

/ Avfallsgruppen

Försök med biologisk nedbrytning av oljehaltigt
industrislam genom kompostering med hästgödsel

MORGAN FRÖLING

Examensarbete 1996:1

Nyckelord: **miljöfarligt avfall**
oljehaltigt avfall
olja
kompostering
biologisk neddbrytning
lakvatten
luftemission

/Avfallsgruppen

Försök med biologisk nedbrytning av oljehaltig
industrislam genom kompostering med hästgödsel

MORGAN FRÖLING

Examensarbete 1996:1

Sammanfattning

Oljehaltigt avfall utgör en stor andel av den totala mängden miljöfarligt avfall. I denna rapport beskrivs försök att behandla oljehaltigt avfallet genom kompostering.

Storskalig kompostering av oljehaltigt material blandat med bark och hästgödsel visar att detta är en fungerande metod att reducera kolväteinnehållet i materialet. Den huvudsakliga reduktionsmekanismen är biologisk omvandling, även om en viss mängd kolväten avgår från komposten till luft och lakvaten. Vid dessa försök har reduktion av kolväteinnehållet med 60-80% mätts upp under en period om 250 dagar.

Effektiv inblandning av det oljehaltiga materialet är en kritisk parameter. Den mekaniska bearbetningen av kompostmaterialet vid omgrävning är också mycket viktig, för att t ex slå sönder klumpar. Val av utrustning måste därför ägnas stor omsorg. Komposteringstemperaturen måste komma upp över 10-15°C för att någon substantiell kolvätereduktion skall ske. Komposteringen bör därför äga rum under sommarhalvåret eller utföras klimatskyddat, tex i tält. Jämförelse med andra studier ger vid handen att om komposteringen utförs i en mer avancerad anläggning, till exempel med möjlighet till styrd luftning, verkar tidsåtgången för kolvätereduktionen kunna minskas.

Metoden bör med framgång kunna användas för att stabilisera och minska miljöfarligheten hos oljehaltigt avfall före deponering. Kompostering kan utgöra ett behandlingsalternativ till långväga transporter av avfall från mindre orter, till exempel vad gäller saneringsmassor.

Hur mycket och vilka kolväten som avgår till luft respektive lakvatten bör undersökas vidare. Även vilka komponenter som ingår i den kolväterest som inte bryts ned utan blir kvar i kompostmaterialet bör bli föremål för fortsatta undersökningar, liksom om det finns några metoder för att reducera även dessa komponenter.

Summary

Oily wastes are a big part of hazardous wastes produced. This report describes experiments to treat oily wastes through composting.

Large scale composting of oily sludge with bark and horse manure is a good method to reduce the contents of total hydrocarbons in the material. The main mechanism of total hydrocarbon reduction seems to be biological transformation, although part of the hydrocarbons volatilize and leak out with rain water. In 250 days a 60-80% reduction was measured.

Effective mixing of the oily material into the substrate and turning the compost are critical steps *eg*, to break clumps of material. The selection of mixing equipment must be done very carefully. The composting temperature must reach at least 10-15°C for a reasonable reduction of hydrocarbons to occur. This is not possible during winter time out door composting. Other experiments, where *eg* forced ventilation was used, seems to indicate that the same percental reduction of hydrocarbons could be reached in shorter time.

It ought to be possible to use the method with success for stabilizing and reducing of the environmental hazards of oily wastes before depositing. Composting may be an alternative to long transports of wastes away from small cities, *eg* for treating of contaminated soil.

Further studies should include: mass balance studies to quantify volatilization and leachate, identification of compounds not degraded, and methods to degrade the residue.

Innehållsförteckning

Sammanfattning/Summary

sid i

Förord

Arbetets bakgrund och syfte

sid iv

Läsanvisning

sid iv

Tack

sid iv

1 Introduktion

1.1 Miljöfarligt avfall

sid 1

1.2 Kompostering

sid 14

1.3 Mikrobiell metabolism av olja

sid 18

1.4 Provtagning och analys av olja i kompost

sid 29

2 Metod

2.1 Materialets ursprung

sid 35

2.2 Komposteringsförsökets uppläggning

sid 35

2.3 Fältmätningar

sid 38

2.4 Provtagning

sid 40

2.5 Analysmetoder

sid 42

3 Resultat

3.1 Ursprungsmaterialet

sid 45

3.2 Komposteringstekniken

sid 45

3.3 Fältmätningar

sid 49

3.4 Provtagning

sid 55

3.5 Analysresultat

sid 59

4 Diskussion

4.1 Reduktion av kolväten i komposterna

sid 67

4.2 Komposteringsförloppet

sid 75

4.3 Komposteringsteknik för oljehaltigt material

sid 80

4.4 Metodens användbarhet

sid 83

4.5 Provtagnings och analysmetoder

sid 85

4.6 Sammanfattande slutsatser

sid 87

5 Referenser

sid 89

6 Bilagor

sid 97

I. Miljöfarligt avfall - många olika ord

II. Mikroorganismerna i komposterna

III. Kort beskrivning av några andra försök inom området

IV. Försök med extraktion och GC-analys av kolväten ur TV8-material

V. Andel av totalkolvätehalt som avgått till lakvatten och luft

VI. Kromatogram från gasfasproven

VII. Naturvårdsverket angående oljehalter

Förord

Bakgrund och syfte

Det arbete som beskrivs i denna rapport är utfört som ett examensarbete om 20 poäng inom min utbildning till civilingenjör i kemiteknik vid Chalmers tekniska högskola i Göteborg. Arbetet är utfört hos Avfallsgruppen vid Institutionen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik i samarbete med Reci Industri AB i Göteborg. Den uppsatta målformuleringen för arbetet löd:

”Biologisk nedbrytning av oljeslam genom kompostering med stallgödsel

Undersökningen syftar till att klargöra möjligheten att i stor skala och under vinterhalvårets mindre optimala temperaturförhållanden genomföra nedbrytning av oljeslam genom kompostering med hästgödsel. Komposteringen sker i en strängkompost. Samtidigt undersöks möjligheten att göra kompostering på ett genomförandemässigt enklare sätt, i en bäddkompost.

Dels skall praktiska frågor runt driften lösas och dels skall nedbrytningsprocessen följas. Temperatur, pH, fuktighet (eller TS) och CO₂-halt mäts, liksom glödförlust, TEX ("totalt extraherbart") och "opolära kolväten". Som specialfall skall några enskilda komponenters haltförändring undersökas med hjälp av GC. Dessa komponenter identifieras med GC-MS. Temperatur, pH och CO₂-halt mätes dagligen, medan prov för analyser utages en gång per vecka. Ett försök att bestämma storleksordningen på kolväteavgång till luft och lakvatten skall också göras.”

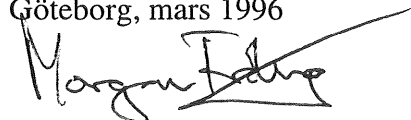
Läsanvisning

Kapitel 1 innehåller en teoretisk introduktion, som i grunden skriven för att ge mig själv grepp om de olika ämnesområden som är inblandade. Kapitlet är inte nödvändigt för förståelsen av rapportens beskrivning de praktiska försöken. Kapitel 2 beskriver hur försöken lagts upp och genomförts. Kapitel 3 ger kortfattat resultaten från försöken, medan diskussion och slutsatser helt finns i kapitel 4. Kapitlet med diskussion och slutsatser kan i princip läsas självständigt. Försöken att följa enskilda komponenters öden finns beskrivna i bilaga IV. Korta sammanfattningar av några andra försök med likartad inriktning finns för de intresserade i bilaga III.

Tack

Det har krävts samarbetat med en lång rad människor för att kunna genomföra detta examensarbete. Jag vill tacka mina handledare, Per E O Berg på Chalmers och utvecklingschef Mati Hell vid Reci Industri AB. Inom Reci vill jag också tacka utvecklingsingenjör Henrik Eliasson för råd och tips, personalen vid Torsvikens deponiplats med förman Bosse Larsson i spetsen, för hjälp med praktiskt arbete och diskussioner om praktiska lösningar, samt Anette Hellman och Lena Granars för hjälp, råd och diskussioner vid analysarbetet på lab. På Chalmers vill jag tacka Olle Ramnäs för hjälp, råd och lån av utrustning vid gasprovtagning och gasanalyser, samt tekn. lic. Pablo Mayorga för allt stöd vid författandet av denna rapport och alla diskussioner av mina resultat.

Göteborg, mars 1996



Morgan Fröling

1 Introduktion

1.1 Miljöfarligt avfall

1.1.1 Avfall i samhället

Begreppet avfall är känt av de flesta, men om man vill ha en mer exakt definition kan man få mycket skilda beskrivningar. Baselkonventionen, som är en internationell överenskommelse om handel med och transport av miljöfarligt avfall, innehåller följande definition av begreppet avfall:

”...substances or objects which are disposed of or are intended to be disposed of or are required to be disposed of by the provisions of national law”.

Denna definition innebär att allt vi vill bli av med eller blir ålagda att göra oss av med är avfall, oavsett om produkterna är fasta, vätskeformiga eller gasformiga. En sådan mycket vid definition har fördelen att den för upp diskussionen om avfall på ett principiellt plan. Ytterst handlar avfallshantering om hur vårt samhälle ska hantera sina materialströmmar (Frostell, 1990).

Föroreningar och avfall bildas:

- när vi utvinner råvaror
- när vi transporterar och använder råvaror och varor
- när vi kasserar varor efter att ha använt dem.

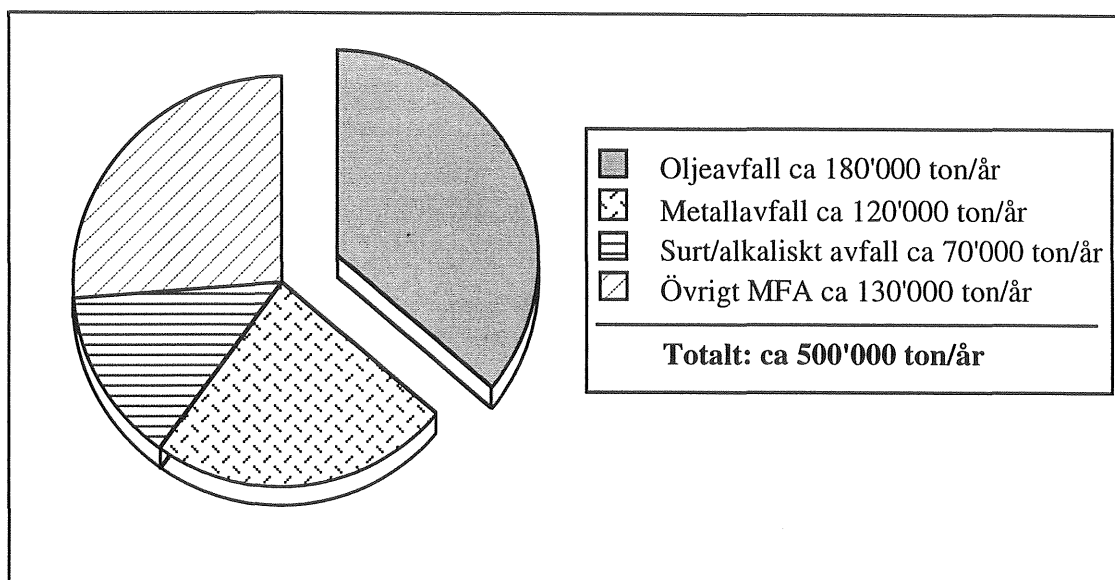
Av Sveriges totala mängd avfall (ca 50 miljoner ton per år) utgör hushållsavfallet ungefär 5%. Ungefär en halv miljon ton klassas som miljöfarligt avfall, MFA. (Åslander, 1990; SNV, 1988; SNV, 1993)

1.1.2 Det miljöfarliga avfallet

De industriprocesser som ger oss vardagliga nyttoartiklar alstrar alla som biprodukt större eller mindre mängder miljöfarligt avfall (MFA). På sikt kommer det bli nödvändigt att förändra de processer vi använder så att de slutar producera, eller i alla fall producerar avsevärt mycket mindre mängder sådant avfall än vad som är fallet idag (SOU 1992:45). Sådana processförändringar kommer dock inte till stånd omedelbart. Därför måste vi - om vi vill fortsätta leva i den sort av samhälle och med den typ av standard vi har idag - under lång tid ta hand om miljöfarligt avfall på ett så bra sätt som möjligt.

Vad som utgör ett ”bra sätt” bestäms av tillgänglig teknik, av miljökrav och inte minst av ekonomiska faktorer. Om kostnaden för hantering av miljöfarligt avfall hamnar för högt leder det till att avfallet dumpas i smyg eller göms undan - vilket drabbar miljön - eller till att priserna på de varor som produceras av den MFA-alstrande processen stiger så högt att ingen har råd att köpa produkten. Det senare vore naturligtvis inget fel om vi verkligen vore beredda att avstå från de varor och tjänster som på något sätt producerar MFA. Så länge vi inte är beredda till det får kostnaden för omhändertagande av MFA av miljöskäl inte bli alltför hög.

Vad som utgör MFA definieras i Sverige juridiskt i Lagen om kemiska produkter (LKP) och Förordningen om miljöfarligt avfall (FMFA). Runt begreppet MFA används samtidigt många andra termer. Ett försök till översikt över olika beteckningar finns i **bilaga I**.



Figur 1.1 Ungefärlig produktion av miljöfarligt avfall i Sverige per år.

1.1.3 Hur mycket miljöfarligt avfall finns det?

Hur mycket miljöfarligt avfall som produceras i Sverige är osäkert. Kunnskapen om mängderna och sammansättningen hos av industriavfall i Sverige är överhuvudtaget mycket bristfällig (SNV, 1993c). Det finns ingen enhetlig statistik om MFA för landet, mycket beroende på definitionssvårigheter. Ett försök till översikt över hela landet gjordes av Naturvårdsverket för år 1980 och presenterades i rapporten "Miljöfarligt avfall 1980" (SNV, 1984). Enligt rapporten alstrades det i Sverige under 1980 ungefär 500 000 ton av olika sorters miljöfarligt avfall.

