas varigenom hanteringen underlättas och återvinningen gynnas.

- Restriktioner mot samdeponering av miljöfarligt och ofarligt avfall (artikel 6).
- Tekniska krav på bottenfästning
- Internalisering av deponeringskostnaderna, dvs kostnaderna för anläggning, drift, övervakning, efterbehandling och avslutning vård skall helt och hållet finansieras med avfallstaxor (artikel 10).

Samdeponering av hushållsavfall, industriavfall och miljöfarligt avfall är en kontroversiell fråga. Tanken med samdeponering är att utnyttja deponin som ett anaerobt filter (Pohland, 1991). Metodens effektivitet att oskadliggöra föroreningar genom nedbrytning, transformering och fastläggning är oomtvistad men pga av dåliga erfarenheter från gamla okontrollerade soptippar har metoden blivit bannlyst i flera länder, bl.a USA och Tyskland (Christensen et al., 1992; Watson-Craik and Sinclair, 1995). I Storbritannien är samdeponering en väletablerad praxis, under förutsättning att andelen miljöfarliga avfall begränsas till en nivå där det inte negativt inverkar på nedbrytningsprocessen och gas- och lakvattenkvaliteten (Greedy, 1995). Samdeponering kommer enligt direktivet att vara tillåtet för en viss typ av ofarligt och farligt avfall. Vidare kommer däck kommer att tillåtas som konstruktionsmaterial i deponin.

Syftet med det nya förslaget är att säkertställa en hög standard för deponering och främja förebyggande av mängden avfall som deponeras genom sortering, återanvändning och återvinning av avfall. Förslaget syftar också till att skapa samma konkurrensvillkor för avfallshanteringskostnader så att onödig avfallstransport förebyggs.

Vid framläggandet av förslaget till direktivet för deponering av avfall kungjorde miljökommissionär Ritt Bjerregaard (pressmeddelande ip/97/181, 1997-03-05):

“Huvudmålsättningen med förslaget är att fastslå en hög standard för deponeringen av avfall inom den Europeiska unionen och stimulera förbyggandet av uppkomsten av avfall genom återanvändning och återvinning. Styrning av avfallet bort från deponierna till andra avfallsbehandlingsmetoder kommer att reducera föroreningarna av både grundvatten och mark och minska kostnaderna för sanering... ..Investeringar i anläggningar för alternativa avfallsbehandlingsmetoder såsom kompostering, återvinning och förbänning kommer att skapa arbete.....Reduktion av biologiskt nedbrytbart avfall är ett kostnadseffektivt sätt att bidra till en reduktion av växthuseffekten. Till sist, förslaget kommer att öka kostnaden för deponering för att på detta sätt återställa balansen till andra behandlingsmetoder såsom miljömässigt sunda återanvändningsverksamheter.”

De föreslagna avfallsdirektiven och det synsätt som kommer till uttryck i Bjerregaards tal kan tolkas så att man från kommissionens sida ser ett motsatsförhållande mellan återanvändning och återvinning å ena sidan och deponering å den andra. Deponering anses inte användas avfall som en resurs och inte ha någon inverkan på förebyggande av avfall.

Bakgrunden till kraven på reducering av mängden biologiskt nedbrytbart avfall är ett strategidokument för att reducera metangasemissionerna som antogs av kommissionen år 1996 inom ramen för EU:s klimatförändringsprogram. Enligt siffror i detta dokument bidrar metangas med cirka 18 % av växthuseffekten vilket kan jämföras med bidraget från koldioxid som utgör cirka 66%. Över en tidshorisont på 20 år är metans GWP = 62 (IPCC). Detta betyder att en även en moderat reducering av metangasemissionerna ger en relativt stor effekt. Enligt strategidokumentet kan en stabilisering av metankoncentration i atmosfären nås med en reducering av de antropogena metanemissionerna med 10 %, medan det skulle krävas en reducering med 60% för att stabilisera koldioxidkoncentrationen. Eftersom metan har en relativt kort livslängd i atmosfären jämfört med de andra växthusgaserna så kan en reducering av metanemissionerna ge en snabb effekt på den samlade växthuseffekten. Det är detta resonemang ligger till grund för de ansträngningar som görs för att minska metangasemissionerna.

I strategidokumentet identifieras de tre sektorer som ger det största bidraget till den antropogena metangasemission inom EU:s territorium. Jordbruket, avfallshanteringen och energi (huvudsakligen utvinning och distribution av fossila bränslen) svarar, enligt siffror från 1990, för 45%, 32% respektive 23% av metangasemissionen. Tillgänglig teknologi som tillsammans med andra åtgärder kan motverka den uppåtgående trenden rörande metangasemissioner diskuteras i dokumentet. Tre metoder att begränsa metanemissionerna från deponier tas upp: 1. Anaeroba processer i deponin med uppsamling av gas som antingen facklas av eller utnyttjas för energiproduktion. 2. Upprätthållande av aeroba förhållanden i deponin med diverse tekniska lösningar. 3. Reducerad deponering av organiskt avfall. Generellt drar kommissionen slutsatsen att en minskad deponering av organiskt avfall är det mest kostnadseffektiva sättet att uppnå reducerade metangasutsläpp. Dessutom skall gasuppsamling ske från alla deponier som innehåller organiskt material. Biogasen bör i första hand utnyttjas för energiutvinning och i annat fall skall den facklas.

Sättningar i avfall uppstår när avfallet sjunker ihop på grund av nedbrytning av organiskt material, omlagring av avfallsmassan, konsolidering mm, se kap. 5.2. Detta sker ej uniformt över hela deponin utan sker ojämnt, sk differentiella sättningar. Detta kan orsaka deformationer i topptätningen och bidra till försämrade ytvattenavrinning och sämre skydd för ytvatten- och gasläckage. Problemen med de differentiella sättningarna är en av orsakerna till EG direktivens krav på minskad mängd organiskt avfall till deponier. En mindre mängd organiskt avfall till deponier förväntas medföra att sättningarna blir mindre och därmed skulle även problemet med deformerade topptätningar med därpå följande gasläckage minska.

7.2 Reaktioner på förslaget

The European Federation of Waste Management and Environmental Services, FEAD, har inbjudits av kommissionen att kommentera förslaget till rådsdirektiv. Avfallbehandlings- och deponeringsgruppen inom FEAD lade fram ett förslag till ett "position paper" 1997. FEAD:s allmänna synpunkter kan sammanfattas enligt följande: FEAD välkomnar initiativet och målsättningen att upprätta enhetliga höga krav och standards för avfallshanteringen. Man stödjer

också målsättningen att reducera metangasemissionerna och förbättra skyddet för mark och vattenresurser. FEAD riktar dock kritik mot utformningen av förslaget och menar att direktiven bör utformas som miljöskyddsförordningar för deponier, och inte som styrmedel för valet av avfallsbehandlingsmetod. Hur varje medlemsland väljer att reducera sina emissioner bör bara vara en angelägenhet för landet ifråga. Detta är en åsikt som också delas av deponiarbetsgruppen inom The International Solid Waste Association, ISWA, i deras första preliminära kommentar (daterad 23 mars 1998) till de nya direktiven. Vidare så anser FEAD att reduktionen av nedbrytbart avfall är praktiskt svår genomförbar. Att i hela EU:s territorium mäta och kontrollera andelen organiskt material som deponeras hävdar man vara en omöjlighet. ISWA har uttryckt farhågor om att ett förbud mot deponering av organiskt avfall hotar utvecklandet av ny teknik för processoptimerad deponering. I övrigt välkomnar både FEAD och ISWA initiativet att fastslå hög standard för avfallshanteringen.

Enligt Sveriges Miljödepartement (faktapromemorium EUM/97/1147) harmonierar förslaget i huvudsak med svensk målsättning och inriktning för hantering av avfall. Men eftersom direktivet saknar sin motsvarighet i Sverige har det krävts en översyn av svensk lagstiftning på området tillsammans med utfärdande av kompletterande bestämmelser. I ett betänkande till proposition 1996/97:172 från jordbruksutskottet (1997/98:JoU7) uppmärksammas hotet mot utvecklandet av ny biologisk behandlingsteknik, som ISWA givit uttryck för ovan. I betänkandet heter det:

“Vad gäller det generella förbudet mot deponering av brännbart och organiskt avfall vill utskottet härutöver anföra följande. För att åstadkomma lokala miljöanpassade energisystem och för att ersätta fossila bränslen och drivmedel är det av väsentlig betydelse att kommunerna kan ta till vara den biologiskt lättnedbrytbara delen av avfallet. En sådan hantering bör utgå från naturliga ekologiska processer, som maximalt utnyttjade kan skapa ett effektivt återförande av önskvärda ämnen i ett ekologiskt kretslopp. Önskade ämnen eller överskott av ämnen kan separeras och återföras till stabil långtidsförvaring, och energi kan utvinnas med hjälp av biologiska processer. Det finns idag ett flertal metoder, mer eller mindre utvecklade, som syftar till en integrerad och ekologisk anpassad avfallsbehandling. Som anförs i motionerna Jo6 och Jo7 (båda m) får ett generellt deponeringsförbud inte leda till en avfallshantering som motverkar denna utveckling. Det är enligt utskottets mening av vikt att reglerna om undantag från det generella deponeringsförbudet utformas så att kommunerna ges möjlighet att utarbeta lokalt och miljömässigt lämpliga lösningar, att forskning om och utveckling av biologiska återvinningsmetoder inte försvåras samt att miljömässigt godtagbara behandlingsmetoder för nyttiggörande av det organiska avfallet underlättas.”

Kritik har också riktats mot förslaget för att inte vara vetenskapligt underbyggt utan för att ha tillkommit för att stimulera återvinningsteknologi samt rättfärdiga gårdagens och framtida investeringar i förbränningsanläggningar och inte för att skapa miljövänligare deponier (personlig kommunikation Phil Rushbrook, WHO, 1998).

I Storbritannien kämpar Labour regeringen och den Brittiska avfallsindustrin mot direktivet då man anser att förbränning inte nödvändigtvis är ett miljövänligare sätt att omhänderta av-

fall jämfört med deponering. Förbränning med efterföljande deponering av förbränningsas-korna anses inte uppfylla kravet på en hållbar strategi. Vidare förväntas en utbyggnad av förbrännings- och komposteringskapaciteten att innebära stora kostnader.

7.3 Implementering av direktiven

Förbränningskapacitet begränsande

Dagens situation i medlemsländerna uppvisar en stor variation med avseende på ekonomi, avfallshanteringspraxis och teknisk standard på deponier och förbränningsanläggningar. Förutsättningarna för att kunna efterleva de nya direktiven är därför olika och riktigt hur direktiven kommer att implementeras är en ej klart. Det är sannolikt respektive lands befintliga förbränningskapacitet och ekonomiska möjligheter för utbyggnad som kommer att avgöra i vilken utsträckning reduktion av deponering i allmänhet, och deponering av biologiskt ned-
bytbart avfall i synnerhet, kan genomföras. Ett lika stort problem som att kunna tillhandahålla tillräcklig förbränningskapacitet är en god geografisk fördelningen av förbränningsanläggningar för att undvika långa transporter som verkar fördyrande och belastar miljön. I många länder finns det dessutom en utbredd misstänksamhet mot avfallförbränning vilket försvårar en utbyggnad av förbränningskapaciteten.