Uppgifterna i rapporten härör alltså från 1980, och dessutom riktades redan tidigt kritik mot det sätt på vilket rapporten sammanställts (SNV, 1988b). Ändå gjordes 1988 bedömningen att rapportens uppgifter om totala mängder miljöfarligt avfall i Sverige i stort sett var riktiga och att de stod sig trots att de var några år gamla. Den ökning av mängden miljöfarligt avfall som ökad industriproduktion kunde förväntats ha fört med sig, ansågs ha motverkats av industrins arbete för återvinning, förbättrat råvaru-utnyttjande och andra interna åtgärder (SNV, 1988c).

MFA-utredningen undersökte som del av sitt arbete hur stora mängder miljöfarligt avfall som uppkom i Sverige 1990. Utredningen menar i sin slutrapport, "Miljöfarligt avfall - ansvar och riktlinjer" (SOU 1992:45), att mängden miljöfarligt avfall som producerades i Sverige 1990 var 328 640 ton. Då har man dock inte räknat med de mängder miljöfarligt avfall som företagen behandlar internt i de egna anläggningarna. Naturvårdsverkets uppgift från 1980 om 500 000 ton per år är därför fortfarande den enda kvantifieringen av den totala mängden miljöfarligt avfall i Sverige.

Tillverkningsindustrin står för ungefär 80% av produktionen av miljöfarligt avfall, medan ca 20% kommer från fordonsverkstäder, bensinstationer, byggnadsverksamhet sjukvårdsektorn och liknande (SNV, 1984). Mellan 1 och 2% kommer från hushållen (Rylander, 1990).

Det blir mer och mer aktuellt att inte bara ta hand om sådant avfall som vi genererar idag, utan också att ta hand om förorenade områden med miljöstörande ämnen i deponier, förorenad mark och sediment som ackumulerats under industriell verksamhet sedan 1800-talets början. I Sverige är det aktuellt med efterbehandling och sanering av gamla avfallsupplag och tidigare industritomter, som till exempel gasverksomter och områden i anslutning till träimpregneringsanläggningar. Ett ökande behov är också marksanering inom brancher som hanterar och lagrar petroleumprodukter, tex vid bensinstationer. (Åslander,1990; SOU 1992:45; Maier, 1992; SNV, 1993b; SNV, 1993c).

I naturvårdsverkets kartläggning 1980 kom man fram till att olika typer av oljeavfall är det miljöfarliga avfall som är vanligast förekommande i Sverige, ca 180 000 ton per år produceras. Andra stora grupper är metallavfall, ca 120 000 ton per år och surt/alkaliskt avfall, ca 70 000 ton per år (Rylander,1990; SNV, 1984). I utredningen 1990 kom man fram till motsvarande slutsats: oljeavfallet dominerar, följt av tungmetallhaltigt avfall (SOU 1992:45).

1.1.4 Omhändertagande av miljöfarligt avfall

Miljöfarligt avfall är ett samlingsbegrepp på en mängd olika avfallstyper som varierar mycket vad gäller sammansättning, egenskaper och innehåll av miljöfarliga komponenter. Därför krävs olika metoder för omhändertagande beroende på vilken typ av avfall det är frågan om. På sikt måste produkter och processer förändras för att minimera alstringen av miljöfarligt avfall. Under tiden måste det miljöfarliga avfall som alstras tas omhand på ett så bra sätt som möjligt, och depåer av avfall från tidigare verksamhet i form av tex förorenad mark behandlas (SNV, 1993c; Corbitt,1989).

Miljöfarligt avfall kan utgöras av allt från homogena processavfall i form av slam, fast material, brand- eller explosionfarliga och frätande vätskor, till enskilda produkter som kvicksilverhaltiga febertermometrar (SOU 1992:45). I Naturvårdsverkets kartläggning 1980 fann man att MFA många gånger består av flera faser. Det kan till exempel vara en bottensats överlagrad med en flytande fas eller svarvspån indränkta med skärolja. Generellt gäller att ju mer komplex, utblandad eller uppdelad i olika faser miljöfarligt avfall är desto svårare är det att behandla (SNV, 1984).

De behandlingsmöjligheter som står till buds för miljöfarligt avfall är principiellt de samma som finns för annat avfall: återvinning, termisk behandling/förbränning, fysikalisk-kemisk behandling, biologisk behandling eller deponering. Vissa typer av avfall kan återvinnas eller destrueras, men för vissa avfall finns idag inga sådana metoder. Ett exempel är tungmetallhaltigt hydroxidslam från industrireningsverk. Sådant avfall deponeras(Wiqvist,1990).

Återvinning

Två olika saker kan avses när man talar om "återvinning". Man kan dels mena materialåtervinning, det vill säga återvinning som syftar till att utvinna ämnen eller framställa nya produkter. Man kan emellertid även mena energiutvinning, där avfallet används som energiråvara i olika förbränningssystem. MFA-utredningen menar att materialåtervinning är att föredra. Man konstaterar samtidigt att energiutvinning för nuvarande är den vanligaste formen för nyttiggörande (SOU 1992:45).

Det förekommer en viss materialåtervinning av miljöfarligt avfall i Sverige. Återvinning av lösningsmedel är etablerad sedan många år, till exempel hos LETO i Värnamo. Fram till mitten av 80-talet fanns en fungerande smörjoljeåtervinning i Sverige, som dock avvecklades av marknadsskäl. I stället förbränns smörjoljan (Wiqvist, 1990).

I vissa lägen kan det vara motiverat att undvika återvinning av miljöfarligt avfall på grund av de arbetsmiljörisker eller andra miljöfaror som är förknippade med hanteringen (SOU 1992:45).

Fysikalisk/kemisk behandling

Fysikalisk-kemiska metoder syftar till att ändra avfallets fysikaliska eller kemiska egenskaper, vanligtvis för vidare behandling av den nya restprodukten. Sura ytbehandlingsbad kan till exempel behandlas genom neutralisering. Tungmetallhaltiga vatten kan behandlas genom utfällning av tungmetaller till metallhydroxidslam (vilket sedan deponeras). Avfallsolja behandlas för att ta bort vatten och sedan användas som eldningsolja (Wiqvist, 1990; SOU 1992:45).

Termisk behandling

Den vanligaste termiska behandlingen för sådant organiskt miljöfarligt avfall som inte återvinns är förbränning. Det sker oftast i en högtemperaturanläggning med roterugn. Sådana anläggningar är dock dyra att bygga. Ett alternativ kan vara pyrolys, upphettning utan syretillförsel varvid materialet sönderfaller och förgasas. Nackdelen med pyrolys är att pyrolysgasen i sig innehåller tjärprodukter som är mycket miljöfarliga (SOU 1992:45).

Förbränning i högtemperaturanläggning med roterugn har länge varit det prioriterade alternativet för omhändertagande av sådant organiskt miljöfarligt avfall som inte återvinns. Syre tillförs kolväteföreningarna vid en temperatur av 1100-1300 °C, varvid dessa oxideras till koldioxid och vatten. Den höga temperaturen krävs för att ge en så fullständig oxidation som möjligt och undvika nybildning av organiska föreningar, vilka kan vara mycket farliga. Ett vid avfallsförbränning ofta omtalat exempel är bildning av dioxiner. Vid upphettning av askan i samband med förbränningen sker även oxidations- och reduktionsprocesser som bildar lättflyktiga salter av en del tungmetaller.

Det krävs omfattande rökgasrening för att minimera utsläpp av stoft, svaveldioxid, kväveoxider, väteklorid, dioxiner, kvicksilver och andra metaller. MFA-utredningen anser att en av de största nackdelarna med förbränning av miljöfarligt avfall är risken för utsläpp i luften som kan spridas långa stäckor i atmosfären. Ett annat problem är att flygaska, bottenslagg och liknande restprodukter måste kunna deponeras på ett säkert sätt.

MFA-utredningen förordar att förbränning av miljöfarligt avfall i framtiden skall ske mer selektivt än i nuläget, eventuellt genom övergång till mindre anläggningar. För behandling av blandat MFA ser man dock inget alternativ till förbränning i roterugn (SOU 1992:45).

SAKAB i Norrtorp har en högtemperaturugn för förbränning av miljöfarligt avfall. Det finns även viss begränsad förbränningskapacitet för specifika avfall som lösningsmedel och färg hos Cementa (Wiqvist, 1990).

Biologiska metoder

Biologiska metoder för behandling av miljöfarligt avfall innebär att mikroorganismer bryter ner organiska komponenter i avfallet. Fast avfall kan behandlas i biologiska bäddar. Flytande avfall kan behandlas i bioreaktorer eller satsvis efter uppsugning i något fast material. MFA-utredningen räknar med att dessa metoder får ökad betydelse i framtiden, bland annat för behandling av förorenade jordar (SOU 1992:45).

Deponering

Trots behandling eller återvinning finns det alltid en rest av avfall som behöver deponeras. Så kommer det att förbli även om behandlingstekniken utvecklas vidare. Vid deponering samlas avfallet till bestämda platser. Genom olika metoder, till exempel stabilisering av avfallet, barriärer runt avfallet och kontrollerad dränering av deponi-området försöker man sedan förhindra att avfallet läcker ut till omgivningen. En förhoppning är naturligtvis att det i framtiden skall bli tekniskt-ekonomiskt möjligt att återvinna eller oskadliggöra avfallet.

I dagsläget deponeras bland annat avvattnat metallhydroxidslam, filterstoff, förorenade jordmassor och liknande. Gråzonsavfall deponeras nästan uteslutande; till exempel askor brukar läggas på specialdeponier.

Tillgången till deponiutrymme för miljöfarligt avfall är mycket begränsad, men bland annat finns det en deponi hos SAKAB och en hos Reci Industri AB, tidigare GRAAB-Kemi, i Göteborg (Wiqvist, 1990).

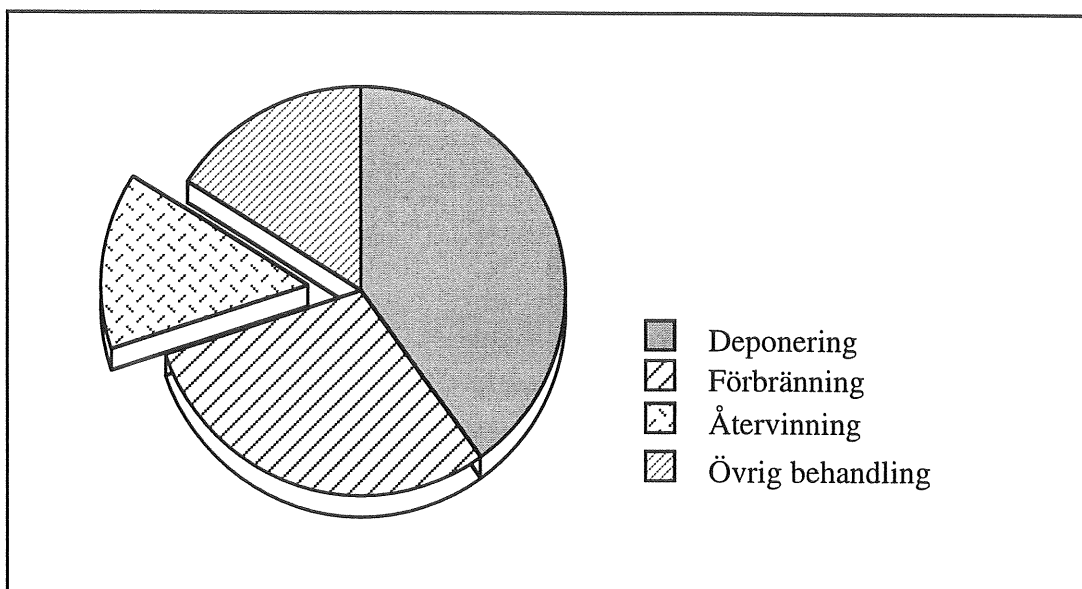
MFA-utredningen menar att den mängd avfall som måste deponeras bör hållas så liten som möjligt, eftersom man genom att deponera avfall bygger upp en framtida föroreningspotential. Deponier måste utformas så att föroreningspotentialen blir minimal (SOU 1992:45).

Termen ”deponering” betyder egentligen ”tillfällig förvaring”, även om man oftast menar att man åstadkommer en slutlig förvaring. Enligt Björn Frostell (1990) är det viktigt att komma ihåg att på längre sikt kommer olika material - också deponerat miljöfarligt avfall - alltid att ingå i de biogeokemiska kretsloppen. ”Det enda vi tycks kunna påverka är i vilken form eller med vilken hastighet olika kretslopp skall löpa”, konstaterar Frostell (1990).

Omhändertagande av MFA i Sverige

Vid omhändertagande av miljöfarligt avfall är deponering i olika former den vanligaste metoden. I Naturvårdsverkets kartläggning 1980 konstaterade man att omkring 40% av allt miljöfarligt avfall deponerades. Återvinning och upparbetning stod för ungefär 24% och förbränning för ca 20% av behandlingsåtgärderna. Under rubriken ”återvinning” finns då en mängd avfall redovisat som förbränns med energiutvinning. Om denna mängd redovisas under ”förbränning” i stället, skulle siffran för förbränt avfall bli runt 30% (SNV, 1984).

Ungefär en tredjedel av omhändertagandet av MFA sköts av producenten själv, vilket är tillåtet enligt Förordningen om Miljöfarligt avfall (FMFA), §4. Detta sker till exempel inom stora delar av den kemiska industrin. Processindustrin kan många gånger ta till vara energiinnehållet i sitt avfall för produktion av värme eller processånga vid förbränning i den egna anläggningen. Inom verkstadsindustrin, som har ett komplext avfallssortiment, är eget omhändertagande ovanligare (SNV, 1984; SOU 1992:45).



Figur 1.2 Ungefärlig fördelning mellan olika behandlingsmetoder för miljöfarligt avfall i Sverige.