I Belgien finns en generell målsättning att upphöra med deponering av organiskt material. Trots att man på många håll i Belgien har gjort stora satsningar på separat insamling av matavfall för reaktorötning eller kompostering kommer enligt de flesta bedömare målsättningen att avveckla deponeringen av organiskt material inte att kunna hållas. Lagstiftningen avseende deponier varierar i mycket mellan Vallonien and Flandern. Generellt har Flandern haft en mera restriktiv hållning till deponering än Vallonien. Detta torde bero på olika topografiska och grundvattenmässiga förhållanden i de båda delarna, där Flandern förefaller ha sämre naturliga möjligheter att inpassa större deponier i landskapet. Myndigheterna ger idag en generell dispens för deponering av organiskt avfall, trots att förbudet egentligen redan skulle ha trätt i kraft.

I stora delar av västra Holland finns stora grundvattenproblem i samband med anläggandet av deponier. Detta har gjort det svårt att finna nya områden vilka miljömässigt lämpar sig för deponeringsverksamhet. Detta har lett till att man i Holland antagit ett förslag om förbud mot deponering av organiskt material. Trots en ambitiös utbyggnad av separata system för organiskt avfall med flera storskaliga komposterings- och röttningsanläggningar, och trots kraftig utbyggnad av förbränningskapaciteten, finns idag inte kapacitet att ta emot allt organiskt avfall på annat sätt än genom deponering. I Holland har resultatet av deponeringsförbudet resulterat i en storskalig utbyggnad av massförbränning av osorterat avfall, liksom i en vilja att exportera avfall eller avfallsfraktioner till andra länder.

Den nyligen införda deponiskatten (1996) och producentansvar för förpackningar (1997) och EG:s förslaget till deponeringsdirektiv kommer sammantaget att innebära stora förändringar inom avfallshanteringen i Storbritannien. För närvarande är ett tiotal förbränningsanläggningar i drift i Storbritannien med en sammanlagd årlig kapacitet av cirka 2,5 miljoner ton avfall vilket skall jämföras med den årliga mängden hushållsavfall på 26 miljoner ton och en

total mängd brännbart avfall på 60 miljoner ton (Nilsson, 1997). För att kraven skall klaras måste förbrännings-, komposterings- och röttningsanläggningar byggas och återvinningsmetoder utvecklas. Det kommer att kräva stora investeringar och stora kostnader för hela avfallsindustrin i Storbritannien (Nilsson, 1997). Även om en utbyggnad av förbränningskapaciteten pågår så kommer förbränningen inom en överskådlig framtid bara att kunna svara för en mindre del.

Ett tiotal nya förbränningsanläggningar planeras att uppföras i Tyskland för att klara de nya förbehandlingskraven som slagits fast i TaSi.

I Finland beräknas antalet anläggningar för biologisk behandling byggas ut från nuvarande 17 (1996) till uppemot 50. Ett femtontal nya förbränningsanläggningar skall byggas och antalet deponier skall minska från nuvarande 390 (1996) till under 80.

I Frankrike slår sig de små franska kommunerna samman i större grupperingar för att klara omställningen och investerar i stora anläggningar för sortering och återvinning av avfallet och för förbränning med energiutvinning (Svensson, 1996).

Alternativ till förbränning

För att undvika att det föreslagna direktivet skall innebära en ensidig satsning på förbränning, vilket för många medlemsländer varken är ekonomiskt eller praktiskt möjligt, pågår utveckling av biologiska stabiliseringsmetoder som kan utgöra ett alternativ till förbränning. Vidare, som påpekats tidigare, så råder ej konsensus om att förbränning av biologiskt nedbrytbart avfall är ett alternativ som ur miljösäkerhetssynpunkt bör prioriteras högre än deponering.

Sedan en kort tid tillbaka pågår det i Tyskland och Österrike en intensiv forskning för att utröna om det finns några realistiska alternativ till termisk förbehandling som kan uppfylla kraven i TaSi. Vid Technische Universität Hamburg, Institut für Abfallwirtschaft, Universität Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, och vid Universität für Bodenkultur, Abteilung Abfallwirtschaft, Wien, pågår forskning kring mekanisk-biologisk förbehandling (se kap. 6.1).

Med målsättningen att finna en hållbar deponeringsstrategi genom att stabilisera avfallet in situ inom en acceptabel tidsperiod (30-50 år) så har Department of Environment i England subventionerat ett koncept för accelererad nedbrytning och utlakning som kallas för "flushing bioreactor". Strategin, som beskrivs närmare i kapitel 6.4 har idag fått fotfäste och praktiska försök har genomförts i flera länder.

I Holland har man byggt ett par intressanta deponeringsanläggningar, där man valt att utveckla deponeringstekniken mot en kontrollerad biologisk behandling genom någon form av biocellsrötning. Eftersom biocellsdriften sannolikt kommer att klassas som "biologisk behandling" omfattas denna verksamhet ej av deponeringsrestriktionerna. Deponirötning av hushålls- och industriavfall förekommer i Holland främst i den södra delen kring städerna

Tilburg och Eindhoven. I några fall förekommer här även biocellsrötning. Deponirötning av industriavfall sker ännu vid många deponier i Holland, trots de formella deponeringsrestriktionerna, och uppskattas fortsätta under en överskådlig framtid. Ett intressant exempel är VAM:s anläggning i Wijster för differentierad behandling av avfall. Vid denna anläggning, som tjänar som regional anläggning för stora delar av norra och västra Holland, finns en storskalig komposteringsanläggning för källseparerat organiskt avfall, inklusive trädgårdsavfall. Vidare finns här separeringsanläggning för restavfall där det utsepareras såväl en sk bränsefraktion, dels en röttingsfraktion för biocellsrötning. Röttingsfraktionen utgöres av finfraktionen från bränsesepareringen samt dessutom blandat restavfall från perioder med driftproblem för bränse-sorteringen eller då förbränningsdelen har kapacitetsbrist eller är under revision. Denna statliga anläggning arbetar nu för att få biocellsrötningen klassad som "biologisk behandling". För att finna fram driftskriterier och villkor för denna biocellsrötning bedriver man idag en brett upplagd forsknings- och utvecklingsverksamhet.

I Portugal har man valt att bygga ut den biologiska behandlingen av avfall, främst aerob kompostering, som ett led i strävandena att minska avfallsmängderna. I de två största städerna Lissabon och Oporto kommer dock massförbränningsanläggningar att uppföras inom en snar framtid. Planer på ytterligare förbränningsanläggningar finns inte för närvarande, utan de flesta regioner planerar för ökad materialåtervinning i kombination med främst aerob kompostering. Ej komposterbara restavfall deponeras.

Även om den politiska viljan finns tycks det vara praktiskt svårt för många medlemsländer att följa EU:s avfallshierarki till punkt och pricka. Men detta är ej heller avsikten enligt Dr Krämer, ordförande i EG kommissionens avdelning för avfallshantering, som menar att en del länder, bl.a Sverige, tolkat den föreslagna hierarkin för behandlingsmetoder bokstavigt. Dr Krämer invänder mot detta och betonar att hierarkin skall uppfattas som rådgivande och att en stor flexibilitet tillåts för hur respektive medlemsland väljer att implementera den (Lindholm, 1998).

7.4 Implementering av direktiven i Sverige

I september 1995 gav regeringen Naturvårdsverket i uppgift att utarbeta konkreta förslag till en framtida avfallshanteringsstrategi. Naturvårdsverket överlämnade resultatet i form av en rapport "Aktionsplan Avfall" till regeringen i augusti 1996. Enligt Naturvårdsverkets föreslagna mål (Naturvårdsverket, 1996a) skall:

- totala mängden deponerat produktionsavfall, utom gruvavfall, ha minskat till hälften år 2005 (jämfört med 1993)
- deponerade mängder konsumtionsavfall (hushållsavfall, branschspecifiktavfall, bygg- och rivningsavfall) ha minskat med 50 % till år 2000 och 70 % till år 2005.

I regeringens proposition (1996/97:172) föreslås att:

- deponering av utsorterat brännbart avfall bör förbjudas från och med år 2002.
- ett generellt förbud mot deponering av organiskt avfall bör införas från år 2005.

Enligt riksdagsbeslut i juni månad 1998 trädde miljöbalken i kraft den 1 januari 1999. I samband med utarbetandet av miljöbalken togs även beslut om en mer omfattande och detaljerad renhållningsförordning (SFS 1998:902), vilken även den började gälla den 1 januari 1999. Genom förordningen införs EU:s definition av avfall i svensk rätt. Någon tidigare definition finns ej. Vidare ställs krav på att utsortering av brännbart avfall och förbud mot deponering av brännbart avfall fr.o.m år 2002. All deponering av organiskt avfall kommer att vara förbjudet fr.om. år 2005. Förordningen innebär på denna punkt en betydligt strängare lagstiftning vad gäller deponering av organiskt avfall jämfört med EG direktivet.

Genom beslut i februari 1997 (M96/3190/6) har regeringen gett Naturvårdsverket i uppdrag att presentera riktlinjer (icke bindande rekommendationer) som skall tjäna som stöd för tillstånds- och tillsynsmyndigheterna. Naturvårdsverket har utarbetat förslag till allmänna råd för deponering av avfall (Naturvårdsverket, 1996b). Den slutliga rapporten är under utarbetande och beräknas ges ut i början av 1999 (pressmeddelande Naturvårdsverket 981207). På basis av förslaget till allmänna råd och förslaget till EG direktiv för avfallsdeponering har Naturvårdsverket, inom ramen för ett regeringsuppdrag om generella föreskrifter, utarbetat ett förslag till generella föreskrifter för deponering av avfall som gäller utöver det som föreskrivs i miljöbalken och renhållningsförordningen. (Naturvårdsverket, 1998a). Naturvårdsverket har föreslagit att den slutliga versionen av föreskrifterna först bör ges ut när kommissionens förslag är slutgiltigt antaget. De viktigaste punkterna i förslaget till generella föreskrifter är följande (Naturvårdsverket, 1998a):

- Definition av deponins aktiva fas som den "period som sträcker sig från den första avfallsuppläggnings till dess att deponeringen upphört och aktiva åtgärder för emissionsbegränsning och kontroll inte längre behövs." Definition av deponins passiva fas som den "period som omfattar tiden efter att avfallsuppläggnings samt aktiva emissionsbegränsnings- och kontrollåtgärder avslutats fram till den tidpunkt när alla mobila föroreningar lämnat deponin."
- Klassificering av deponier i tre klasser: klass 1, 2 och 3, vilka innebär deponering av avfall med egenskaper som innebär att riskerna för skada på hälsa och miljö är höga, måttliga respektive låga (9§). Klassificeringen motsvarar den i artikel 4 i EG's förslag till deponeringsdirektiv.
- Endast förbehandlat avfall får deponeras i deponier som hänförs till klass 1 eller 2 (11§). Kravet motsvaras av artikel 6 punkt a i EG's förslag till direktiv.
- För att förhindra att tät och skyddsskikt skadas genom sättning får avfall ej deponeras på klass 1 deponier så att differentiella sättningar på mer än 0.05m/m kan uppkomma. Detta gäller även klass 2 deponier som anläggs efter att föreskrifterna börjat gälla och generellt efter år 2005 (14§). Denna bestämmelse är ett nationellt tillägg som har sin motsvarighet i bilaga 1 punkt 6 i EG's förslag till deponeringsdirektiv.
- Krav på lokalisering så att tiden innan lakvattnet når en skyddsvärd yt- eller grundvattnerecipient är minst 200 år, 50 år och 1 år för deponier av klass 1,2 respektive 3

(15§). Alternativt skall deponin vara försedd med barriärer i botten och sidor som uppfyller följande krav:

Deponiklass 1: permeabilitet $< 1.0 \cdot 10^{-9} \text{ ms}^{-1}$, mäktighet $> 5 \text{ m}$

Deponiklass 2: permeabilitet $< 1.0 \cdot 10^{-9} \text{ ms}^{-1}$, mäktighet $> 1 \text{ m}$

Deponiklass 3: permeabilitet $< 1.0 \cdot 10^{-7} \text{ ms}^{-1}$, mäktighet $> 1 \text{ m}$

Det sistnämnda alternativet är det som föreskrivs i förslaget till EG direktiv enligt bilaga 1 punkt 3.2, medan det förstnämnda alternativet skall enligt Naturvårdsverket ses som en anpassning till svenska förhållanden.

- Deponier under drift som tillhör klass 1 eller 2 skall vara försedda med botten tätning och uppsamlingsystem så att läckaget, dvs ej uppsamlat lakvatten, uppgår till högst 5 mm/år respektive 50 mm/år. Den uppsamlade lakvattenvolymen under tiden fram till sluttäckning får ej överstiga 15 mm/år respektive 150 mm/år. Uppsamlat lakvatten skall kontrolleras och behandlas (19§).
- Vid avslutad drift skall deponier som tillhör klass 1 eller 2 förses med sådan täckning att lakvattenbildningen ej överstiger 5 mm/år respektive 50 mm/år. Topptätningen skall vara tätare än botten tätningen (21§).
- Huvudmannen är ansvarig för underhåll, övervakning och kontroll av en avslutad deponi så länge tillsynsmyndigheten kräver det, dock i minst 20 år (23§). Motsvarar i huvudsak artikel 13 punkt a och b i EG's förslag till deponeringsdirektiv.

I förslaget till allmänna råd för deponering (Naturvårdsverket, 1996b) presenteras ett förslag till deponeringsstrategi. Strategin är baserad på insikten att i ett långt tidsperspektiv så kommer alla deponier, även en deponi som är anlagd enligt barriär- och uppsamlingsprinciperna, att behöva förlita sig på utspädnings och fastläggnings effekterna i de underliggande marklagren eftersom barriärens funktion kommer oundvikligen att försämrats med tiden. Deponin utgör därmed ingen definitiv slutstation. Utifrån detta scenario förespråkar Naturvårdsverket att tidsförloppet skall förlängas så att

- Emissionerna fördelas över en lång tid, vilket förväntas ge låga koncentrationer
- Nedbrytning hinner ske i deponin.
- Potentialen för fastläggnings-, nedbrytning och utspädning i mark och grund- och ytvatten inte överskrids.

Konkret innebär detta bl.a att:

- Förbehandling av avfall som innehåller lättlakade föreningar och lättnedbrytbart material.
- Minimering av föroreningsläckaget under den aktiva fasen genom temporär topptätning av deponins överyta för att minska lakvattenbildningen och botten tätning för uppsamling och behandling av lakvattnet. Därefter slutlig topptätning under den passiva fasen.
- Minska risken för sättningar som kan skada den slutliga topptätningen och biogasläckage genom att starkt begränsa deponering av organiskt avfall

- Särskilt miljöfarliga ämnen bör inte deponeras i ytförvar. De bör, om möjligt, destrueras, koncentreras och sedan djupförvaras i berg.

8. Deponins nya roll: Anpassning till ett hållbart samhälle

8.1 Grundläggande villkor för en hållbar utveckling

Jorden är ett öppet termodynamiskt system i balans till vilket en kontinuerlig tillförsel av energi sker i form av kortvågig solstrålning vilket motsvaras av ett kontinuerligt energiutflöde i form av infraröd strålning. Temperaturskillnaden mellan den in- och utgående strålning ger ett netto tillskott av exergi¹ vilket utgör drivkraften till den hydrologiska cykeln, atmosfärsdynamiken och biogeokemiska kretsloppen på jorden. I fotosyntesen omvandlas solexergin till kemisk exergi vilket utgör grunden till allt liv och spelar en avgörande roll för kolets, vätvets, kvävet och syrets kretslopp. Biosfärsystemet i sin helhet kan delas upp i en hierarki av subsystem där alla, oberoende av nivå, bygger på både interna cykliska transporter och externa linjära transporter av materia. Endast solenergin, som driver kretsloppen, transporteras linjärt genom systemet i sin helhet.

Genom framväxten av industrisamhället skapades en ny metabolism. Istället för nyttiggörande av råvaror från biosfären genom ett cykliskt förlopp bygger industrisamhällets metabolism på linjära flöden av materia och energi från litosfären till jordytan och atmosfären. Råvarutillgångar i litosfären exploateras och begränsade energireserver utnyttjas för att framställa produkter som på kort tid ackumuleras i biosfären, degraderas till sopor och antingen sprids i atmosfären eller deponeras på jordytan. Det fossila kolet utnyttjas som energikälla vilket gjort att koldioxid koncentrationen i atmosfären stigit med 30 % jämfört med den naturliga nivån. Utvecklandet av teknik för industriell fixering av kväve och tillverkning av konstgödsel har gjort att kvävet i biosfären ökat med 200-300% (Karlsson, 1997). Stora mängder tungmetaller har utvunnits ut litosfären och spritts i biosfären. Dessutom har industrisamhället producerat ett stort antal nya, ej naturligt förekommande, ämnen. Många av dem är persistenta organiska föreningar innehållande klor, fluor och brom, ex. CFC's, PCB och dioxin.

De första primitiva cellerna på Jorden uppstod i en miljö som var toxisk för allt högre liv. Men genom att toxiska ämnen som införlivades i biomassan och senare inlagrades (koncetrerades) i sediment och fossilia lager, avgiftades biosfären. Som biprodukt till fotosyntesen bildades syre och, som en följd av detta, ett skyddande ozonlager vilket gjorde att högre livsformer i en stor mångfald kunde utvecklas. På så sätt vrider industrisamhällets metabolism den process baklänges som för miljard år sedan avgiftade jorden och skapade betingelser för högre liv.

Det linjära material och energiflödet från jordens inre till biosfären är det grundläggande systemfelet och en hållbar utveckling kräver därför en omställning så att metabolismen för dagens samhälle harmoniseras med de övergripande biokemiska kretsloppen (Eriksson och Robért, 1991).

¹ Energimått som viktat energin efter kvalitet. Exergin är den mängd arbete som maximalt kan utvinnas ur ett system då det går mot termodynamisk jämvikt med omgivningen.

Begreppet "hållbar utveckling" definierades 1987 av Brundtlandkommissionen (Världskommissionen för Miljö och Utveckling) som en utveckling som tillfredsställer dagens behov utan att äventyra förutsättningarna för framtida generationer. Målet omfattar ekonomiska, sociala och ekologiska aspekter av samhällsutvecklingen. Dessa tre aspekter är ömsesidigt beroende av varandra och för att uppnå hållbar utveckling krävs att de integreras och beaktas på ett balanserat sätt.

Som reaktion på Agenda 21 konferensen i Rio de Janeiro för en hållbar utveckling formulerade kommissionen det femte handlingsprogrammet för miljön kallat "mot hållbarhet" ("Towards sustainability") där man ansluter sig till Brundtlandskommissionens definition på uthållighet. Programmet slår fast långsiktiga miljömål och betonar de globala miljöproblemen. Med hållbarhet menas enligt programmet att:

- Värna om den övergripande livskvaliten,
- Värna om en fortsatt tillgång till naturresurser och
- Undvika varaktig miljöförstöring.

Vidare så skall uthållig utveckling uppfylla dagens krav utan att kompromissa med kommande generationers möjligheter och behov.

Organisationen "Det naturliga steget" har betonat att omställningen till en global kretsloppskultur, såsom den gestaltats i Agenda 21, måste initieras och drivas av näringslivet utifrån fyra systemvillkor för kretslopp och hållbar utveckling (Robért, 1992):

- Ämnen från jordskorpan får inte utvinnas i en takt som överstiger nedbrytningen och fastläggningen för att inte en systematiskt ackumulation i biosfären skall ske.
- På samma sätt får ämnen från samhällets produktion inte systematiskt öka, ackumuleras, i biosfären.
- Det fysiska underlaget för naturens kretslopp och mångfald får ej systematiskt utarmas.
- En global, effektiv och rättvis resursomsättning. Hela jordens befolkning måste kunna leva i välstånd med en resursomsättning som uppfyller de föregående villkoren.

8.2 Grundläggande villkor för en hållbar deponeringsstrategi

Som en konsekvens av Brundtlandskommissionens definition faller verksamhet som begränsar framtida generationers handlingsfrihet utanför ramen på vad som kan sägas vara förenligt med en hållbar utveckling. En deponi som är byggd enligt inkapslingsstrategin uppfyller därmed inte grundkravet på en hållbar deponeringsstrategi (Gronow, 1996; Harris et al., 1994; Hjelmar, 1995; Knox, 1996; Walker et al., 1997; Westlake, 1997). EG's deponeringsdirektiv kan följaktligen inte anses uppfylla kravet på hållbar utveckling. Hållbarhetsperspektivet har överhuvudtaget inte beaktats i de nya direktiven. Direktiven är fokuserade på att stabilisera avfallet innan deponering, men ej till en nivå där de kan integreras i miljön (Walker, 1997).

I Storbritannien råder ett annat synsätt: Department of Environment, Storbritannien, antog 1995 en definition på uthållig deponeringsteknik som följer direkt av Brundtlandkommissionens definition: En uthållig deponeringsteknik är den som inom en tidsrymd av 30-50 år kan stabilisera det deponerade avfallet till en nivå där emissionerna från deponin är så pass låga att de inte kan anses förorena mark, vatten och luft (DoE, 1995b).