Företag som tar hand om sitt eget miljöfarliga avfall får också ta hand om motsvarande avfall från andra svenska avfallsalstrare. Detta är tillåtet enligt FMFA §17 under förutsättning att endast en mindre del av anläggningens kapacitet utnyttjas för detta. Så sker hos flera företag (SOU 1992:45).

MFA-utredningen (SOU 1992:45) menar att utvecklingen vad gäller behandling av miljöfarligt avfall bör gå mot att med olika metoder omvandla avfallet till ämnen som ingår i naturliga kretslopp eller är stabila:

”..grundprincipen bör vara att en från miljösynpunkt säker återvinning bör prioriteras, att organiska ämnen omvandlas, samt att de skadliga metallerna undandras fortsatt kretslopp i teknosfären genom en miljösäker deponering.”

Utredningen menar också att det är viktigt att i ökad utsträckning separera miljöfarligt avfall från annat avfall, och att behandla avfallet så att det hamnar i en så koncentrerad avfallsström som möjligt.

1.1.5 Oljehaltigt avfall

Beroende på branschtillhörighet och företagsstorlek alstrar olika företag olika sammansättningar av miljöfarligt avfall. Surt och alkaliskt avfall samt metallavfall är t ex koncentrerat till stora kvantiteter på ett mindre antal företag. Oljeavfall, lösningsmedelsavfall och färgavfall är däremot avfallsslag som förekommer utspritt på många olika företag. Oljeavfall är den sorts miljöfarligt avfall som uppkommer på flest företag. Bland småföretag är oljeavfall även vanligare som avfallssort än vad som är fallet bland stora företag (SNV, 1984).

1.1.6 Uppkomst av oljehaltigt miljöfarligt avfall

I ett industrialiserat samhälle används en lång rad olje- och kolväteprodukter. Deras största användningsområde är som bränsle och som smörjmedel. Olika kolväteprodukter används även som korrosionsskydd.

Vid användningen uppstår restprodukter och spill, vilket genererar miljöfarligt avfall. Det kan till exempel röra sig om utbytt smörjolja från en motor, skärolja från en maskin för mekanisk bearbetning av metall eller oljiga metallspån från denna bearbetning. Stora delar av sådana rester kan samlas upp för att antingen raffinerats till användbara produkter, användas som bränsle eller för att på ett enkelt sätt destrueras utan att miljöfarliga komponenter måste omhändertas.

Det uppstår dock alltid diffusa mängder som - antingen genom kontinuerliga, kända processer, genom små läckage, eller genom olyckstillbud - inte kan samlas upp rent eller i sådan form som enkelt kan förädlas. Sådana mängder kan till exempel hamna i uppsamlingsrännor i bilverkstäder, avloppsbrunnar eller oljeavskiljare. Det kan också röra sig om avskilda föroreningar från industrireningsverk eller när stora utspilda mängder kolväten kräver sanering, schaktning och bortforsling av kontaminerade jordmassor. Det senare kan bli aktuellt efter trafikolyckor eller vid marksanering vid bensinstationer.

Oljehaltigt slam kan även bildas vid rengöring och reparation av motordrivna fordon. Till exempel river dubbdäck vintertid upp asfalt som lägger sig som beläggning på fordon och som med tiden tvättas bort. Även olja och drivmedel som läcker ut hamnar i avloppsvatten på bensinstationer och bilvårdsanläggningar. Därför är sådana anläggningar försedda med en oljeavskiljare, som vattnet passerar innan det leds ut till avloppsnätet. En del kolväteprodukter flyter upp och lägger sig överst i oljeavskiljaren, medan en del sjunker till botten och bildar ett bottenslam tillsammans med annat organiskt material, sand, metallspån och dylikt.

Oljehaltigt slam från oljeavskiljare, och även slam från uppsamlingsrännor i verkstäder, kommer därför att innehålla en blandning av många ämnen med olika ursprung. Slammet innehåller till exempel rester av drivmedel, smörjmedel, rengöringsmedel, rostskyddsmedel, färg, lack, kylarglykol och så vidare.

Vid lagring av petroleumprodukter kommer slam efter hand att ansamlas på botten av tankar och cisterner. Detta är speciellt märkbart i större lagringssystem. Vid längre lagringstider kan också problem uppkomma med "bioslam" - mikroorganismer som tillväxer i lagringssyftet. Förr eller senare måste tanken rengöras och slammet transporteras bort.

(Wiquist, 1991; Carlsson, 1992; Carlsson *et al*, 1993; SNV, 1984; SOU 1992:45; IVA, 1985; Bengtsson, 1994)

1.1.7 Mängder oljehaltigt avfall

I Naturvårdsverkets undersökning i Sverige 1980 anges den producerade mängden oljeavfall till 183'000 ton/år. Av detta var 64'000 ton smörj- och hydrauloljor, 31'000 ton cisternrengöringsrester och liknande och 10'500 ton borrh- och skäroljor. MFA-utredningen anger mängden årligt behandlat oljeavfall, exklusive företagsintern behandling, till 140'000 ton (SOU 1992:45).

Ser man uppkomsten av avfallet branschvis står detaljhandel med drivmedel och bilar för ca 18'000 ton oljeavfall årligen och bilverksäder för ca 10'000 ton. Totalt sett är 14% av oljeavfallet i fast form, 14% i form av slam och 72% i flytande form (SNV, 1984).

1.1.8 Behandling av oljehaltigt MFA

Ett problem vid behandling av oljehaltigt avfall är de oftast mycket små avfallsströmmarna på varje plats, vilket gör det svårt att hantera dem på ett effektivt och ekonomiskt sätt. Avfallsmängderna är för små för att bygga upp ett mer avancerade omhändertagande på varje plats. Samtidigt är de för stora för att kunna behandlas med tillfälliga lösningar (Jack *et al*, 1994). Det leder till att oljehaltiga avfall ofta slås ihop till större avfallsströmmar. Detta leder samtidigt till blandning, som gör avfallet svårare att behandla.

Det sker idag ingen återvinning av oljehaltigt avfall i Sverige. Tidigare skedde en viss återvinning/omraffinering av smörjoljor (Wiquist, 1990). Däremot sker det energiutvinning, där man efter utseparering av fast material och vatten förbränner oljan (SNV, 1984; Wiquist, 1990; Bengtsson, 1994). Omraffinering av spilloljor till smörjoljor är (eller var i alla fall i början av 80-talet) vanligare i USA och Tyskland. Omraffinerad olja hade i början på 80-talet en marknadsandel runt 25% i dessa länder (Myrvold, 1982).

Oljehaltigt slam kan innehålla 10-80% olja blandat med vatten i ofta mycket stabila emulsioner, och vara uppblandad med bortåt 40% fast material. Sedimenterat material från botten på en lagringstank innehåller ofta en stor fraktion kolväten med molekylstorlek runt 30 till 35 kolatomer (Jack *et al*, 1994).

Oljehaltigt avfall förbränns oftare än annat miljöfarligt avfall, ca 60% av oljeavfallet behandlas genom förbränning. Pappers- och massaindustrin förbränner ofta smörj- och hydrauloljeavfall i den egna anläggningen (SNV, 1984).

Trots långt driven energiutvinning får man kvar en mängd avfall som är svår att ha till något användbart, eller är svår att hantera på ett säkert sätt med hänsyn till arbetsmiljörisker. De två behandlingsvägar som därmed återstår är deponering eller destruktion. I Sverige destrueras oljehaltigt avfall idag vid SAKABs förbränningsanläggning i Norrtorp. En del oljehaltigt avfall från Göteborgsregionen deponerades vid tiden för de praktiska försöken i detta arbete vid Recis deponeringsanläggning i Torsviken.

Totalt sett deponeras ungefär en tredjedel av det oljehaltiga avfallet. När deponering av oljeavfall sker är det ofta frågan om cisternrengöringsrester, bottensatser från oljeavskiljare eller oljehaltig jord och liknande som sanerats efter spill, läckage eller olyckor (SNV, 1988b). Att avfall deponeras istället för att transporteras till SAKAB för destruktion kan från samhällets synpunkt motiveras med att transport av avfallet till en lämplig destruktionsanläggning genererar större problem och risker än det löser. De problem man då tänker på kan vara utsläpp från fordon och olycksrisker vid transporten, men även det faktum att oljehaltigt avfall med lågt värmevärde och hög halt obrännbara produkter genererar stora mängder förbränningsrester som i sin tur måste deponeras. Man riskerar vid förbränning även nybildning av miljöfarliga ämnen och får därmed rester från rökgasrening som måste omhändertas. Därför har det även givits en del tillstånd för deponering av vissa oljehaltiga avfall.

1.1.9 Termisk destruktions av oljehaltigt avfall

Skillnaden mellan energiåtervinning genom förbränning och termisk destruktions kan vid första anblicken verka hårfin. När man talar om termisk destruktions menar man till exempel förbränning av sådant avfall som har så lågt värmevärde att man måste stödela med något annat bränsle för att uppnå erforderlig temperatur. Det kan också vara fråga om avfall av sådan art att man måste ha särskilt noggran övervakning av hantering och förbränningsförlopp, särskilt noggran avgasrening eller speciell hantering av aska, slagg och andra restprodukter. Ett exempel på sådant avfall är PCB-haltiga oljor från transformatorer - som i sig själva är mycket skadliga för människor och miljö och samtidigt har stor potential att bilda dioxiner vid förbränning.

En nackdel med förbränning av miljöfarligt avfall är att anläggningen som krävs för att kunna tillfredställa kraven på säker förbränning och god rökgasrening är dyr. Detta leder till att man har stora centrala anläggningar, vilket medför omfattande transporter av miljöfarligt avfall. Flygaska, bottenlagg och liknande restprodukter från förbränningen måste också omhändertas (SOU 1992:45).

1.1.10 Biologiska metoder för behandling av oljehaltigt avfall

Biologiska metoder för omhändertagande av oljehaltigt avfall har internationellt varit i bruk sedan förra hälften av 1900-talet. Sedan dess har så kallad "landfarming" använts som metod att ta omhand oljehaltigt avfall från raffinaderier (Hildebrand *et al*, 1991). Även om metoden inte alltid varit så väl utformad har den ändå illustrerat det faktum att mikroorganismer i jord biologiskt kan bryta ned mineralolja (Brown *et al*, 1985; Tesan *et al*, 1987; Prantera *et al*, 1991; Prado-Jatar *et al*, 1993).

Mikroorganismer förmåga att bryta ned olja är också känd från studier av oljeutsläpp till lands och till sjöss, liksom från problemen med tillväxt av mikroorganismer i lagringstankar och liknande inom oljeindustrin. Man har kunnat isolera otaliga bakteriekulturer som är kapabla växa på petroleumkolväten. Många svampar och jäster har också visat sig kunna göra detta. Oljenedbrytande mikroorganismer har kunnat isoleras från i princip alla miljöer där man sökt efter sådana (Blackburn *et al*, 1993; Mayorga, 1994; Delblanc, 1991; IVA, 1985).

Biologiska metoder för omhändertagande av organiskt miljöfarligt avfall och oljeavfall har tilldragit sig ökande intresse de senaste åren, dels på grund av att sådana metoder skulle kunna vara ett billigare alternativ till termisk omvandling och dels på grund av det ökande behovet av marksanering efter tidigare industriell verksamhet. Exempel på verksamheter som genererat saneringsbehov är gasverk, träimpregneringsanläggningar och bensinstationer (SNV, 1993b).

De stora mängder kontaminerade jordmassor det rör sig om vid marksanering gör att högtemperaturförbränning knappast är en realistisk metod. Intresset fokuseras i stället på behandlingsmetoder som kan utföras på plats - så kallade on-site-metoder - antingen efter att jordmassorna grävts upp eller "in-situ" - behandling av den kontaminerade jorden där den ligger. Att på det sättet minimera transportbehovet av kontaminerade jordmassor kan spara stora pengar vid behandling av dessa (Mayorga, 1994; Maier, 1992).

Land farming

Land farming innebär att det avfall man vill bli av med, till exempel oljehaltigt avfall från ett raffinaderi, sprids ut på på marken inom ett område. Metoden kan även användas för förorenad jord som grävts upp vid sanering. Marken bearbetas därefter med samma metoder som används inom jordbruk, som till exempel plöjning, gödsling och vattning.

Kalk för pH-justering och något primärsubstrat för mikroorganismerna används vid behov. Ibland tillsätter man en framodlad, lämplig mikroorganismkultur. Vanligast är dock att man förlitar sig på de mikroorganismer som redan finns på plats.

Normalt kontrolleras lakvatten för att se till att föroreningarna inte sprids. Ibland läggs jorden ut på en yta som försetts med någon form av tätt skikt för att man ska kunna kontrollera lakvattenflödena (Maijer, 1992).

Land farming används i Sverige (Thomas *et al*, 1990; SNV, 1993c), även om kallt klimat begränsar metoden användbarhet (Jack *et al*, 1994). Undersökningar av land farming av oljehaltigt avfall från Statoil Petrokemi AB finns beskrivna i två rapporter från Anox AB (Persson, 1991; Persson, 1992). Internationellt finns land farming beskrivet och undersökt i en rad publikationer.

Behandling i bioreaktorer

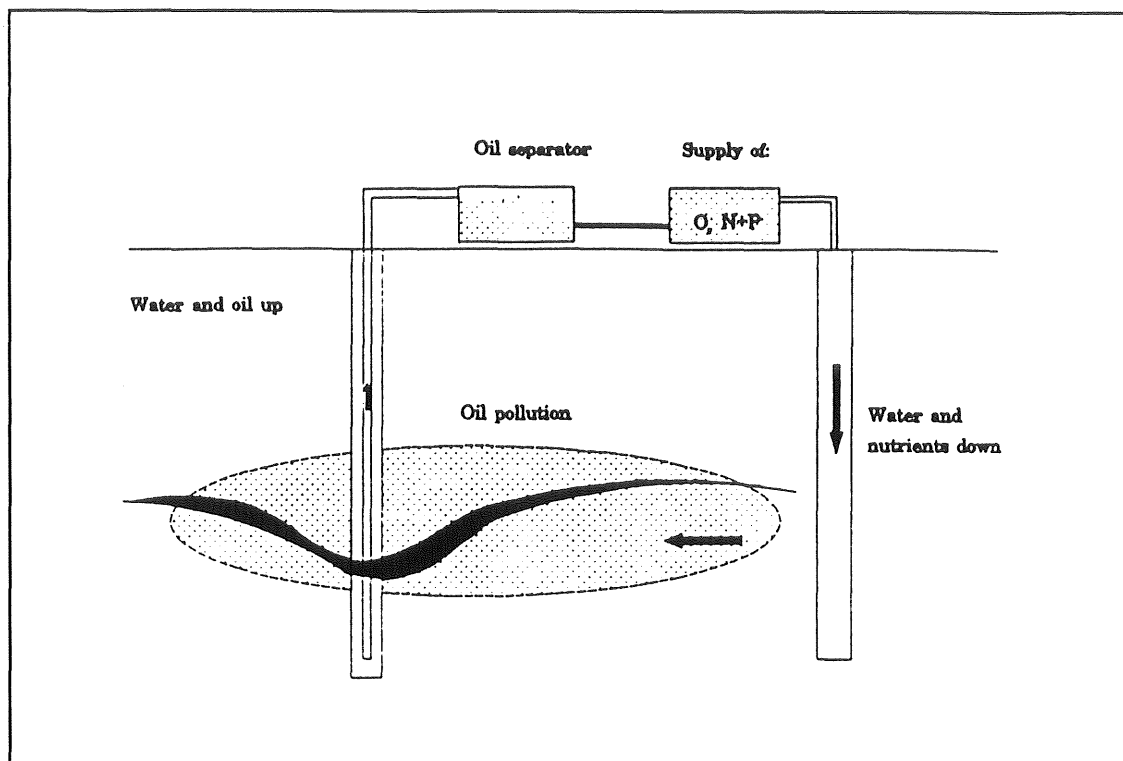
Oljehaltigt avfall kan behandlas i bioreaktorer och liknade system. Eftersom avfallet ofta innehåller fast material och sällan är helt lösligt i vatten blir det vanligen fråga om slurry-system. Metoder och processer motsvarar i mycket dem som används vid rening av kommunalt avloppsvatten (Pollard *et al*, 1994; VA, 1981). Svenska försök med nedbrytning av oljehaltigt avfall i bioreaktor finns beskrivna av Persson (1992).

In-situ nedbrytning

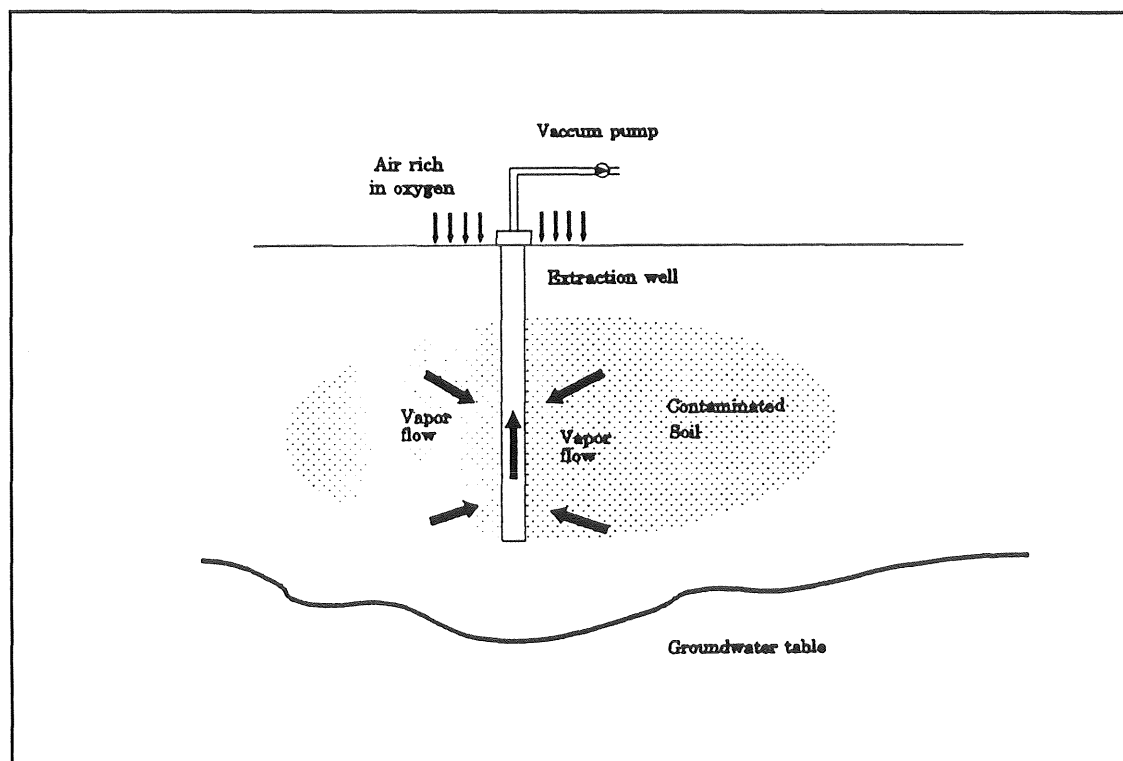
De senare åren har in-situ metoder för sanering av förorenad mark (figur 1.3) fått allt större uppmärksamhet. Orsaken är att om behandlingen lyckas har man sparat in de vanligen stora summor som annars skulle gått till uppgrävning, markåterställning och transport av den förorenade jorden till behandlingsplats (Meijer, 1992).

Vid in-situ behandling är avsikten i vanliga fall att stimulerara den på platsen befintliga mikroorganismfloran, som ju bör ha anpassat sig till den miljö och de föroreningar som finns just där. Mikroorganismerna stimuleras genom vattning, tillförsel av näringsämnen eller tillförsel av syre. Ofta används en kombination av dessa olika miljöförbättringar. Vanligen pumpar man upp vatten ur marken, tillför näringsämnen och eventuellt syre, varefter det uppumpade vattnet åter får infiltrera den förorenade jorden. De vanligaste näringsämnena som tillförs är kväve, fosfor och kalium. Ibland tillsätts även något primärsubstrat, så att mikroorganismerna får bättre tillväxtmöjligheter. Syre kan tillföras genom luftning av vattnet eller tillförsel av väteperoxid (Sims, 1990; Sims *et al*, 1990; Pollard *et al*, 1994).

Ibland tillsätts speciella mikroorganismer som tagits fram för den förorening som finns på platsen. De kan vara mikroorganismkulturer som tagits från platsen och förökats under gynnsamma betingelser, organismer som framodlats från stammar tagna från något annat förorenat område eller andra "specialorganismer". Vissa försök har gjorts att odla



Figur 1.3 In situ-behandling av förorenad mark, principskiss. Fri olja avlägsnas samtidigt som biologisk aktivitet stimuleras genom tillförsel av näringsämnen och syre (bild från Sparrevik, 1992).



Figur 1.4 Bioventing, principskiss. Flyktiga kolväten avlägsnas. Biologisk aktivitet stimuleras genom luftningen (bild från Sparrevik, 1992).

fram ”superbugs”, som ska klara nästan viken förorening som helst. Problemet med framodlade organismer är dock att de sällan klarar sig bra när de förs från sin optimala och skyddade odlingsmiljö till konkurrensen i den bistra verkligheten. Därför är stimulering av befintlig mikroorganismflora den vanligaste metoden (Delbanc, 1991; Meijer, 1992).

Ett tekniskt problem vid in-situ behandling är svårigheten att få vatten, tillförda näringsämnen och syre att fördela sig jämt i marken. Man måste noga tänka igenom de metoder som används så att det man tillför verkligen sprider sig i den förorenade marken och inte omedelbart pumpas upp igen. Ett annat problem är att föroreningarna nästan alltid är ojämt fördelade. Jord och mark är också inhomogena miljöer som erbjuder mycket olika livsbetingelser för mikroorganismer även över små avstånd. Sådana parametrar, liksom problem med låg temperatur och därmed följande låg biologisk aktivitet, är svåra att ha kontroll över från markytan. In-situ behandlingar tar ofta lång tid, och de långsiktiga effekterna av dessa metoder är ofullständigt kända (Sims, 1990; Sims *et al*, 1990; Pollard *et al*, 1994).

Om det uppumpade vattnet innehåller höga halter av någon förorening kan man passa på att behandla det innan det återförs, så kallad ”pump-and-treat”. Man kan sätta in en oljeavskiljare, en bioreaktor eller någon fysikalisk metod. Om föroreningen finns i grundvattenzonen är det vanligt att man endast behandlar det förorenade vattnet ovan jord (Mayorga, 1994; Majer, 1992).

”Bioventing” kan användas om föroreningarna finns i den del av jorden som inte är vattenmättad och innebär att man med en vacuum pump ventilerar jorden, så ny luft kommer in (figur 1.4. Genom det ökande luftflödet stimuleras nedbrytningen av kolväten. Om föroreningarna är lättflyktiga, till exempel något lösningsmedel, kan man ventilerar bort dem ur jorden och avskilja dem ur den utsugna luftmängden. Eventuell tillförsel av näringsämnen måste i detta fall ske med ett separat system (Sparrevik 1992, Helldén, 1993).

För att vara framgångsrik vid in-situ behandling av förorenad jord är det i allmänhet nödvändigt att använda flera olika sammanlänkade metoder, ett så kallat ”treatment train”, och inte stirra sig blind på en enda metod som man hoppas ska lösa alla problem. De metoder man länkar samman kan vara både fysikaliska och biologiska, till exempel kan man pumpa bort fria föroreningar innan man startar biologisk behandling (Pollard *et al*, 1994; Mejer, 1992).

Kompostering

Kompostering nämns sporadiskt som metod för behandling av MFA (Mejer, 1992; Golueke *et al*, 1989; Ryan *et al*, 1989; Bartha *et al*, 1984; Suler, 1979), men är sällan rapporterad utförligt. Några mer beskrivande rapporter finns om kompostering av sprängämnen, som utförts av US Army (Williams *et al*, 1990; Ziegenfuss *et al*, 1991). Kompostering av kreosotkontaminerat material finns beskrivet i två svenska rapporter (Seman, 1990; Seman *et al*, 1991). Det finns också några beskrivningar om kompostering av oljeavfall (**bilaga III**).

När kompostering används som alternativ till land farming har det huvudsakligen två skäl: kompostering använder mindre yta och man har större möjligheter till kontroll över gasavgång och utlakning (Ryan *et al*, 1988). De högre temperaturer man i allmänhet uppnår vid kompostering inverkar vanligen positivt på nedbrytningshastigheten.

Kompostering av miljöfarligt avfall skiljer sig inte principiellt från kompostering i allmänhet (se avsnitt 1.2).

1.1.11 Kompostering av oljehaltigt avfall - en möjlighet?

Kompostering av oljehaltigt material är en biologisk metod, med lägre fasta kostnader än förbränning och behandling i bioreaktor, samt mindre ytåtgång än till exempel land farming. Allmänt kan man via kompostering bryta ned en lång rad olika organiska föreningar, och metoden skulle därför kunna fungera för sådana komplexa blandningar av kolväten, som oljeföreningar vanligen utgör. Vid biologisk behandling av MFA är co-oxidation många gånger en viktig reduktionsmekanism (Spain *et al*, 1991). Att kompostering bygger på att många olika sorters mikroorganismer är närvarande samtidigt talar därför för kompostering som behandlingsmetod.

Om det är möjligt att genomföra komposteringen på ett tillräckligt enkelt sätt skulle metoden kunna användas lokalt, och därigenom minska behovet av avfallstransporter. För att metoden ska vara allmänt användbar krävs att tillsatsmaterial är någorlunda billiga och enkelt tillgängliga. I de försök jag redovisar här användes bark som strukturmaterial och hästgödsel med den dubbla funktionen av näringstillsats och "starttillsats" (Carlsson, 1992) av mikroorganismer.

Kompostering av oljehaltigt material finns tidigare beskrivet av bland andra Webb (1990), Carlsson *et al* (1993), Carlsson (1992) samt Eliasson (1992). De två senare rapporterna är försök genomförda hos Reci Industri AB och som föregått mina undersökningar. Mycket kortfattad beskrivning avkompostering för omhändertagande av oljehaltigt material som samlats upp vid strandrensning i Norge efter oljeutsläpp finns hos Danielsen *et al* (1982).

I **bilaga III** finns referat av några rapporter från tidigare försök med kompostering av oljehaltigt avfall och likartat MFA.

1.2 Kompostering

1.2.1 Kompostering - vad är det?

Det finns ingen allmängiltig definition av begreppet kompostering. I den här rapporten avser kompostering aerob nedbrytning av heterogent organiskt material i en process som kommer till stånd genom mänsklig påverkan och med en stabil slutprodukt. Några exempel på "mänsklig påverkan" är finfördelning av materialet, uppläggning i hög, omgrävning och vattning. Med "stabil slutprodukt" menas ett material som inte genomgår snabba biokemiska omvandlingar och som inte avger störande lukter om de lagras på samma sätt som matjord (Anderson *et al*, 1987; Steintiford, 1987).

Den process som avses är inte en enkel biologisk omvandling i ett eller några få steg. I stället avses resultatet av aktiviteten hos en stor, blandad population av olika organismer, främst mikroorganismer som bakterier och svampar. Denna population är inte likformig under processens gång utan stadd i ständig succesion, där en ny blandad population mikroorganismer tar över när den föregående förändrat miljön så mycket att den utgör en väl anpassad omgivning för den nya populationen (Crawford, 1985; Anderson *et al*, 1987; VAV, 1986).

Det finns inte något allmänt mått på vad färdig kompostprodukt är. Orsaken till detta är att olika utgångsmaterial ger olika komposteringsprocesser och därmed olika kompostprodukter, samt att olika användningsområden ställer olika krav på komposten (VAV, 1986).