Avfallsproblematiken är intimt förknippad med de första två systemvillkoren, enligt Robért (1992) (se ovan), för kretslopp och hållbar utveckling. Deponier som drivs enligt en utspädnings- och fastläggningsstrategi kan på en specifik plats uppfylla kravet på uthållighet om en riskbedömning kan påvisa att risken för en allvarlig miljöpåverkan är godtagbar (Gronow, 1996; Westlake, 1997). Strategin har underbyggts av bl.a Campbell (1991) och Lagerkvist (1992) som har diskuterat avfallsdeponin som sluss för att återföra material till litosfären och därigenom sluta kretsloppet. Den primära målsättningen för deponering av avfall måste enligt Campbell (1991) vara att återföra material till naturen och inte ackumulera dem i deponin. Lagerkvist (1992) talar om att etablera en balans mellan natur och samhälle så att materialåterföringen till naturen sker i samma takt som utvinningen av råvaror. Bramryd (1997a) och Lagerkvist (1992) betonar vikten av att utforma deponin som ett ekologiskt filter där näringsämnen på biokemisk väg kan separeras från tungmetaller och andra icke önskvärda ämnen. Näringsämnen utvinnes via lakvattnet medan de icke önskvärda ämnena fastlägges stabilt i rötresten som kvarlämnas i deponin för att i det långa tidsperspektivet ingå i ett ekologiskt kretslopp.

Med utgångspunkt från diskussionen i kapitel 8.1 om innebörden i begreppet hållbar utveckling måste en hållbar deponeringsstrategi uppfylla följande tre villkor:

- **Deponering får inte innebära en systematisk ackumulering av materia utan skall verka som en aktiv komponent i ett ekologiskt anpassat kretslopp.**
- **Deponering får inte innebära en oacceptabel påverkan på miljö och hälsa varken på lång eller kort sikt.**
- **Det deponerade avfallet måste vara förstabiliserat eller, inom tidsramen av en generation, insitustabiliseras till en kvalite där det inte nämvärt kan anses påverka de existerande koncentrationerna i mark, vatten och luft.**

8.3 Regeringens arbete för en hållbar utveckling i Sverige

I januari 1997 lämnade regeringen en skrivelse till riksdagen "På väg mot ett ekologiskt hållbart samhälle" (skr. 1996/97:50, bet. 1996/97:JoU11, rskr. 1996/97:187). Den beskrev pågående arbete med att utveckla strategier för ekologisk hållbarhet inom olika samhällssektorer. Regeringen beslöt i januari 1997 att tillsätta en delegation för en ekologiskt hållbar utveckling. I regeringens skrivelse "Ekologisk hållbarhet" (skr.1997/98:13) angavs tre övergripande mål för ekologisk hållbarhet:

- Skyddet av miljön

- Effektiv användning av energi och andra resurser
- Hållbar försörjning av naturresurser.

För att bidra till att uppnå dessa mål redovisades i skrivelsen departementsvisa åtgärdsprogram (totalt 93 åtgärdsprogram). De föreslagna åtgärderna innebär långsiktiga förändringar inom de olika departementens verksamhetsområden i riktning mot ekologisk hållbarhet. Åtgärderna berör bl.a. lagstiftning, aspekter på skattesystemet, utbildningssystemet, infrastruktur av transporter och byggande. Speciellt betonas också vikten av det internationella samarbetet för att uppnå en hållbar utveckling.

Delegationen har gjort följande ställningstagande: Den övergripande strategin för omställning till ekologisk hållbarhet bör vara att Sverige skall bli ett föregångsland och vara internationellt pådrivande genom att visa att ekologisk hållbarhet kan nås på vägar och med insatser som även stärker ekonomi och sysselsättning, utvecklar näringsliv och infrastruktur samt bevarar välfärden.

- Skyddet av miljön innebär att utsläppen av föroreningar inte skall skada människans hälsa eller överskrida naturens förmåga att ta emot eller bryta ner dem. Naturligt förekommande ämnen skall användas på ett sådant sätt att de naturliga kretsloppen värnas. Naturfrämmande hälso- och miljöskadliga ämnen bör på sikt inte få förekomma i miljön. Den biologiska mångfalden skall bevaras och värdefulla kulturmiljöer skyddas.
- Effektiv användning innebär att användning av energi och andra naturresurser skall bli mycket effektivare än den är i dag. Flödena av energi och material kan därmed begränsas så att de är förenliga med en hållbar utveckling. samhällsplanering, teknikutveckling och investeringar skall därför också inriktas på resurssnåla produkter och processer.
- Hållbar försörjning innebär att ekosystemens långsiktiga produktionsförmåga måste säkras. Så långt som möjligt skall försörjningen baseras på ett långsiktigt hållbart nyttjande av förnybara resurser. Det betyder att användningen inte långsiktigt kan överskrida den takt med vilken naturen skapar nya resurser och att material bör återvinnas i ett kretslopp. Vi skall hushålla med icke förnybara resurser och kontinuerligt sträva efter förnybara ersättningar.

Regeringens övergripande mål för det miljöpolitiska arbetet är att till nästa generation kunna lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta. Med propositionen Svenska miljömål -Miljöpolitik för ett hållbart Sverige (prop. 1997/98:145) föreslår regeringen en ny struktur för arbetet med miljömål i Sverige. Regeringen föreslår bl.a. att riksdagen fastställer ett begränsat antal nationella miljö kvalitetsmål, vars syfte skall vara att ange vilket miljö tillstånd som skall uppnås inom en generation.

Miljövårdsberedningen presenterade under våren 1998 på regeringens uppdrag ett första förslag omfattande 17 gröna nyckeltal som är möjliga att ta fram med befintlig statistik i betänkandet Gröna nyckeltal (SOU 1998:15). Nyckeltalen är kopplade till de tre övergripande målen för ekologisk hållbar utveckling. Syftet med nyckeltalen är att ge en bild av om utvecklingen går mot ett ekologiskt hållbart samhälle och om utvecklingen sker i tillräckligt snabb takt. Endast ett nyckeltal är relevant i diskussionen om en uthållig strategi för avfallshandlingen. Nyckeltalet är kopplat till effektivitetsmålet och gäller återföring av kvalitativt

slam till odlingsmark. Återföring av slam från avloppsreningsverk till åkermark för att sluta kretsloppet för fosfor anses vara av central betydelse för övergången mot ett hållbart samhälle. Problemet med slammet är att det många gånger innehåller höga halter av tungmetaller och andra föroreningar. Av denna anledning har, som tidigare nämnts i kapitel 2.3, Lantbrukarnas riksförbund (LRF) och Vatten och avloppsverksföreningen (VAV) tillsammans med Naturvårdsverket formulerat riktvärden för slam som får återföras till odlingsmark och som en konsekvens av detta kommer lakvatten ej att få behandlas vid kommunala reningsverk efter år 2000. Det nyckeltal som föreslås utgörs av mängden slam som klarar kvalitetskraven och som återförs till odlingsmark.

Miljövårdsberedningen har emellertid identifierat ett antal framtida nyckeltal, relevanta ur ett avfallshanteringsperspektiv, som bör ingå när kunskap och statistik för att formulera ett relevant mått utvecklats. Dit hör bl.a nyckeltal för:

- Nivån på återanvändning av varor produkter och material.
- Nivån på materialåtervinning av varor och produkter.
- Kemikalieanvändningen.

9 Diskussion och summering

Trenden i den industrialiserade delen av världen är tydlig, genom aktuella regler och lagar har deponin fått en konserverande roll. Omfattande barriärsystem förordas som skall möjliggöra lakvattenuppsamling, förhindra lakvattenläckage och infiltration av regnvatten. Målsättningen är att i största möjliga utsträckning isolera deponin från omgivningen. Inkapslingsstrategin kommer således att tillämpas strikt. Det enda som får lämna ett avfallsupplag utgörs av lakvatten från upplaget under drifttiden samt uppsamlad gas.

Inom EU kommer mängden avfall som deponeras att minska och sammansättningen kommer att förändras till följd av den hierarki för avfallsbehandlingsmetoder som fastslås i de nya EG direktiven för deponering av avfall. Omfattningen av förändringen är svår att förutspå då en stor flexibilitet troligen kommer att tillåtas vid implementeringen av hierarkin. En mängd faktorer kommer att vara styrande för graden av implementering, varav den befintliga förbränningskapaciteten troligtvis är den viktigaste. I en del länder såsom Danmark, Frankrike, Schweiz, Sverige, Tyskland och Österrike förbränns huvuddelen av hushålls- och därmed jämförbart avfall (räknat på den mängd avfall som kvarstår efter materialåtervinningen). I andra delar av unionen såsom medelhavsländerna och Finland deponeras mer än 90% av avfallet och det är inte rimligt att förvänta sig några stora förändringar.

Deponier är en basresurs i integrerad avfallshantering och kommer att vara den huvudsakliga behandlingsmetoden i utvecklingsländerna på grund av den flexibla och enkla teknologin (Diaz et al., 1997). Globalt sett så kommer därför deponering även i fortsättningen att vara den dominerande behandlingsmetoden.

9.1 Summering strategier: USA, England, EG och Sverige

Genom att utgå från de huvudsakliga ämnesgrupperna i avfall (ej farligt avfall) som anländer till deponier så har strategierna i USA och England, åskådliggjorts nedan i tabellform tillsammans med EG's och Sveriges strategi.

USA

Inkapslingsstrategin antogs officiellt av USA EPA 1991. Motivet var att skydda grundvattentillgångarna. Genom att täcka deponin skulle infiltration försvåras och lakvattenproduktionen skulle därmed minimeras. Men i detta land där avfallsdeponering kommer att vara det förhärskande metoden för lång tid framåt har en svängning börjat ske. Insikten om att en inkapslingsstrategi i bästa fall endast skjuter problemen på framtiden (Lee och Jones-Lee, 1993; Reinhart och Al-Yousfi, 1996) har gjort att det just nu pågår en debatt i USA om in situ stabilisering genom lakvattenrecirkulation skall tillåtas eller inte. Viste (1997) har föreslagit inkapslingsstrategin enligt Resource Conservation and Recovery Act, RCRA, subtitle D

kombinerat med en bioreaktorteknologi som det bästa alternativet för USA. Inställningen till lakvattenrecirkulering är olika i delstaterna och det är dock ovisst hur långt denna in situ-stabilisering skall drivas, uppsatta mål saknas.

Tabell 4 USA:s deponeringsstrategi

Ämnesgrupp	Åtgärd/ behandling	Omsättningstid
Organiskt material nedbrytbart Ej återvinningsbart org. material, dvs plast Näringsämnen Lösliga oorg. ämnen Olösl. Oorg. ämnen Tungmetal, †Toxiska subst.	Deponering enligt inkapslingsstrategin	Förhoppning om förvaring under överskådlig tid

† framför allt persistenta organiska föreningar (PCB, dioxiner, etc).

EG's förslag till deponeringsdirektiv

I EG's förslag till avfallsdirektiv har inkapslingsfilosofin kombinerats med en integrerad avfallshanteringsstrategi där deponering utgör det sista alternativet. Avfallsdeponins funktion och långtidsaspekter har ej beaktats, den övergripande målsättningen är att reducera metan-gasemissioner. En reduktion av andelen organiskt avfall i deponier anses vara det mest kostnadseffektiva sättet att uppnå detta.

Det råder ej konsensus om förbränning av organiskt material med påföljande deponering av förbränningsresterna är att föredra ur ett miljöskydds- och hållbarhetsperspektiv framför deponering. Framförallt finns det ett stort spann mellan den politiska - respektive naturvetenskapliga världen, då företrädare för den senare menar att förslaget ej är vetenskapligt underbyggt. Kritik mot förslaget riktas också från branchorganisationerna FEAD och ISWA som menar att direktiven bör utformas för att säkerställa miljösäkra deponier och ej som styrmedel för val av behandlingsmetod.