Begreppet kompostering står därför inte för en enhetlig process. De exakta kemiska förändringarna som äger rum och vilka mikroorganismer som åstadkommer dem beror på utgångsmaterial, ursprunglig mikroorganismflora, lagringstid, behandling under processens lopp, årstid, med flera faktorer. Det går dock att göra vissa generella uttalanden om kompostering och ange allmänna riktlinjer (Crawford, 1985). Något av detta finns i detta kapitel samt i **bilaga II**, vilken handlar om mikroorganismer i komposter.

1.2.2 Varför komposterar man?

Man komposterar vanligen för att omvandla organiskt avfall till en nyttig produkt.

Jordförbättring

Om man återför organiskt material direkt till jorden kommer den mikroflora som finns i jorden visserligen bryta ned materialet, men vid nedbrytningen kommer organismerna bilda en rad metaboliter av vilka flera är fytotoxiska (skadar tillväxten hos växter). Resultatet blir att om man direkt återför organiskt material till en åker får man sämre skördeutfall jämfört med om man inte återfört materialet.

Om det organiska materialet först får genomgå en viss nedbrytning hinner andra mikroorganismer bryta ned de fytotoxiska metaboliterna. Kompostering är ett sätt att accelerera denna process. När färdig kompost förs till en åker gynnas de grödor man odlar, dels genom näringstillförseln, men framför allt genom att man får en förbättrad jordstruktur med bättre luftning och bättre vattenhållande förmåga.

Andra mekanismer som gör det mer fördelaktigt att gödsla med kompost än att direkt tillföra onedbrutet material är att man undviker kvävekonkurrens mellan plantornas rötter och de mikroorganismer som svarar för nedbrytningen. Man undviker också snabba pH-förändringar i jorden (de Bertoldi *et al*, 1983; VAV, 1984).

Andra mål för kompostering

Det finns även andra mål för kompostering än jordförbättring. En orsak kan vara att man vill minska volymen av något material som sedan ska deponeras. Internationellt är detta en inte helt ovanlig metod för hantering av organiskt industriavfall från livsmedels- och textilindustri. Man kan också vilja producera det speciella växtsubstrat som används vid kommersiell champinjonodling. Det senare har gett upphov till en omfattande komposteringsforskning (Anderson *et al*, 1987). Vid kompostering av gödsel, latrin, avloppsslam och sopor är avdödning av patogena (sjukdomsalstande) mikroorganismer ett mycket viktigt mål. Det uppnås genom att komposten håller hög temperatur under tillräckligt lång tid. Patogena mikroorganismer är nästan alltid känsliga för förhöjd temperatur, eftersom de anpassats till att leva i värddjuren vid deras kroppstemperatur (Crawford, 1985).

1.2.3 Metoder för kompostering

Komposteringsmetoder delar sig i två huvudgrupper: öppna system och slutna reaktor-komposteringsystem.

Öppna komposteringsystem

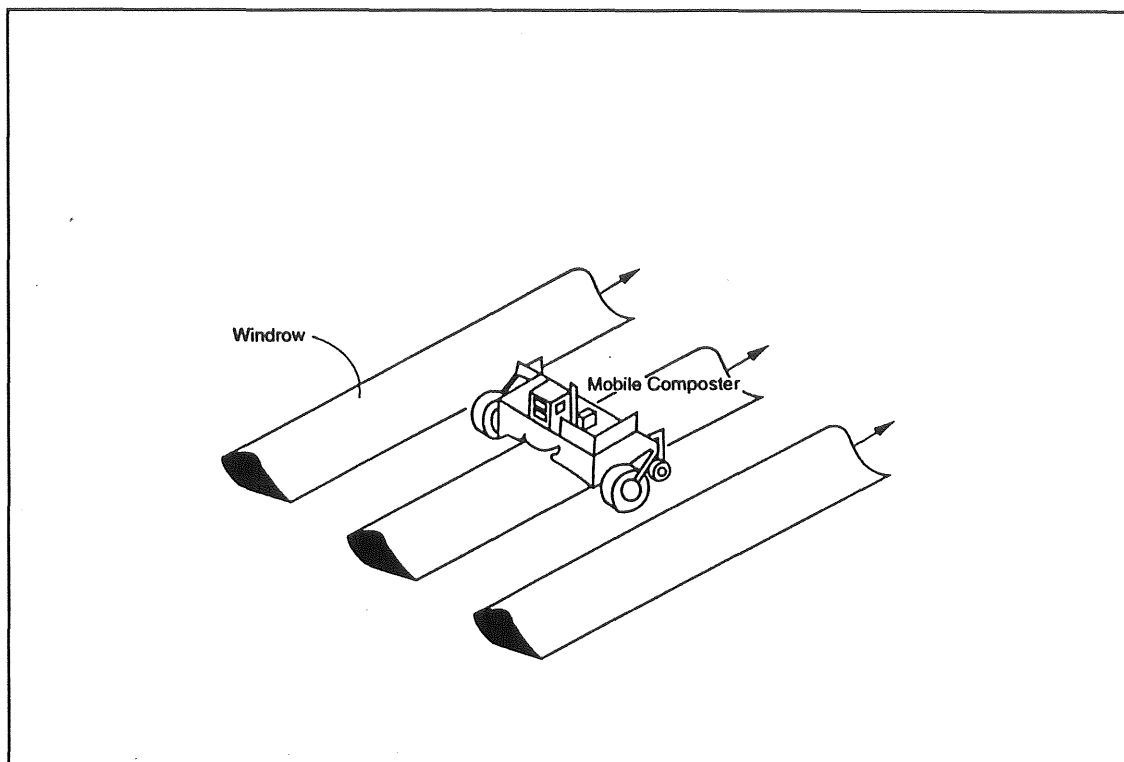
De öppna komposteringsystemen är de mer traditionella. Vanligen lägger man upp materialet i strängar och med jämna mellanrum grävs komposten om för att ge omblandning och luftning. Strängarna som läggs upp är vanligen 2-4 meter breda vid basen och 1-2 meter höga, naturligtvis med många avvikelser och variationer beroende på tillämpning (figur 1.5).

I vissa fall sker tvångsmässig luftning via kanaler i botten på strängkomposten. Luftning sker normalt i intervall, eftersom kontinuerlig tvångsmässig luftning kan medföra att komposten blir för varm. Luftningen kan ske genom inblåsning, genomsugning eller omväxlande blås/sug. Att suga luften genom komposten ger fördelen att man enkelt kan ta hand om frånluften och minimera luktproblem från komposteringen. Genomblåsning av luft ger en jämnare temperatur i komposten och det blir lättare att kontrollera både temperatur och fuktighet. Omväxlande blås/sug kan i viss mån kombinera dessa fördelar. För att kontrollera luktproblem om man inte använder tvångsmässig luftning kan man lägga mogen kompost i ett lager över kompoststrängen (Anderson *et al*, 1987; VAV, 1984; de Bertoldi *et al*, 1983).

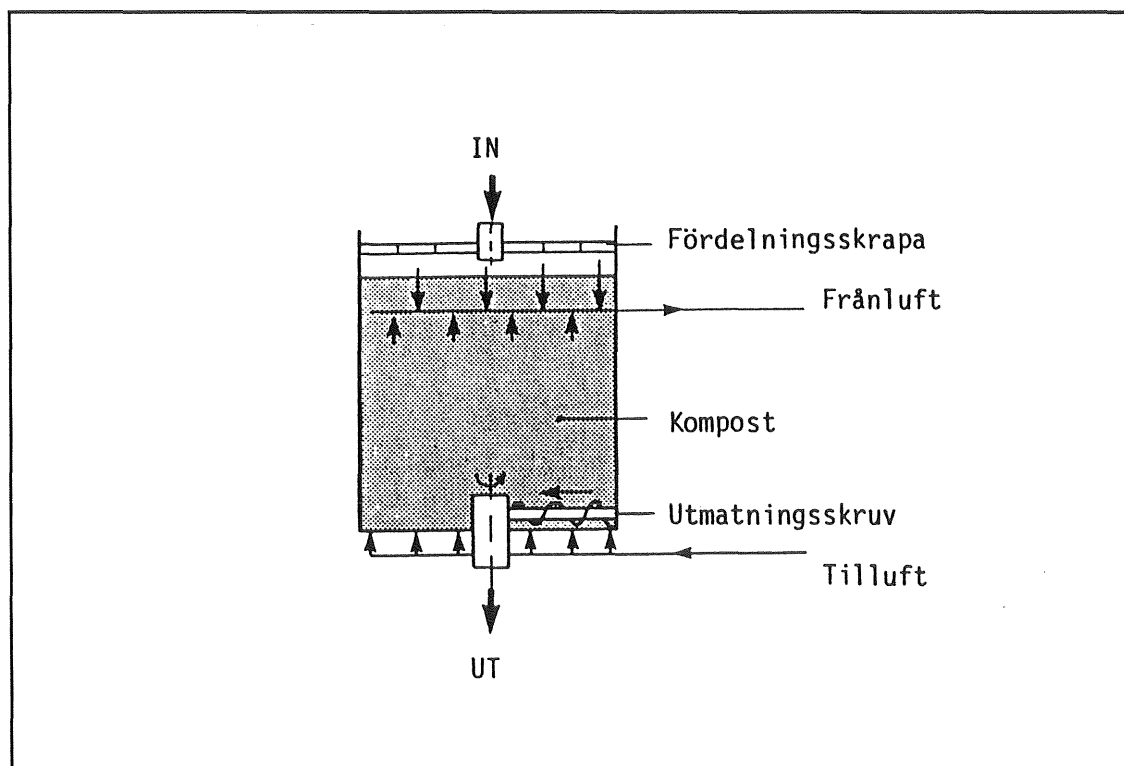
En utveckling av de traditionella öppna komposterna är det så kallade "static pile"-systemet. Då har man i kompostmassan lagt in perforerade rör i ett matrissystem. Luftning sker genom dessa rör och ingen omgrävning sker (Stentiford, 1987; Anderson *et al*, 1987).

Slutna komposteringsystem

I ett slutet komposteringsystem sker hela processen innuti en reaktor. Reaktorerna kan arbeta satsvis eller kontinuerligt. Att kompostera i reaktor har fördelen att man lättare kan kontrollera tillförsel av näringsämnen och luft, samt enkelt kan samla upp frångaser och lakvatten. Man kan också isolera reaktorn. Den biologiska aktiviteten blir mycket hög vid lyckad reaktorkompostering, och processen går därför fortare än vid öppen kompostering. Nackdelar är att det kan vara svårt att få jämna förhållanden i reaktorn och att miljön i reaktorn ofta sliter hårt på det tekniska systemet. Reaktorkompostering innebär normalt en större fast kostnad än öppen kompostering. Det finns en lång rad olika tekniska utformningar av komposteringsreaktorer (Anderson *et al*, 1987; VAV, 1986).



Figur 1.5 Exempel på öppen kompostering. Komposten ligger i strängar. Maskinen gräver om komposten (bild från Meijer, 1992).



Figur 1.6 Exempel på sluten kompostering. Schematisk skiss av cylindrisk kompostreaktor (bild från VAV, 1986).

1.2.4 Faktorer som påverkar komposteringsprocessen

Många olika faktorer påverkar ett komposteringsförlopp. Därför har med tiden många olika processutformningar utvecklats i försök att optimera den komposteringsprocess man vill åstadkomma. Vid teknisk utformning av komposteringsystem och optimering av fysikaliska faktorer för komposteringsförloppet är det viktigt att komma ihåg att kompostering är en biologisk process och att komposten utgör ett föränderligt ekosystem. Därför finns det alltid ett "tak" för kompostens "prestanda". Sådant som metabolisk aktivitet och populationstillväxt begränsas även under maximalt gynnsamma förhållanden av genetiska faktorer hos organismerna. Även om miljöfaktorerna optimeras genom förbättringar av den teknik som används kommer dessa begränsningar att bestå (Bertoldi *et al*, 1983; Golueke *et al*, 1990).

De faktorer man brukar försöka mäta och styra vid kompostering är sådana som medeltemperatur och temperaturfördelning i komposten, syretillgång, fuktighet och kol/kväveförhållande (VAV, 1984). En översikt över sådana parametrar och deras inverkan på komposteringsförloppet finns i ett mikrobiologiskt perspektiv i **bilaga II**.

Bakterier och svampar är de sorters organismer som är viktigast för komposteringsprocesser. Även om andra mikroorganismer som protozoer (och även en del makroorganismer som maskar) kan spela in, är det normalt bakterier och svampar som står för merparten av omvandlingen av organiskt material vid kompostering (Golueke, 1992; VAV, 1986). Bakterier och svampar är också de grupper av mikroorganismer som är de huvudsakliga nedbrytarna av petroleumprodukter i jord (Bossert *et al*, 1984).

1.3 Mikrobiell metabolism av olja

1.3.1 Vad är olja?

Detta avsnitt bygger där inget annat anges på Atlas *et al* (1973).

Mineralolja är en extremt komplex blandning av olika ämnen, och ingen råolja har blivit fullständigt kemiskt bestämd. Sammansättning och egenskaper hos olja varierar beroende på varifrån den kommer. Råolja kan variera i färg från gulbrun till svart, viskositeten kan vara allt från vattenliknade till fast, och densiteten brukar ha värden mellan 0,7 och 1 kg/l. Den kemiska komplexiteten hos råolja är mycket stor. Så är även fallet hos olika processrester som man kan vilja behandla biologiskt. Det rör sig vanligen om blandning av tusentals olika ämnen (Pollard *et al*, 1994).

Merparten av de ämnen som kan identifieras i råolja är olika sorters kolväten, men där finns också föreningar som innehåller olika heteroatomer som svavel, kväve och syre (figur 1.7).

De syreinhållande föreningarna är ofta olika syror, men även fenoler förekommer. Exempel på svavelföreningar är alkylthioler och cykloalkylthioler. Kväveföreningar som förekommer är till exempel pyridiner, indoler och porfyriner. Porphyriner kan chelatbindas till metaller. Nikel och vanadin är de metaller som är vanligast förekommande i råolja.