Tabell 5 EG:s deponeringsstrategi

Ämnesgrupper	Åtgärd/ behandling	Omsättningstid
Organiskt material Nedbrytbart	Reduceras med 65 vikt% senast år 2016 till förmån för biologisk behandling i första hand och †förbränning i andra hand.	
Ej nedbrytbart org. material	Reduceras med 65 vikt% senast år 2016 till förmån för återvinning i första hand och †förbränning i andra hand.	
Näringsämnen	Stor del förstörs i förbränning Viss återvinning i form av kompost och rötrest	Snabb
Lösliga oorg. ämnen Olösl. Oorg. ämnen Tungmetal, †Toxiska subst.	Deponering enligt inkapslingsstrategi.	Förhoppning om förvaring under överskådlig tid

[‡]Energiutvinning obligatorisk vid förbränning.

[†] Framför allt persistenta organiska föreningar (PCB, dioxiner, etc).

Storbrittanien

Även om en stor del forskning och teknikutveckling inom deponeringsområdet under senare tid följaktligen varit fokuserad på avskärmning av deponin från den omgivande miljön så har en mängd ny forskning och nya rön rörande deponins potential som stabiliserings- och processanläggning publicerats. Department of Environment i Storbrittanien går i bräschen för stimulera denna teknikutveckling och har utvecklat flushing bioreactor teknologin för forcerad insitustabilisering inom en generation. De resonemang som ligger till grund för intresset kring styrd deponering av hushållsavfall och lättare industriavfall som ett alternativ till inkapslingsstrategin är insikten om att inga barriärer, syntetiska eller naturliga, håller för evigt.

Även i andra medlemsländer pågår utveckling av alternativa stabiliseringsmetoder för att införandet av deponeringsdirektivet ej skall leda till en ensidig satsning på förbränning. I Tyskland och Österrike t.ex pågår intensiv forskning kring mekanisk-biologiska förbehandlingsmetoder och i Storbrittanien pågår forskning och utveckling av metoder för insitu stabilisering.

Tabell 6 Storbritanniens "flushing bioreactor" strategi

Ämnesgrupper	Åtgärd	Omsättningstid
Organiskt material Nedbrytbart	Insitu stabilisering genom recirkulation av lakvatten	Inom en generation = 30 år
Ej nedbrytbart org. material	I första hand återvinning	Snabb
Näringsämnen	Återvinning i form av kompost och rötrest. Utsköljning av näringsämnen, denitrifikation av kväve i deponin	Inom en generation
Lösliga oorg. ämnen	Utsköljning genom recirkulation av lakvatten, reningssteg	Inom en generation
Olösl. Oorg. ämnen		Förvar för överskådlig framtid
Tungmetal., [†] Toxiska subst.	Utsköljning genom recirkulation av lakvatten, reningssteg	Inom en generation

[‡] Energiutvinning obligatorisk vid förbränning. Energiutvinning ur biogas från deponi jämställd med termisk utvinning

[†] Framför allt persistenta organiska föreningar (PCB, dioxiner, etc).

Sverige

Naturvårdsverket har av regeringen fått i uppdrag att utarbeta ett konkret förslag till avfallshandlingsstrategi och generella deponeringsföreskrifter utöver det som föreskrivs i den nya miljöbalken och renhållningsförordningen. Sveriges (Naturvårdsverket, 1996b;1998a) deponeringsstrategi kan upplevas som något motsägelsefull på följande punkt:

Enligt förslaget till generella föreskrifter för deponering av avfall (se kap.6.4) definieras deponins aktiva fas som den perioden mellan första avfallsuppläggnings till dess att deponeringen upphört samt till dess att aktiva åtgärder för emissionsbegränsning och kontroll inte längre behövs. Därefter tar den passiva fasen vid vilken sträcker sig fram till den tidpunkt när alla mobila föroreningar lämnat deponin. Efter deponins avslutande har huvudmannen ett underhålls-, övervaknings- och kontrollansvar som sträcker sig minst 20 år framåt i tiden och så länge tillsynsmyndigheten kräver detta.

Frågan är om en deponi som utformas enligt Naturvårdsverkets strategi, dvs att minimera lakvattenbildningen, kommer att kunna övergå i en passiv fas inom en rimlig tidshorisont? Är det rimligt att förvänta sig att deponins sättningsbenägenhet och föroreningspotential skall ha reducerats till en nivå där inga aktiva åtgärder för emissionsbegränsning eller kontroller krävs inom några tiotals år utan aktiva stabiliseringsåtgärder?

Vidare kan man ifrågasätta om en deponi konstruerad utifrån en inkapslingsstrategi kan fördela emissionerna över en lång tid. Kommer barriärens funktion att gradvis nedsättas eller kommer funktionen att nedsättas momentant med en kraftig emissionstopp som resultat?

Tabell 7 Sveriges deponeringsstrategi (Naturvårdsverket, 1996b; 1998a)

Grupp	Åtgärd	Omsättningstid
Organiskt material Nedbrytbart	Totalt förbud mot deponering from år 2005 till förmån för biologisk behandling och förbränning	Snabb
Ej nedbrytbart org. material	Totalt förbud mot deponering from år 2005 till förmån för återvinning och förbränning	Snabb
Näringsämnen	Stor del förstörs i förbränning Viss återvinning i form av kompost och rötrest	Snabb
Lösliga oorg. ämnen Olösl. oorg. ämnen	Deponering enligt inkapslingsstrategi.	Insikt om att barriärens funktion kommer att nedsättas i ett långt tidsperspektiv. Förhoppning om att utlakning kommer att fördelas över mycket lång tid.
[†] Tungmetall, [‡] Toxiska subst.		

[‡] Energiutvinning vid förbränning

[†] Enligt beslut i Sveriges riksdag skall målsättningen vara att kvicksilveranvändningen skall upphöra innan år 2000 (prop. 1993/94:163) och att kvicksilvret skall undandras kretsloppet i teknosfären. Även användningen av bly och kadmium skall på sikt avvecklas. Naturvårdsverket fick i uppdrag av regeringen att utarbeta ett förslag till slutförvaring och enligt detta bör slutförvaring ske i djupförvar i berg (Naturvårdsverket, 1997a).

[‡] Framför allt persistenta organiska föreningar (PCB, dioxiner, etc).

Huruvida målsättningen att förlänga tidsförloppet, dvs deponering enligt inkapslingsstrategin, harmonierar med grundkravet på en uthållig utveckling kan diskuteras. Eftersom en verksamhet som överlåter problem på efterföljande generationer otvetydigt faller utanför definitionen på vad som kan sägas vara uthållig utveckling så kommer diskussionen ytterst att

handla om en deponi bestående av konserverat avfall kan anses vara något som begränsar handlingsfriheten för efterkommande generationer. Det deponerade avfallets föroreningspotential är avgörande. För ett avfall som genomgått ett stabiliseringssteg (separat eller in situ) och är stabilt (i biokemisk balans med omgivningen och som medför att inga höga koncentrationer av miljöstörande ämnen kommer att emitteras) så kan Sveriges strategi mycket väl uppfylla grundkravet på hållbarhet. Naturvårdsverket ger emellertid inte mycket vägledning om vilken typ av avfall, grad av förbehandling/stabilisering, som kommer att deponeras i framtiden. Detta gör det svårt att utvärdera strategin ur ett hållbarhetsperspektiv. Enligt §11 i Naturvårdsverkets förslag till generella föreskrifter för deponering av avfall, som i huvudsak motsvarar artikel 6 i EG's förslag till direktiv, gäller att (Naturvårdsverket, 1998a):

“Endast sådant avfall får deponeras som behandlats eller har sådana egenskaper att åtminstone de utsläppskrav som gäller under drifttiden även kan innehållas i ett längre tidsperspektiv.”

9.2 Deponin som en aktiv komponent i ett ekologiskt anpassat kretslopp

En hållbar utveckling förutsätter att materialflödena i teknosfären harmoniseras med de naturliga materialflödena i biosfären. I enlighet med de grundläggande villkoren för en hållbar deponeringsstrategi, som föreslogs i kap.8.2, så får deponering inte innebära en systematisk ackumulering av materia. Deponins uppgift måste vara att återföra materia till jordskorpan i en form och med en takt så att den omgivande miljös potential för fastläggning, nedbrytning och utspädning ej överskrides. Så länge människan hämtar upp nya resurser från berggrunden eller fossila lager måste det finnas processer att återföra ämnen, för att inte obalanser skall uppstå. Deponin bör därför spela rollen av en aktiv komponent i ett ekologiskt anpassat kretslopp, ett biologiskt filter som kan separera önskvärda ämnen i avfallet, såsom näringsämnen och bioenergi, och styra in dem i ett kretslopp med relativt kort omsättningstid (Lagerkvist, 1992). Denna separationsmöjlighet för näringsämnen bygger på att tungmetallerna bildar svårösliga sulfider med svavelföreningar under stabil syrefri miljö, medan de lätta metallerna (näringsmetaller som t ex Na, K, Ca och Mg) inte bildar sådana svårösliga föreningar. Detta innebär att denna olikhet i sulfidbildningsförmågan kan användas som metod för att utseparera näringsämnen även från ett blandat och svagt kontaminerat restavfall. Genom att utnyttja denna fastläggnings/fördrojningspotentialen hos deponier med ett organiskt innehåll så torde ämnen som inte är önskvärda i de korta kretsloppen i biosfären eller teknosfären kunna styras in i ett geologiskt kretslopp med en omsättningstid på tusentals år. Härvid kan deponianläggningar liknas vid naturliga sedimenterande system, som t ex torvmarker, havs- och sjösediment, etc. Denna potential kan utnyttjas för giftiga ämnen, som bör återföras till ett geologiskt kretslopp i så stabiliserad form som möjligt för att inte störa den naturliga balansen.

Lagerkvist (1992) utvecklade idén om anaeroba barriärer, dels som ett instrument för emissionsbegränsning där den anaeroba barriären utgörs av deponin självt, och dels som en strategi för att begränsa spridningen av lakvattenemissionerna genom att lokalisera deponin

på ett sådant sätt att de miljöstörande ämnen som emitteras med lakvattnet styrs till naturliga anaeroba miljöer, havs-, sjö- och myrbotten, där en fastläggning i sediment kan ske. Deponering av organiskt material, speciellt avfall med hög ligninhalt, i anaeroba deponier kan medverka till att balansera de förhöjda atmosfäriska CO₂ koncentrationerna genom att långtidsackumulera organiskt kol.