De kolväten som finns i råolja kan grupperas efter kemisk struktur. De huvudsakliga klasser av kolväten man hittar i råolja är rakkedjiga alkaner (n-alkaner, n-paraffiner), grenade alkaner, cykloalkaner samt aromater. För ett givet antal kolatomer är n-alkanerna vanligast. Grenade alkaner förekommer sedan i minskande omfattning med ökande antal grenar och med ökande avstånd från änden till greningspunkten. Cykloalkanerna (även kallade cykloparaffiner eller naftener) innehåller oftast en cyklopentan- eller cyklohexanring. Ringarna kan ha sidokedjor, ibland långa, och det förekommer både bi- och polycykliska naftener. Aromater, som vanligen utgör en mindre andel av oljan än alkaner och cykloalkaner, förekommer både som enkla ringar och som polyaromatiska föreningar. Aromatringarna kan vara substituerade på olika sätt, och det förekommer strukturer där en ring är aromatisk och den andra en cykloalkan.

Råolja fraktioneras efter kokpunkt. Två olika exempel på hur sådan fraktioner kan benämnas, ungefärliga kokpunkter och ungefärliga sammansättningar finns i tabell 1.1. Det finns många subklasser som inte tagits med i dessa exempel, och också flera andra benämningar på samma eller liknande fraktioner.

Med ökande kokpunkt för fraktionerna förändras innehållet så att den procentuella andelen av alkaner, grenade alkaner och monocykliska alkaner minskar medan andelen av de polycykliska alkanerna och polyaromaterna ökar.

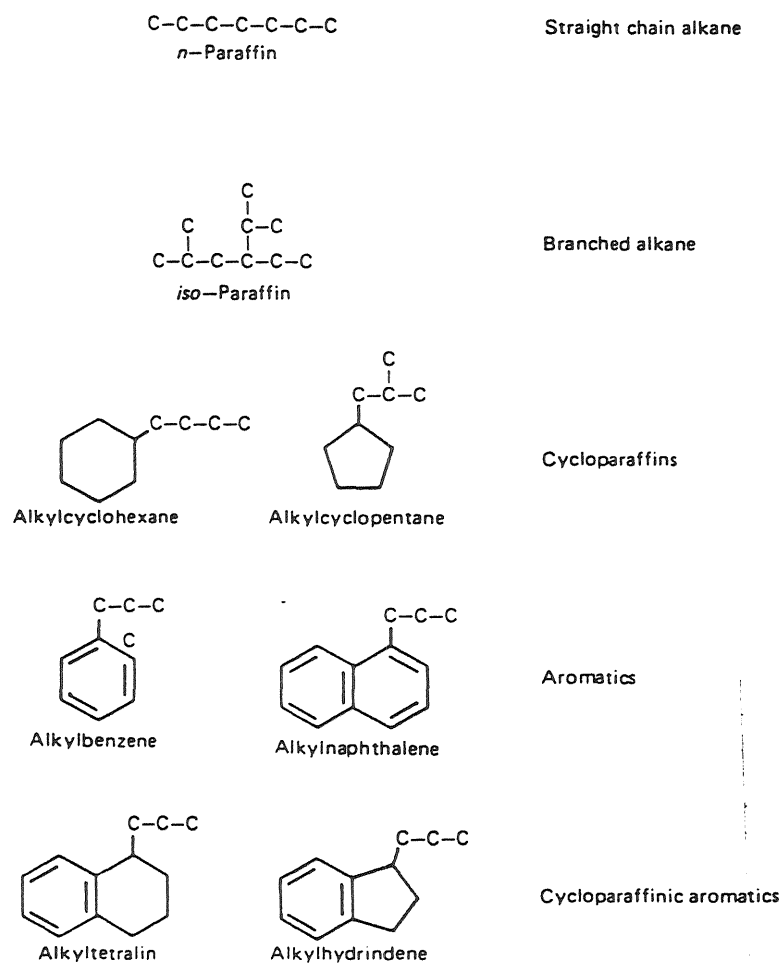


Fig. 1. Types of hydrocarbons found in petroleum.

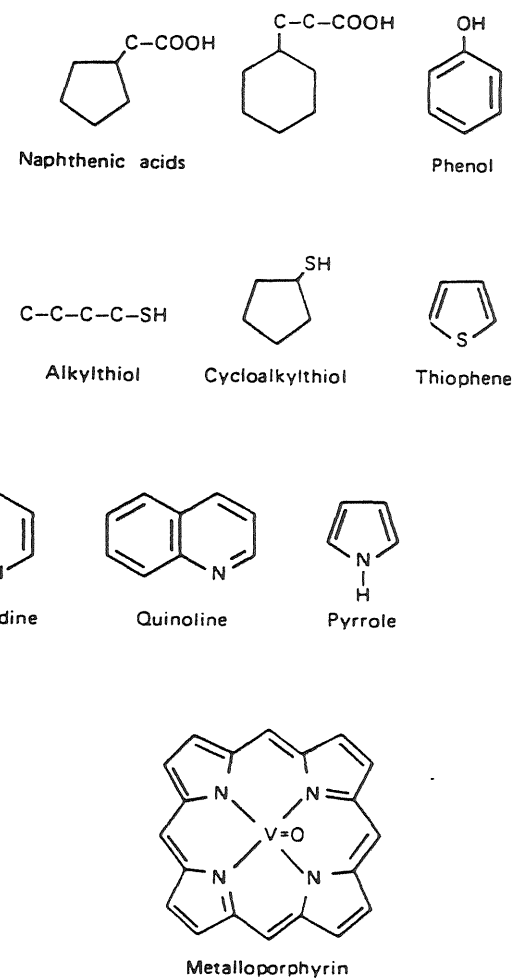


Fig. 2. Types of nonhydrocarbon components found in petroleum.

Tabell 1.1 Exempel på olika fraktionering av petroleum med benämningar.

Enligt RM Atlas <i>et al</i> (1973):		Enligt Lindstromberg <i>et al</i> (1982):		
Benämning	Kokpunktsintervall	Benämning	Kokpunktsintervall	Ungefärlig molekylstorlek (antal kolatomer)
petroleumeter	20-60°C	gas	0-30°C	C ₁ - C ₄
nafta	40-120°C	bensin	69-150°C	C ₆ - C ₉
bensin	40-205°C	fotogen	175-300°C	C ₁₀ - C ₁₆
kerosen	175-325°C	brännolja	över 300°C	C ₁₆ - C ₁₈
gasolja	över 275°C	paraffiner	--	C ₂₁ - C ₄₀
smörjolja	vacuumdestileras	asfalt, rest	--	--
asfalt, restolja	--			

1.3.2 Nedbrytbarhet hos komponenter i olja

Åtskilliga stammar av mikroorganismer har rapporterats kunna bryta ned olika kolvätekomponenter. Ibland kan mikroorganismerna utnyttja ett kolväte för sitt behov av energi och kol för sin tillväxt, i andra fall sker nedbrytningen via co-metabolism, dvs att en viss mikroorganism inte kan leva på enbart kolvätet i fråga men kan bryta ner det om mikroorganismen har tillgång till en annan energikälla (Bossert *et al*, 1984; Atlas *et al*, 1973; Delbanc, 1991)

Vad bryts ner lättast?

Olika kolväten är olika svåra att bryta ned. Kerstin Fredricks (1966) rapporterade efter studier med bakteriekulturer som fått växa på olika vätskeformiga kolväten följande principiella gruppering (ökande klass innebär avtagande mikrobiologisk nedbrytbarhet):

- Klass 1: n-paraffiner (C₈-C₁₈)
- Klass 2: grenade alkaner
- Klass 3: n-paraffiner (C₅-C₈)
- Klass 4: cykliska kolväten

Olika nedbrytbarhet för olika kolväten beror på en rad faktorer, till exempel membranlösande förmåga, andra toxiska egenskaper hos föreningen, biotillgänglighet och reaktionsväg vid nedbrytningen.

Bossert och Bartha (1984) menar att som generalisering är n-alkaner, n-alkyl-aromater och aromatiska föreningar i intervallet C₁₀-C₂₂ de som är minst toxiska och mest bionedbrytbara. Motsvarande föreningar i intervallet C₅-C₉ har relativt hög toxicitet på grund av deras cellmembranlösande förmåga. Dessa föreningar är bionedbrytbara av vissa mikroorganismer i låga koncentrationer, men i miljösammanhang reduceras de snarare genom att de avgår i gasform än att de bryts ned biologiskt. Gasformiga n-alkaner, C₁-C₄, kan brytas ned biologiskt av en liten grupp högspecialiserade organismer.

n-Alkaner, aromatiska och alkylaromatiska föreningar större än C₂₂ är normalt inte så toxiska, men deras låga vattenlöslighet och det faktum att de vid normala temperaturer vanligen befinner sig i fast fas gör dem svårtillgängliga för mikroorganismerna. Grenade alkaner och cykloalkaner i intervallet C₁₀-C₂₂ uppvisar lägre bionedbrytbarhet än de analoga n-alkanerna och aromaterna. Grenade kolväten har tertiära och kvartära

kolatomer vilka är svåra att bryta ned via de vanliga reaktionsvägarna.

Bionedbrytning av cykloalkaner kräver synergistiskt samarbete mellan två eller flera arter av mikroorganismer. Högkondenserade aromatiska ringsystem och högkondenserade cykloalkanringsystem är mycket motståndskraftiga mot bionedbrytning (Bossert *et al*, 1984).

Några generaliseringar

Blackburn *et al* (1993) menar att man kan göra några generella uttalanden om biologisk nedbrytning av kolväten:

- För enkla kolväten är det införandet av syre till kolvätemolekylen som är det hastighetsbegränsande steget för nedbrytningen.
- Det syre som utnyttjas är vanligen molekyllärt syre, även om det också förekommer anaerob nedbrytning av kolväten.
- Vissa mikroorganismer som kan bryta ned alifatska kolväten kan inte bryta ned aromatiska kolväten och vice versa.
- Biologisk nedbrytning av alkaner, alkener och enkla aromater (upp till fyra kopplade aromatiska ringar) verkar i princip kunna ske som fullständig nedbrytning, till enbart biomassa, vatten och koldioxid.

1.3.3 Reaktionsvägar vid mikrobiell metabolism av kolväten

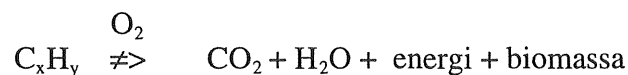
Med eller utan molekyllärt syre

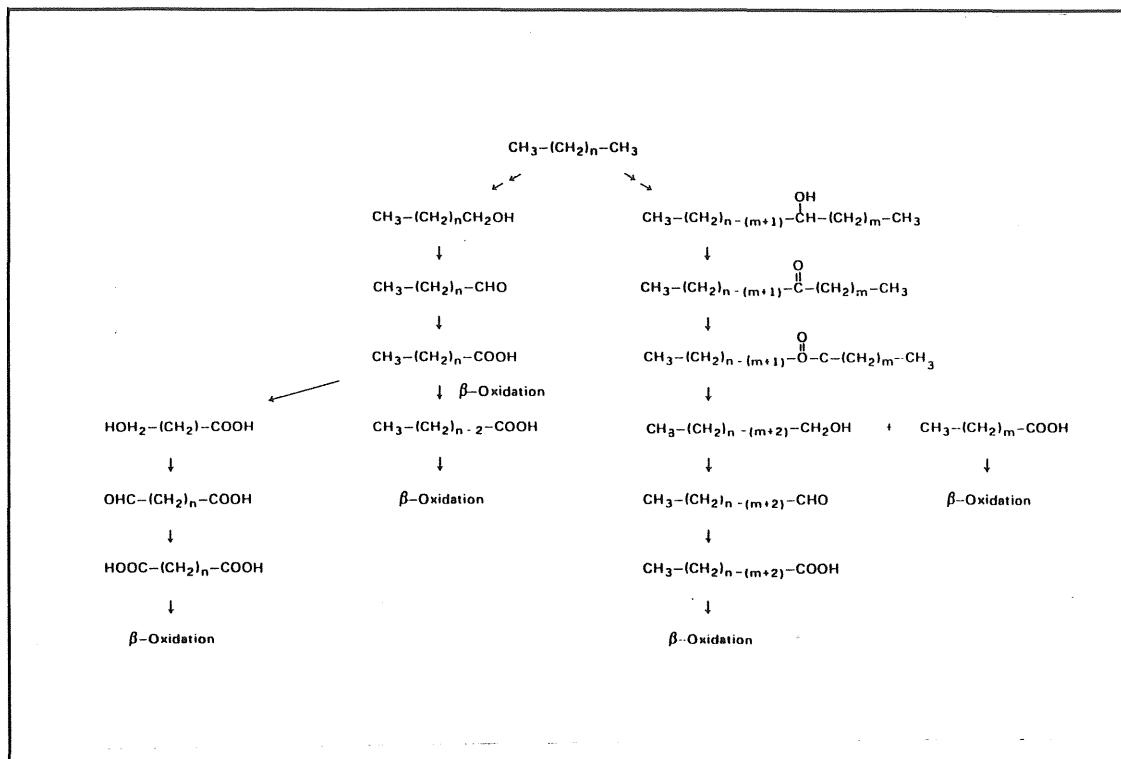
I allmänhet sker biologisk nedbrytning av kolväten under aeroba förhållanden, dvs med tillgång till molekyllärt syre som terminal elektronacceptor. Under en tid var de flesta författare överens om att mikrobiell nedbrytning av olja alltid krävde tillgång till molekyllärt syre (Singer *et al*, 1984; Bossert *et al*, 1984). De senaste åren har det dock börjat accepteras att det finns mikroorganismer som kan bryta ned kolväten anaerobt, dvs utan tillgång till molekyllärt syre (Thomas *et al*, 1989; Pollard *et al*, 1994; Bengtsson, 1994).