9.3 Tvåstegsstrategi

En barriär- och uppsamlingsstrategi i kombination med ett aktivt stabiliseringssteg, separat eller insitu, utgör sannolikt den mest hållbara strategin för de allra flesta förhållanden men det måste understrykas att det endast är relevant att tala om en barriär- och uppsamlingsstrategi i ett kort tidsperspektiv. I ett långt tidsperspektiv så kommer även en deponi anlagd enligt barriär- och uppsamlingsprinciperna att behöva förlita sig på utspädnings och fastläggnings-effekterna i de underliggande marklagren eftersom barriären kommer med tiden oundvikligen att brista eller på annat sätt mista sin funktion. För att uppfylla kravet på hållbarhet måste avfallet därför förstabiliseras till en slutförvarskvalitet eller insitustabiliseras inom en rimlig tidsperiod, innan barriären löper risk att brista och inom tidsrymden av en generation. Barriärens livslängd spelar en viktig roll ur detta perspektiv. Detta är helt i överensstämmelse med den tvåstegsstrategi för en hållbar deponeringsstrategi som Hjelmar (1995) förespråkar för både MSW och för avfallsförbränningsrester som bottenaska och under vissa förutsättningar även för flygaska. Först ett kort aktivt urlaknings/nedbrytningssteg, med bottenbarriärer och uppsamling och behandling av lakvattnet, följt av ett passivt steg där deponin fungerar enligt utspädnings- och fastläggningsstrategin.

Det finns emellertid inget enkelt sätt att avgöra huruvida det är separat förbehandling med påföljande deponering eller bioreaktorstrategier (insitu stabilisering) som är mest förenligt med en uthållig utveckling. En hållbar deponeringsstrategi bör därför definieras utifrån en princip samt de specifika förhållanden som råder i regionen, och inte i termer av önskvärd avfallshanteringsmetod (Westlake, 1997).

10. Forskningsbehov

EG's nya deponeringsdirektiv samt den svenska regeringens arbete för en anpassning till ett hållbart samhälle och att lösa de stora miljöproblemen inom en generation motiverar forskningsinsatser inom speciellt följande områden:

1. En förväntad effekt av implementeringen av de nya EG direktiven och den föreslagna hierarkin för en integrerad avfallshantering är att avfallsvolymen som deponeras kommer att minska tillsammans med en förändring av avfallets sammansättning. Det organiska innehållet kommer att minska kraftigt medan den miljöfarliga andelen, förbränningsresterna, kommer att öka. Studier av hur detta kommer att påverka emissionerna både i ett kort och ett långt tidsperspektiv är en angelägen forskningsuppgift.
2. Hållbarhetsaspekten har ej berörts i EG's förslag till deponeringsdirektiv men i många länder, bl.a i Sverige, ställs krav på anpassning till hållbart samhälle. En viktig forskningsuppgift är därför att studera deponins roll i ett hållbart samhälle och utveckla en deponeringsstrategi där den ekologiska aspekten av hållbarhetsbegreppet prioriteras i så hög grad som möjligt gentemot den ekonomiska, sociala och politiska verkligheten.
3. Behov föreligger för att utveckla metoder och teknik för stabilisering av deponier (avfall in situ). Detta är viktigt vid utvecklandet av framtida deponeringskoncept ur ett hållbarhetsperspektiv och för att kunna reducera föroreningspotentialen i de deponier som konstruerades enligt gårdagens lagstiftning. Den överväldigande majoriteten av alla deponier utgörs av denna typ. I Sverige har vi mellan fyra och sex tusen avslutade deponier som innebär en stor potentiell miljöfara.

Referenser

- Aragano, M., The landfill ecosystem: a microbiologist's look inside a "black box", In: Baccini (ed) The landfill-reactor and final storage, Lecture notes in earth sciences, Springer förlag, 20, 15-38, 1988.
- Armentano, T.V., E.S. Menges, Patterns of change in the carbon balance of organic soil wetlands of the temperate zone, *J. Ecol.*, vol 74, 3, 755-774, 1986.
- Augenstein, D., and J. Pacey, Modeling landfill methane generation., Conference proceedings, Sardinia 91 - 3rd International Landfill Symposium, CISA, Italy, vol.1, 115-148, 1991.
- Ball, J.M., Blight, G.E., Bredenhann, L., Minimum requirements for landfills in Southafrica, Conference proceedings, Sardinia 93 - 4th International Landfill Symposium, CISA, Italy, vol.II, 1931-1940, 1993.
- Barber, C., P.J. Maris, Recirkulation of leachate as a landfill management option: benefits and operational problems, *Quarterly Journal of Engineering Geology*, London, 17, 1984.
- Barber, C., P.J. Maris, Leachate recirkulation: Full-scale experience, In: T. H. Christensson, R. Cossu and R. Stegmann (Editors) *Landfilling of waste: Leachate*, Elsevier, 1992.
- Begassat P., Valentis G. och Weber F., Requirements for site selection and public acceptance criteria for waste storage facilities, Conference proceedings, Sardinia 95 - 5th International Landfill Symposium, CISA, Italy, Vol. II, 77-85, 1995.
- Belevi, H., P. Baccini, Long-term behaviour of municipal solid waste landfills, *Waste Manag. Res.*, 7, 43-56, 1989.
- Belevi, H., D.M. Stämpfli, P. Baccini, Chemical behaviour of municipal solid waste incinerator bottom ash in landfills, *Waste Management and Research*, 10, 153-167, 1992.
- Bendz, D., Singh, V.P., Solute Transport under Steady and Transient Conditions in Municipal Solid Waste., *Water Resour. Res.*, 35, 2333-2345, 1999.
- Bendz, D., Singh, V.P., Berndtsson, R., The flow regime in landfills - implications for modeling, Conference proceedings, Sardinia 97 - Sixth International Landfill Symposium, CISA, Italy, vol.II, 97-108, 1997.

- Bendz, D., Singh, V.P., Rosqvist, H., Bengtsson, L., Kinematic wave model for water movement in municipal solid waste, *Water Resour. Res.*, Vol.34, 2963-2970, 1998.
- Blakey, N., K., Bradshaw, P., Reynolds, K., Knox, Bio-reactor landfill-afield trial of accelerated waste stabilisation, Conference proceedings, Sardinia 97 - Sixth International Landfill symposium, CISA, Italy, vol.I, 375-385, 1997.
- Bleiker, D.E., G. Farquar, E. McBean, Landfill settlement and the impact on site capacity and refuse hydraulic conductivity., *Waste Manag. Res.*, 13, 533-554, 1995.
- Boeckx, P., O. van Cleemput, Flux estimates from soil methanogenesis and methanotrophy: Landfills, rice paddies, natural wetlands and aerobic soils., *Environmental Monitoring and Assessment*, 42, 189-207, 1996.
- Bogner, J., M. Meadows, P. Czepiel, Fluxes of methane between landfills and the atmosphere: natural and engineered controls, *Soil Use and Management*, 13, 268-277, 1997.
- Bogner, J., M. Meadows, E. Repa, A new perspective, *Waste Age*, June, 118-130, 1998.
- Bogner, J., K. Spokas, Landfill CH₄: rates, fates, and role in global carbon cycle, *Chemosphere*, vol.26, Nos.1-4, 369-386, 1993.
- Bogner, J., K. Spokas, E. Burton, R. Sweeney, V. Corona, Landfills as atmospheric methane sources and sinks, *Chemosphere*, Vol. 31, No 9, 4119-4130, 1995.
- Bookter, T.J., R.K. Ham, Stabilization of solid waste in landfills, *J. Environ. Eng.*, Vol. 108, 1089-1096, 1982.
- Boutwell, G. P. and V. A. Fiore, Settlement of clay cover on saturated garbage. *Geoenvironment 2000 : characterization, containment, remediation, and performance in environmental geotechnics*. A. B. Yalcin and D. E. Daniel. New York, American Society of Civil Engineers. 2, 964-979, 1995.
- Bozkurt, S., Simulations of the long-term chemical evolution in waste deposits, Licentiate thesis, Department of Chemical Engineering and Technology/Chemical Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden, 1998.
- Bramryd, T., The role of peatlands for the global carbon dioxide balance. - Proc 6th Int Peat Congress, Duluth, Minnesota, U S A. August 17-23, 1980. *International Peat Society*. 9-11, 1980.

- Bramryd, T., Fluxes and accumulation of organic carbon in urban ecosystems on a global scale. - In *Urban Ecology* (Bornkamm, Lee and Seaward eds), Blackwell Scientific Publications, Oxford, 3-12, 1982.
- Bramryd, T., Leaching of heavy metals from solid waste incinerator ashes. - In Brown, Evemy and Ferrero (eds). *Energy recovery through waste combustion*, 326-329. CEC. Elsevier, London and New York, 1988a.
- Bramryd, T., Leachate from landfills - a valuable fertilizer for revegetation of landfills with grass or energy forests. In: Andersen and Moller (eds) *ISWA 88. Proceedings of the 5th Int Solid Waste Conference. Vol 2*, 61-68. Academic Press, London, 1988b.
- Bramryd, T. An integrated system for energy and nutrient extraction from solid wastes through treatment in landfill reactorcells. - In: *Landfill processes and waste pretreatment.* (T.H.Christiansen, R.Cossu, R.Stegman, eds), CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy, Vol I, 323-330., 1997a.
- Bramryd, T., Landfilling in the perspective of the global CO₂ balance, In: *Environmental impact, aftercare and remediation of landfills.* In: T.H.Christiansen, R.Cossu, R.Stegman, (Editors), CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy, Vol IV, 11-16. 1997b.
- Bredariol, A. W., J. P. Martin, et al., Flexural cracking of compacted clay in landfill covers. *Geoenvironment 2000 : characterization, containment, remediation, and erformance in environmental geotechnics.* New York, American Society of Civil Engineers., 2, 914-931, 1995.
- Britz, T.J., Landfill leachate treatment, In: E. Senior (Editor) *Microbiology of landfill sites*, CRC press, 131-164, 1995.
- Brown, B., Largest landfills, *Waste news*, 24, 19-23, 1998
- Brundin, H. and H. Gustavsson, Lokal lakvattenbehandling - Likheter och skillnader mellan en ny och en gammal avfallsanläggning i Storstockholm. *Swedish Landfill Research Symposia*, Luleå, RVF, 1998.
- Burrows, M.R., J.B. Joseph, J.D. Mather, The hydraulic properties of in-situ landfilled waste, *Conference proceedings, Sardinia 97 - Sixth International Landfill symposium*, CISA, Italy, vol.II, 73-83, 1997.
- Campbell, D.J.V., An universal approach to landfill management acknowledging local criteria for site design., *Conference proceedings, Sardinia 91 - Third international landfill symposium.*, CISA, Italy, vol.I, 15-31, 1991.