Vid de flesta studier av biologisk nedbrytning av kolväten har aeroba processer ansetts mest intressant. Den Gibbs fria energi som blir tillgänglig är större för aerob nedbrytning av kolväten än när andra elektronacceptorer utnyttjas. Anaerob bionedbrytning av olja är också vara mindre flexibel vid ändring av substrat och mindre tolerant mot inhibition av tungmetaller. Anaeroba processer verkar dock erbjuda fördelar för nedbrytning av klorerade kolväten (Pollard *et al*, 1994). Då det är aerob nedbrytning som eftersträvas vid kompostering kommer aeroba nedbrytningsvägar behandlas här.

Aerob nedbrytning

Ultimat innebär aeroba biologiska nedbrytningen av kolväten att de oxideras fullständigt och bildar koldioxid, vatten, energi och biomassa (Golueke *et al*, 1989):





Figur 1.8 Nedbrytning av n-alkaner (bild från Atlas *et al*, 1973).

Riktigt så enkelt är det dock inte alltid. Ibland kan metaboliter accumuleras och ibland kan metaboliterna vara reaktiva så det sker polymerisation snarare än nedbrytning, så att det bildas mycket högmolekylära föreningar eller inbindning till humus (Bossert *et al*, 1984; McFarland *et al*, 1992).

Mikrobiella nedbrytningsvägar för kolväten är inte färdigutforskade, och i viss mån spekulativa, påpekar Singer och Finnerty (1984), vilket kan förtjäna att sägas innan sådana presenteras.

n-Alkaner

Den nedbrytningsväg för n-alkaner som uppvisas av de flesta mikroorganismer går via terminal β -oxidation av fettsyror (ang. β -oxidation se Bohinsky, 1987). Alkanen oxideras till en primär alkohol, vilken oxideras vidare med hjälp av ett alkoholdehydrogenas till den koresponderande aldehyden. Aldehyden oxideras i sin tur med hjälp av ett aldehyddehydrogenas till fettsyran med motsvarande kolkedjelängd.

Fettsyran oxideras sedan via β -oxidation, vilket innebär att den kortas med två kolatomer i taget, tills acetat återstår av alkaner med jämt antal kolatomer och propionat för dem med udda antal kolatomer. Två-kol-segmenten, både det slutligt bildade och de som bildas vid avkortningen oxideras sedan i citronsyracykeln. Citronsyracykeln är den centrala biokemiska omvandlingsprocess som hos nästan alla organismer länkar samman det metaboliska kolföldet mellan de olika huvudklasserna av biomolekyler och utgör huvudkälla för metabolisk energi (Bohinsky, 1987; Atlas *et al*, 1973; Singer *et al*, 1984; Meijer, 1992; Sparrevik, 1992).

Alkanen kan angripas diterminalt, och oxideras från båda ändarna samtidigt, vilket ger upphov till en dikarboxylsyra. Vissa mikroorganismer angriper alkanerna subterminalt, mitt på kolkedjan, vilket i första skedet ger en sekundär alkohol vilken oxideras vidare till motsvarande keton. Ketonen omvandlas till en ester, som klyvs, varefter vanlig β -oxidation följer. Många svampar verkar angripa alkaner subterminalt. Vad gäller bakterier verkar subterminal attack huvudsakligen förekomma vid co-oxidation, möjligen som resultat av enzymerna är ospecifika i initialsteget av alkanoxidationen (Atlas *et al*, 1973; Singer *et al*, 1984).

Grenade alkaner

Reaktionsvägar för grenade alkaner har studerats mindre än vad gäller n-alkaner. I huvudsak verkar det dock som om de grenade alkanerna bryts ned via samma mekanism som n-alkanerna: grenarna kortas successivt med segment om två kolatomer så långt det går.

Grenade alkaner är biologiskt mer svårnedbrytbara än n-alkaner. Detta kan bero på faktorer som högre toxicitet hos grenade alkaner, avsaknad hos cellerna av transportsystem för grenade alkaner, att grenade alkaner misslyckas med att inducera kolvätenedbrytning i cellen eller att det alkan-oxiderande systemet i cellen inte klarar av att bryta ned grenade alkaner (Singer *et al*, 1984; Atlas *et al*, 1973).

Cykliska alkaner

Cykloalkaner, som är vanligt förekommande i råolja, är mycket motståndskraftiga mot biologisk oxidation. Möjligheten att växa med någon cykloalkan som substrat är inte speciellt välspredd i den mikrobiologiska världen. En cykloalkan är mycket mer svårnedbrytbar än motsvarande n-alkan. Som orsaker till detta har man framfört cykloalkaners låga löslighet och deras potentiella toxicitet (Perry, 1984).

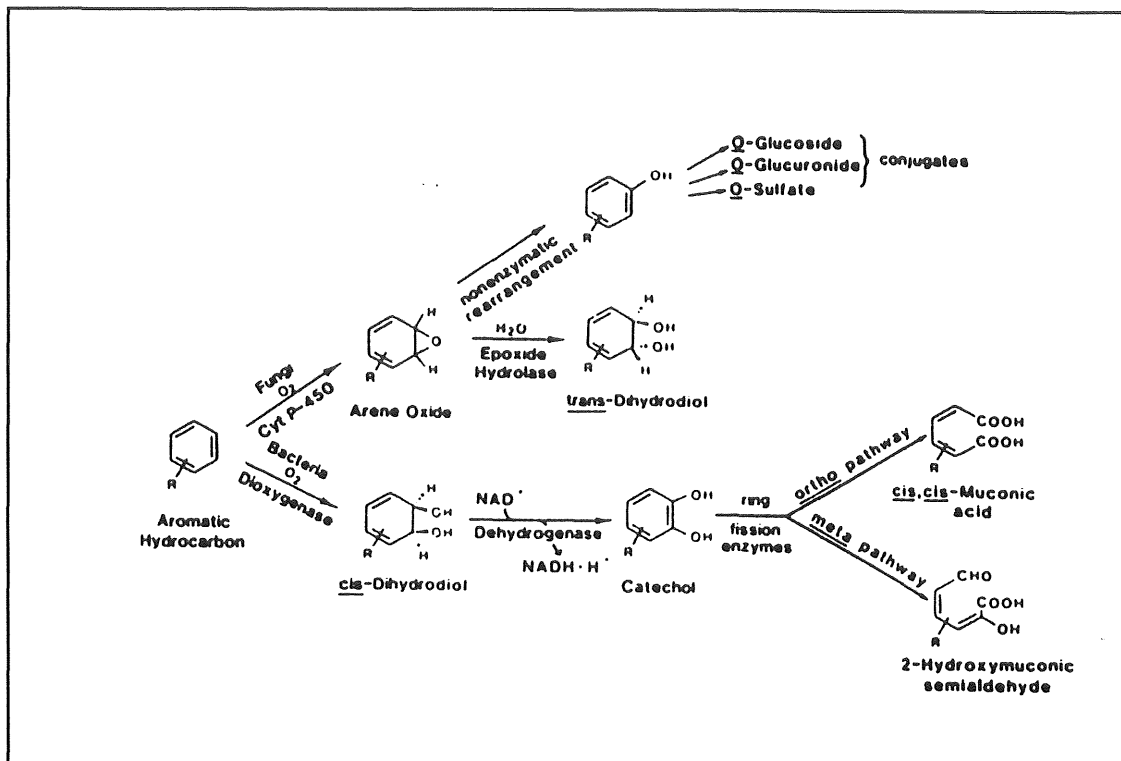
Vad gäller alkylsubstituerade cykloalkaner kan sidokedjan brytas ned med β -oxidation, på samma sätt som för en n-alkan. En del mikroorganismer verkar kunna bryta ned cykloalkaner genom att klyva ringen. Som första steg substitueras vanligen syre in till cykloalkanen (Perry, 1984; Atlas *et al*, 1973).

När man studerar nedbrytningsvägar gör man det ofta med rena organismkulturer och med bara ett närvarande substrat. Vissa studier med blandade kulturer tyder på att cykliska alkaner trots allt skulle kunna brytas ned förhållandevis snabbt i naturen av blandade mikrobiella populationer via co-oxidation och commensalism (Perry, 1984).

Aromatiska föreningar

Till skillnad mot cykloalkanerna finns det en rad bakterier och svampar som kan metabolisera både enkla bensenringar och olika polyaromatiska kolväten (PAH). Dock verkar det som att PAH med mer än tre kondenserade bensenringar inte kan tjäna som substrat för mikrobiell tillväxt, utan bara omformas via co-metabolism. PAH med låg molekylvikt bryts ned relativt lätt, medan PAH med högre molekylvikt är betydligt mer motståndskraftiga (Mayorga, 1994; Atlas *et al*, 1973).

Den initiala oxidativa attacken sker olika för bakterier och svampar. Bakterier använder ett dioxigenas för att addera två syreatomer till den aromatiska ringen, så att en diol bildas. Svampar använder mono-oxygenas och adderar en syreatom till ringen, så att en epoxid bildas. Svamparnas metabolism liknar den som finns hos däggdjur, vilka via mono-oxygenaset cytokrom P-450 bildar epoxider av aromater. I samtliga fall verkar det som att molekylärt syre måste finnas närvarande för att den initiala reaktionen ska ske. Nästa steg i oxidationen kan vara att ringen klyvs mellan de två OH-grupperna,



Figur 1.9 Nedbrytningsvägar vid metabolisk oxidation av PAH hos eukaryota respektive prokaryota celler (bild från Cerniglia, 1984b).

under bildning av en dikarboxylsyra (Cerniglia, 1984; Mayorga, 1994). Alkylgrupper substituerade till aromater kan brytas ned via β -oxidation, på samma sätt som när det gäller cykloalkaner (Atlas *et al*, 1973).

Asfalt-komponenter

Det finns flera rapporter om mikrobiell nedbrytning av asfalt, både under aeroba och anaeroba förhållanden. Svavelinnehållande föreningar i petroleum kan till exempel brytas ned anaerobt. Reaktionsvägarna är dock relativt outforskade (RM Atlas *et al*, 1973). RW Traxler (1962) rapporterar nedbrytning av asfalt under både aeroba och anaeroba förhållanden av olika sorters *Pseudomonas*-bakterier. Jack *et al* (1994) konstaterar nedbrytning av tunga oljekomponenter i en studie med aeroba förhållanden.

Asfalt är dock huvudsakligen motståndskraftigt mot biologisk nedbrytning, och nedbrytningen går oftast mycket långsamt (Pollard *et al*, 1994).

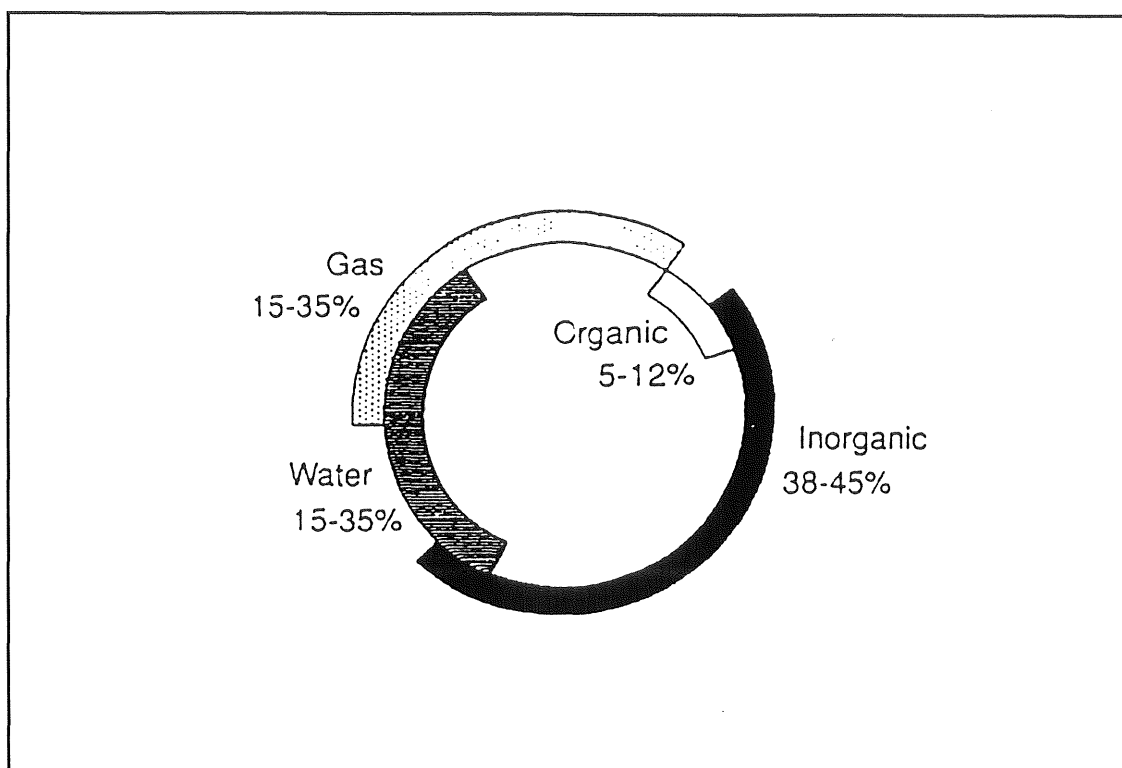
1.3.4 Kompost och jord som miljö för mikrobiell nedbrytning av olja

Kompost som miljö för bionedbrytning av olja finns inte beskrivet i någon större utsträckning. Det finns desto mer om oljenedbrytning i jord, eftersom land farming varit en länge utnyttjad metod för oljeavfall från bland annat raffinaderier (Loehr *et al*, 1992; Litchfield, 1991; Bartha *et al*, 1984). Många generella slutsatser utifrån jord torde dock även gälla för kompost, eftersom 'jord' är ett så extremt vidsträckt begrepp. Kompost kan tolkas som jord med ett ovanligt högt innehåll av organiskt material. Helldén (1994) väljer i sin översiktsrapport att betrakta landfarming som en form av kompostering.