- Carra, J.S., R. Cossu, Introduction, In: Carra, J.S., R. Cossu, (Editors), International perspectives on municipal solid wastes and sanitary landfilling, Academic Press, 1990.
- Christensen, T.H., Attenuation of leachate pollutants in groundwater, In: T. H. Christensson, R. Cossu and R. Stegmann (Editors), Landfilling of waste: Leachate, Elsevier, 441-483, 1992.
- Christensen, T.H., R. Cossu, R. Stegmann, Landfill Leachate: An introduction, In: T. H. Christensson, R. Cossu and R. Stegmann (Editors), Landfilling of waste: Leachate, Elsevier, 3-14, 1992a.
- Christensen, T.H., P. Kjeldsen, Basic Biochemical Processes in Landfills. In: T. H. Christensson, R. Cossu and R. Stegmann (Editors), Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact, Academic Press, 29-49, 1989.
- Christensen, T.H., P. Kjeldsen, Landfill emissions and environmental impact: an introduction, Conference proceedings, Sardinia 95 - 5th International Landfill Symposium, CISA, Italy, vol.III, 3-12, 1995.
- Christensen, T.H., P. Kjeldsen, R. Stegmann, Effects of landfill management procedures on landfill stabilization and leachate and gas quality, In: T. H. Christensson, R. Cossu and R. Stegmann (Editors), Landfilling of waste: Leachate, Elsevier, 119-137, 1992b.
- Christensen, T.H., R. Cossu, R. Stegmann, Gas issues in landfill management, In: T. H. Christensson, R. Cossu and R. Stegmann (Editors), Landfilling of waste: Biogas, E&FN Spon, 3-7, 1996.
- Cope, F., Leachate head build up on Subtitle-D liners and how to measure it, Proceedings from Wastecon/ISWA world congress 1998, Charlotte, North Carolina, October 26-29, 1998
- Dach, J., J. Obermann, J. Jager, M.W. Ostrowski, Water and gas transport in landfills containing pretreated waste. Sardinia 97 - Sixth International Landfill Symposium, CISA, Italy, vol.I, 501-512, 1997.
- Daniel, D. E., Soil barrier layers versus geosynthetic barriers in landfill cover systems, Geotechnical Special Publication, 53, 1-18, 1995.
- Daniel, D. E. and H. B. Scranton, Report of 1995 workshop on geosynthetic clay liners. Washington DC, US EPA, 1996.
- De Rome, L., J. Gronow, Leachate recirculation in the UK: and overview of research projects, Conference proceedings, Sardinia 95 - Fifth international landfill symposium., Cagliari, CISA, Italy, 397- 401, 1995.

- Diaz, L.F., G.M. Savage, L.L. Eggerth, C.G. Goloueke, Solid waste management for economically developing countries, ISWA, Copenhagen, Denmark, 1996.
- DoE, Making Waste Work - A strategy for sustainable waste management in England and Wales, Department of Environment, 1995a.
- DoE, Landfill design, construction and operational practice, Waste management paper 26B, Department of Environment, The stationary office, 1995b.
- Driessen, J.H.A., M.L., Moura, E.P.E., Korzilius, H.A., Van Der Sloot, The sustainable landfill., Conference Proceedings, Sardinia 95 - Fifth international landfill symposium., CISA, Italy, 15-24, 1995.
- Edil, T. B., V. J. Ranguette, et al., Settlement of municipal refuse, In: A. O. Landva and D. Knowles (Editors), Geotechnics of waste fills - Theory and practice., ASTM special technical publication, Philadelphia, USA 225-239, 1990.
- Ehrig, H-J, Quality and quantity of sanitary landfill leachate, Waste Manage. Res., 1:53-68, 1983.
- Ehrig, H-J, Anaerobic degradation of municipal solid waste - Laboratory scale tests, In: D.L. Wise (Editor) Global bioconversion, CRC press, vol II, 121-152, 1987.
- Ehrig, H-J, Prediction of gas production from laboratory scale tests. In: Conference proceedings, Sardinia 91 - Third international landfill symposium, vol.1, 87-114, 1991.
- El-Fadel, M., A.N. Findikakis, J.O. Leckie, Temperature effects in modeling solid waste biodegradation, Env. Techn., Vol. 17, 925-935, 1996.
- El-Fadel, M., A.N. Findikakis, J.O. Leckie, Environmental Impacts of solid waste landfilling, J. Env. Manag., 50, 1-25, 1997.
- Environment Australia, Waste Management Workbook,
<http://www.environment.gov.au/portfolio/esd/climate/methane>, 1999
- EPA, Solid Waste Facility Criteria, United States Environmental Protection Agency, Report 40 CFR Part 258, 1991.
- EPA, EPA Technical Manual, United States Environmental Protection Agency, Report Nr EPA530-R-93-017, 349 p, 1993.
- EPA , Characterization of municipal solid waste in USA - 1996 update, United States Environmental Protection Agency, report Nr 530-R-97-015, 1997
- EPA, <http://www.epa.gov/epaoswer/osw/tsd.htm>, 1999

- Eriksson, K.-E., K.-H. Robért, From the big bang to sustainable societies, *Reviews in Oncology*, Vol.4, No.2, 1991.
- Estrin, D., Rowe, R.K. Landfill design and the regulatory system, Conference proceedings, Sardinia 95 - 5th International Landfill Symposium, CISA, Italy, 15-26, 1995
- Ettala, M.O., Sanitary landfilling in Finland, In: Carra, J.S., R. Cossu, (Editors), *International perspectives on municipal solid wastes and sanitary landfilling*, Academic Press, 67-77, 1990.
- Farquhar, G.J., F.A. Rovers, Gas production during refuse decomposition, *Water Air Soil Pollut.*, 2, 483-495, 1973.
- Flyhammar, P., Heavy metals in municipal solid waste deposits, *Doktorsavhandling, Inst. Tekn. Vattenresurslära, Rapport 1019, Lunds Universitet*, 1997
- Flyhammar, P., Tungmetaller i kommunala avfallsupplag, *Naturvårdsverket, AFR rapport 231*, 1998.
- Greedy, D.R., Co-disposal: The best practicable environmental option for some hazardous wastes, Conference proceedings, Sardinia 95 - Fifth international landfill symposium., CISA, Italy, 195-200, 1995.
- Gronow, J., Bioreactors and landfill research, *IWM proceedings*, June, 26-28, 1996.
- Gurijala, K.R., P. Sa, J.A. Robinson, Statistical modeling of methane production from landfill samples, *Applied and environmental microbiology*, vol. 63, no. 10, 3797-3803, 1997.
- Gustavsson, G., T. Holm, *Lakvattenpåverkan på grundvatten - Huvudrapport, rapport 3703, Statens Naturvårdsverk*, 1989.
- Ham, R.K., M.A., Barlaz, Measurement and prediction of landfill gas and quality, In: T. H. Christensson, R. Cossu and R. Stegmann (Editors), *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, Academic Press, 155-166, 1989.
- Harris, M.R.R., A study of the behaviour of refuse as a landfill material. PhD.Thesis, Dept.Civ.Eng.,Portsmouth Polytechnic, UK, 144pp, 1979.
- Harris, R.C., K. Knox, N. Walker, A strategy for the development of sustainable landfill design, *IWM proceedings*, UK, January, 1994.
- Heerenklage, J. and R. Stegmann, Overview om mechanical-biological pretreatment of residual MSW, Conference proceedings, Sardinia 95 - Fifth International Landfill Symposia, CISA, Italy, 1995.

- Hellden, J. , Sluttäckning av kommunala avfallsupplag - behov, effekter och möjligheter, Depå -90, Naturvårdsverket, 1990.
- Hjelmar, O., Incineration of MSW: Implications for landfill strategy and leachate management, Conference proceedings, Sardinia 95 - Fifth international landfill symposium., CISA, Italy, vol.III, 329-356, 1995.
- Hogland, K. H. W., K. Jagodzinski, J.E. Meijer, Landfill mining tests in Sweden., Conference proceedings, Sardinia 95 - Fifth International Landfill Symposium, Cagliari, CISA, Italy, vol.III, 783-794, 1995.
- Hudgins, M. and J. March , Successful applications of an aerobic municipal solid waste landfill system. Swedish landfill Research Symposia, AFR rapport 210, Luleå, Sweden, 1998.
- Huitric, R., Sanitary landfill settlement rates, Technische Universitat Berlin, 1981
- IEA, Bioenergy Agreement Task XIV, Notes from the meeting of the landfillgas activity (LFGA) at Ramada Hotel, Manchester, Luleå University of Technology, November 26, 1996.
- Jesionek, K. S., R. J. Dunn, et al., Evaluation of landfill final covers., Conference proceedings, Sardinia 95 - Fifth International Landfill Symposium, CISA, Italy, vol.II., 509-532, 1995.
- Jessberger, H. L. and K. Stone, Subsidence effects on clay barriers., Geotechnique, 41, 185-194, 1991.
- Johannessen, L.M., O., Hjelmar, J., Riemer, A new approach to landfilling of waste in Denmark, Conference proceedings, Sardinia 93 - Fourth international landfill symposium., CISA, Italy, vol.II, 1745-1757, 1993.
- Joseph, J.B., J.D., Mather, Landfill - does current containment practice represent the best option?, Conference proceedings, Sardinia 93 - Fourth international landfill symposium., CISA, Italy, vol.I, 99-107, 1993.
- Jost, D., Avfall och återvinning i Japan, Utlandsrapport från Sveriges tekniska attachéer, rapport 141, 1996
- Karlsson, S., Man and material flows - towards sustainable materials management, The Baltic university programme, Uppsala Universitet, 1997.
- Karnik, M., C., Parry, Cost implications of operating landfills as flushing bioreactors, Conference proceedings, Sardinia 97 - Sixth International Landfill Symposium, Sardinia, Italy, vol.I, 419-425, 1997.

- Kjeldsen, P. Landfill gas migration in soil, In: T. H. Christensson, R. Cossu and R. Stegmann (Editors), Landfilling of waste: Biogas, E&FN Spon, 87-132, 1996.
- Klink, R, R.K. Ham, Effects of moisture movement on methane production in solid waste landfill samples., Resources and Conservation, 8, 29-41, 1982.
- Knox, K., Leachate recirculation and its role in sustainable development, IWM Proceedings, UK, March, 10-15, 1996.
- Knox, K., Gronow, J.R., A review of landfill cap performance and its application for leachate management, Conference proceedings, Sardinia 93 - fourth International Landfill Symposium., CISA, Italy, vol.I, 207-223, 1993.
- Knox, K., Gronow, J.R., Pilot scale study of denitrification and containment flushing during prolonged leachate recirkulation, Conference proceedings, Sardinia 95 - Fifth International Landfill Symposium., CISA, Italy, vol.I, 419-435, 1995.
- Krogmann, U., Anaerobic digestion or composting for waste pretreatment. Conference proceedings, Sardinia 95 - Fifth International Landfill Symposium, CISA, Italy, vol.II, 937-946, 1995.
- Kylefors, K. and A. Lagerkvist, Lakvattenkvalitet och behandling. Kompendium i upplagsteknik. A. Lagerkvist. Luleå, Tekniska Högskolan i Luleå: 167-238, 1996.
- LaGatta, M. D., B.T. Boardman, D.E. Daniel, Hydraulic conductivity tests on geosynthetic clay liners subjected to differential settlement., Journal of geotechnical and geoenvironmental eng, 123, 402-411, 1997.
- Lagerkvist, A., Anaeroba barriärer - en tänkbar strategi för återföring av avfall till naturens kretslopp, Statens Naturvårdsverket, rapport 4051, Solna, 1992.
- Lagerkvist, A., The landfill gas activity of the IEA bioenergy agreement, Biomass and Bioenergy, vol. 9, No. 1-5, 399-413, 1995.
- Landva, A. O. and J. I. Clark, Geotechnics of waste fill. -Geotechnics of waste fills - theory and practice. Philadelphia, ASTM Special Technical Publication: 86-103, 1990.
- Lee, G.F., A. Jones-Lee Landfills and groundwater pollution issues: "Dry tomb" vs wet-cell landfills. Conference proceedings, Sardinia 93 - Fourth international landfill symposium., CISA, Italy, vol.II, 1787-1796, 1993.
- Leushner, A.P., H. Melden, Landfill enhancement for improving methane production and leachate quality, 56th Annual conference of the water pollution control federation, Atlanta, Georgia, 1983.

- Lindholm, P., A lawyer for the environment, ISWA Times, Nr 4, 22-23, 1998
- Lundgren, T., Sluttäckning av avfallsupplag, Naturvårdsverket, rapport 109, 1995.
- Luning, L., J. Tent, Gaseous emission of landfill sites, Conference proceedings, Sardinia 93 - 4th International Landfill Symposium, CISA, Italy, vol.I, 657-668, 1993.
- Lyngkilde, J., T.H. Christensen, Fate of organic contaminants in the redox zones of a landfill leachate pollution plume (Vejen, Denmark), J. Contam. Hydrol. 10, 1992.
- McCrenor, P.T., D.R. Reinhart, Hydrodynamic modeling of leachate recirculating landfills, Wat. Sci. Tech., Vol.34, No. 7-8, 463-470, 1996
- Meadows, M., C. Franklin, D. Campbell and P. Riemer, Global methane emissions from solid waste disposal sites, Conference proceedings, Sardinia 97 - Sixth International Landfill Symposium, CISA, Italy, vol.IV, 3-10, 1997.
- Meijer, J-E, Avfallsdeponering i USA, Utlandsrapport från Sveriges Tekniska Attachéer, USA 9213, 1992.
- Morris, D. V. and C. E. Woods, Settlement and engineering considerations in landfill and final cover design. Geotechnics of waste fills - Theory and practice. A. O. Landva and D. G. Knowles. Philadelphia, 9-21, 1990.
- Naturvårdsverket, Aktionsplan avfall, rapport 4601, 1996a
- Naturvårdsverket, Deponering av avfall - förslag till allmänna råd, rapport 4610, 1996b.
- Naturvårdsverket, Slutförvar av kvicksilver, rapport 4752, 1997a.
- Naturvårdsverket, Deponering av avfall- förslag till generella föreskrifter, Dnr 711-991-98 Ri, 1998a
- Naturvårdsverket, Siffror om avfall, Rapport 4875, 1998b
- Nilsson, A., Making Waste work - brittisk avfallshantering i förvandling, Utlandsrapport 9802, Sveriges tekniska attachéer, 1997.
- Novella, P.H., G.A., Ekama, G.E., Blight, Effects of liquid replacement strategies on waste stabilisation at pilot scale, Conference proceedings, Sardinia 97 - Sixth International Landfill Symposium, CISA, Italy, vol.I, 387-396, 1997.
- Ohlsson, T och Retzner, L., Plockanalys av hushållens säck- och kärlavfall. REFORSK, FoU Nr 145, 1998

- Othman, M. A., R. Bonaparte, et al., "Design of MSW landfill cover systems." Geotechnical Special Publication, 53, 218-257, 1995.
- Oweis, I.S., Smith, D.A., Ellwod, R.B., Greene, D.S., Hydraulic characteristics of municipal refuse, J. of Geotech. Eng., 116, 1990.
- Pacey, F., Enhancement of degradation: Large-scale experiments, In: T. H. Christensson, R. Cossu and R. Stegmann (Editors), Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact, Academic Press, 1989.
- Pohland, F.G., Sanitary landfill stabilisation with leachate recycle and residual treatment, rapport EPA-600/2-75-043, USEPA, 1975.
- Pohland, F.G. Fundamental principles and management strategies for landfill codisposal practices, Conference proceedings, Sardinia 91 - Third international landfill symposium., CISA, Italy, vol.II, 1445-1460, 1991.
- Pohland, F.G., B. Al-Yousfi, Design and operation of landfills for optimum stabilization and biogas production, Wat. Sci. Tech., vol.30, no.12, 117-124, 1994.
- Raninger, B., M. Nelles, Mechanical-biological pretreatment prior to landfill disposal in Austria, Conference proceedings, Sardinia 97 - Sixth International Landfill Symposium, CISA, Italy, vol.I, 429-438, 1997.
- Reinhart, D.R., Full-scale experiences with leachate recirculating landfills: case studies, Waste Manag. Res., 14, 347-365, 1996.
- Reinhart, D.R., B. Al-Yousfi, The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics, Waste Manag. Res., 14, 337-346, 1996.
- Richards, K.M., Landfill gas working with Gaia, Biodeterioration Abstracts, vol.3, No.4, 317-331, 1989.
- Robért, K-H, Det nödvändiga steget, Affärsförlaget mediautveckling, 1992.
- Robinson, H.D., Sustainable waste management: Is there a future for landfills? Proc. Wastecon 96, International Congress, Institute of waste management, Durban, South Africa, 18-37, 1996.
- Rosqvist, H., Bendz, D., Öman, C., Meijer, J-E, Water flow in a pilot-scale landfill., Conference proceedings, Sardinia 97 - Sixth International Landfill Symposium Sardinia 97, CISA, Italy, vol.II, 85-96, 1997.
- RVF, Reseberättelse från besök vid avfallsanläggningar i Wisconsin, USA, 1998, Thomas Rihm (Editor), RVF Nr 98:13, 28 p, 1998a.

- RVF, Svensk avfallshantering 1998 - årsskrift från RVF, Svenska Renhållningsverksföreningen, 1998b
- Rönnols, E. and T. Karlberg, Lokal lakvattenbehandling - En vägledning för val av behandlingsmetod för lakvatten från kommunala avfallsupplag, RVF, rapport 57, 1996.
- Scheelhaase, T. and W. Bidlingmaier, Effects of mechanical-biological pretreatment on residual waste and landfilling., Conference proceedings, Sardinia 97 - Sixth International Landfill Symposium, CISA, Italy, vol.I, 475-484, 1997.
- Smart, P., The principles and advantages of landfilling below the water table., Conference proceedings, Sardinia 93 - Fourth international landfill symposium., Cagliari, Italy, vol. II, 1807-1812, 1993.
- Stearns, R. P., Settlement and gascontrol: Two postclosure concerns. Waste Age 18, 55-60, 1987.
- Stegmann, R., Role of sanitary landfilling in solid waste management., Conference proceedings, Sardinia 91 - Third international landfill symposium., CISA, Italy, vol.I, 3-13, 1991.
- Stegmann, R., Design and management of a dry landfill system (DLS), Conference proceedings, Sardinia 93 - Fourth international landfill symposium., CISA, Italy, vol.II, 1797-1796, 1993.
- Stegmann, R., Concepts of waste landfilling., Conference proceedings, Sardinia 95 - Fifth international landfill symposium., CISA, Italy, vol.I, 3-12, 1995.
- Stegmann, R., H.H. Spendlin, Research activities on enhancement of biochemical processes in sanitary landfills, Water pollution research journal Canada, 21:572, 1986.
- Stegmann, R., H.H. Spendlin, Enhancement of degradation: German experiences, In: T. H. Christensson, R. Cossu and R. Stegmann (Editors) Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact, Academic Press, 1989.
- Stessel, R. I. and R. J. Murphy, A lysimeter study of the aerobic landfill concept, Waste Management & Research, 10, 486-503, 1992.
- Stessel, R. I. and R. J. Murphy, Design implications of the in-ground digester. Air & Waste Management Association - 87th Annual Meeting & Exhibition, p15, Cincinnati, Ohio, 1994.
- Stief, K., Strategy in landfilling solid wastes - different solutions in practice, In: Baacini (ed) The landfill-reactor and final storage, Lecture notes in earth sciences, Springer förlag, 20, 275-291, 1988.

- Stief, K., Requirements for MSW landfills in Germany, Conference proceedings, Sardinia 93 - Fourth International Landfill Symposium, CISA, Italy, vol.I, 9-20, 1993.
- Thorneloe, S.A., Influence of landfill gas on global climate, In: T. H. Christensson, R. Cossu and R. Stegmann (Editors) Landfilling of waste: Biogas, E&FN Spon, 187-197, 1996.
- Van Meerten, J. J., J. B. Sellmeijer, et al., Prediction of landfill settlement. Conference proceedings, Sardinia 97 - Sixth International Landfill Symposium, CISA, Italy, vol.III, 535-544, 1997.
- Van Zanten, B., M.J.J. Scheepers, Modelling of landfill gas potentials, final draft, IEA, 14p, 1994
- Verrier, S.J., Urban Waste generation, composition and disposal in South Africa, In: J.S. Carra, R. Cossu, (Editors) International perspectives on municipal solid wastes and sanitary landfilling, Academic Press, 161-176, 1990.
- Viste, D.R., Waste Processing and biosolids incorporation to enhance landfill gas generation, Conference proceedings, Sardinia 97 - Sixth International Landfill Symposium, CISA, Italy, vol.I, 369-374, 1997.
- Walker, A.N., Beaven, R.P., W. Powrie, Overcoming problems in the development of a high rate flushing bioreactor landfill, Conference proceedings, Sardinia 97 - Sixth International Landfill Symposium, CISA, Italy, vol.I, 397-408, 1997.
- Wall, D. K. and C. Zeiss, Municipal landfill biodegradation and settlement, *Journal of Environmental Engineering*, 121, 214-224, 1995.
- Warith, M.A, R. Sharma, Technical review of methods to enhance biological degradation in sanitary landfills, *Water Quality Research Journal of Canada*, Vol 33, No3, 417-437, 1998.
- Watson-Craik, I.A., K.J. Sinclair, Co-disposal of industrial wastewaters and sludge, In: E. Senior (Editor) *Microbiology of landfill sites*, CRC press, 91-130, 1995.
- Westlake, K., Sustainable landfill - possibility or pipe-dream, *Waste Management and Research*, 15, 453-461, 1997.
- Young, A., The landfill ecosystem, *IMA Journal of Mathematics Applied in Medicine & Biology*, 7, 199-217, 1990.
- Yuen, S.T.S., J.R. Styles, T.A., McMahon, An active landfill management by leachate recirculation: a review and an outline of a full-scale project., Conference proceedings, Sardinia 95 - Fifth international landfill symposium., CISA, Italy, vol.I, 403-418, 1995.

- Zeiss, C., Major, W., Moisture flow through municipal solid waste: pattern and characteristics, *J. Env. Systems*, 22, 211-231, 1993.
- Åkesson, M., P. Nilsson, Seasonal changes of leachate production rates in landfills, *J. Environ. Eng.*, 123, 892-900, 1997.
- Åkesson, M., P. Nilsson, Material dependence of methane production rates in landfills., *Waste Manag. Res.*, 16, 108-118, 1998.
- Öman, C., Emissions of organic compounds from landfills, PhD thesis, Division of Land and Water Resources, Department of Civil and Environmental Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden, 1998.
- Öman, C., P.-Å. Hynning, Identification of organic compounds in municipal landfill leachates, *Environ. Pollut.*, 20, 265-271, 1993.