Jord är ett komplext system

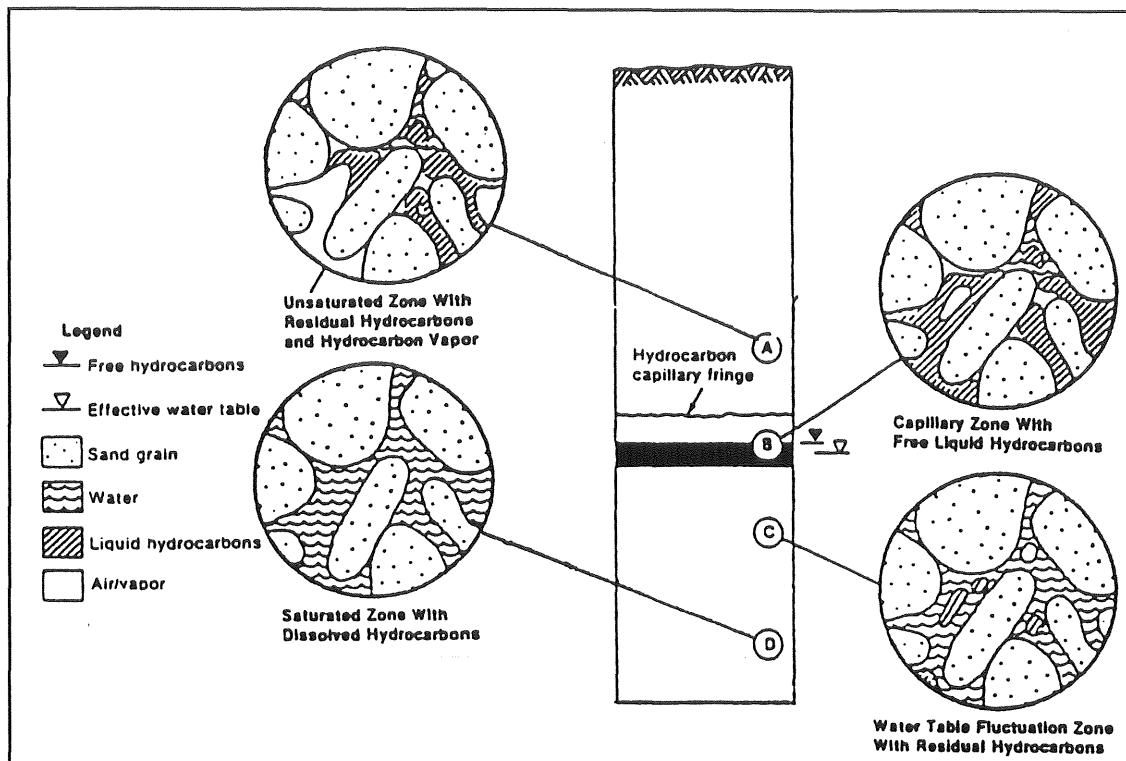
Jord är ett av de mer komplexa systemen i biosfären. Jord som miljö karaktäriseras av en intim sammanvävning av fast fas, vätskefas och gasfas, ett stort intervall av partikelstorlek samt en otrolig komplexitet i kemisk sammansättning. Jord är, med undantag av extremer som till exempel öken, permafrostområden och saltjordar, den sorts mikrobilla habitat som är rikast både vad gäller totalt antal mikroorganismer och diversitet (Bossert *et al*, 1984).

Ett sätt att betrakta jord är att se den som bestående av fyra faser: gas, vatten, oorganisk fast fas och organisk fast fas. Gaser och vatten - som finns i porutrymmet i jorden - upptar tillsammans ca 50% av en "typisk" yttjord. Den oorganiska fasta fasen i jord består av mineraler, och förekommer som sand och lerpartiklar. Den organiska fasta fasen utgörs till huvuddelen av humus, den relativt stabila organiska delen av jord som är återstoden efter nedbrytning av dött växt- och djurmateriell. Det fasta materialet kan ha stor specifik yta, som ofta är laddad. Sådana ytor på det fasta materialet kan vara mycket reaktiva (Sims *et al*, 1990).



Figur 1.10 Volymetrisk sammansättning av jord, typexempel (bild från Sims *et al*, 1990).

Jord kan i ett annat perspektiv betraktas som partiklar, med en vid spridning i partikelstorlek, vilka håller mer eller mindre vatten. I mark delas jorden i vertikalled i två zoner, den (vatten-) omättade, övre zonen, och den mättade. Den omättade zonen sträcker sig från markytan till grundvattennivån. Här finns i porerna mellan partiklarna i jorden både luft och vatten. Den mättade zonen går från grundvattensytan ner till berggrunden. I denna zon är allt porutrymme vattenfyllt (Sparrevik, 1992). Porstorlek, porcontinuitet och proportionen av porutrymme som är fyllt med gas respektive vatten är exempel på faktorer som påverkar hur mobila ämnen i jorden är (Sims *et al*, 1990).



Figur 1.11 Översikt över vattenomättad och mättad zon i mark som förorenats av kolväten (bild från API, 1989)

Olja i jord

Olja i jord är ett multi-fas system, som inte alltid är lätt att beskriva. Oljan kan förekomma i gasfas i porerna i jorden, som fri olja i porerna, löst i vatten i porerna i jorden, eller löst i vatten i mikroporer i partiklar. Olja kan också adsorbera till ytan på det fasta materialet. En rad jämvikter blir härvid inblandade. Eftersom olja är en blandning av olika enskilda komponenter, påverka de varandras fysikaliska egenskaper (som till exempel löslighet) beroende på vilka andra komponenter som förekommer (Pollard *et al*, 1994).

Olja kan lämna jorden genom förångning, utlakning och andra abiotiska faktorer. Hur mycket som försvinner genom förångning beror på faktorer som vilket ämne det är frågan om, jordtyp och temperatur. I allmänhet är det endast små mängder olja som utlakas ur jord, men också utlakning beror på miljöfaktorer och vilka ämnen det är frågan om. Även om den mängd som utlakas endast utgör en liten del av den totala mängden, kan de i lakvattnet uppkomna kolvätehalterna motivera att vattnet omhändertas (Bossert *et al*, 1984; Sims *et al*, 1990).

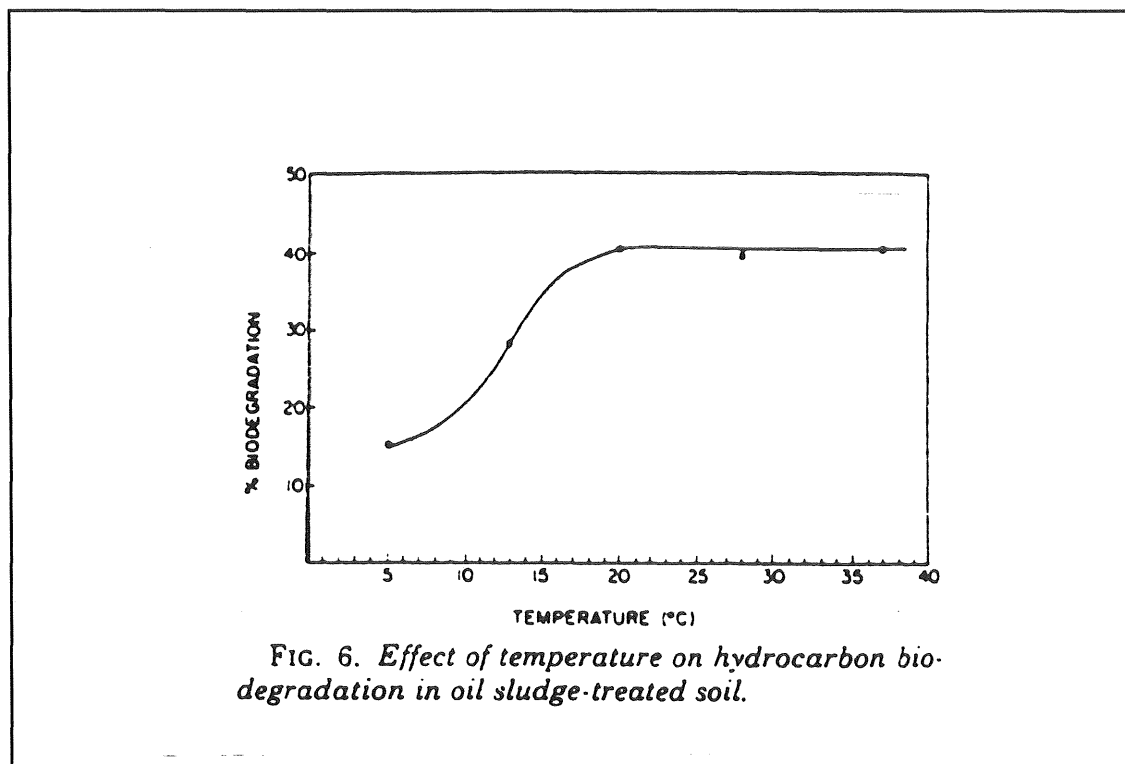
1.3.5 Parametrar och begränsningar vid biologisk nedbrytning av olja i jord

Bakterier och svampar är de mikroorganismer som är de huvudsakliga nedbrytarna av olja i jord (Bossert *et al*, 1984). Samma parametrar som är inblandade vid mikrobiologisk aktivitet i allmänhet återkommer naturligtvis vid bionedbrytning av olja i jord. Dessa parametrars inverkan vid kompostering i allmänhet finns beskrivna i **bilaga II**. Vissa begränsningar som tillkommer när man talar om det mer specifika fallet oljenedbrytning presenteras här.

Temperatur

Biologisk aktivitet sjunker med temperaturen, så även biologisk nedbrytning av olja. Vid 5°C är nedbrytning av olja så långsam att den i princip kan anses ha avstannat (Dibble *et al*, 1979; Dalyan *et al*, 1990). Även om man i sällsynta fall har kunnat observera biologisk oljenedbrytning vid så låga temperaturer som -1,1°C så visar en översikt av publicerade studier på maximal hastighet för den biologiska nedbrytningen av olja vid 30-40°C. Orsaken till att högre temperaturer i allmänhet inte är gynnsamma kan vara att den ökade membrantoxiciteten hos kolväten vid högre temperaturer missgynnar mikroorganismerna (Bossert *et al*, 1984). Temperaturens inverkan på nedbrytningshastigheten upp till detta intervall är inte heller helt entydig, utan kan påverkas av andra faktorer på ett sådant sätt att en lägre temperatur ibland ger högre nedbrytningshastighet än en högre (Dalyan *et al*, 1990).

Vid lägre temperaturer kan man observera en lag-fas innan nedbrytningen startar. Det verkar också vara så att det äger rum ett markant språng uppåt för nedbrytningshastigheten vid ungefär 15°C (Dibble *et al*, 1979; Carlsson *et al*, 1993).



Figur 1.12 Inverkan av temperaturen vid försök med biologisk nedbrytning av oljeslam i jord (bild från Dibble *et al*, 1979).

Vatten

Någon fuktighet, någon tillgång till vatten, är livsnödvändigt för alla mikroorganismer. Själva graden av fuktighet verkar spela något mindre roll för biologisk nedbrytning av olja. Vid alltför hög fuktighet trängs dock luften undan ur porerna i jorden, och syrebrist uppstår. En fukthalt på 50-80% av jordens vattenhållande förmåga brukar anses lämplig (Bossert *et al*, 1984; Dibble *et al*, 1979).

Näring

Vid nedbrytning av olja i jord brukar tillförsel av kväve och fosfor vara gynnsamt (Bossert *et al*, 1984). Sambandet mellan nedbrytningshastighet och tillförsel av gödningsmedel är dock inte helt entydigt. Andra näringsämnen än kväve och fosfor, som till exempel någon metall eller annat spårämne, kan vara eller bli begränsande (Harder *et al*, 1990). Vid näringstillförsel spelar också i vilken form näringsämnena tillförs in, om de koncentrationer som uppstår i jorden är lämpliga och om halterna av olika näringsämnen är lämpliga i förhållande till varandra (Sims *et al*, 1990).

Om annat organiskt material, till exempel gödsel, tillförs kan detta ibland minska nedbrytningen av olja. Det kan bero på att mikroorganismerna då övergår från att bryta ned kolväten till att bryta ner mer lättillgängliga material (Bossert *et al*, 1984). Försök att bryta ned oljeslam med tillsats av avloppsslam som näringstillförs slog inte väl ut för Dibble *et al* (1979).

pH-värde

Det ursprungliga pH-värdet verkar inte ha avgörande betydelse för nedbrytningen av olja. Även om mycket extrema pH-värden naturligtvis inverkar negativt, så verkar mikroorganismfloran kunna justera pH-värdet till ett mer lämpligt. Dalyan *et al* (1990) studerade nedbrytning av n-hexadecan med olika start-pH i intervallet 4,5 - 10,5. Efter en tid hade pH-värdet justerats mot 6,0 - 8,5 för alla startvärden. En relativt lång lag-fas observerades dock för startvärdet 10,5. Allmänt sett verkar svagt basiska pH-värden ge högst nedbrytningshastighet för olja i jord (Bossert *et al*, 1984; Dibble *et al*, 1979).

Partikelstorlek

Kornstorleken i jorden har inverkan på nedbrytning av olja på två sätt. Oljans tillgänglighet för mikroorganismerna ökar när den sprids ut på en större specifik yta (det vill säga med minskande kornstorlek för jordpartiklarna). Med minskande kornstorlek minskar dock också porutrymmet i jorden, och transporten av syre till mikroorganismerna försvåras. En studie visar ökande nedbrytningshastighet för n-hexadecan med ökande specifik yta upp till 20 m²/g (Würdemann *et al*, 1990).

1.4 Provtagning och analys av olja i kompost

När man hanterar heterogent, fast material och samtidigt är intresserad av en mängd olika ämnen i detta material uppstår en rad problem och frågor kring provtagning, extraktion, separation och analys. Ett problem - som blir mycket uppenbart när man vill jämföra olika rapporter om reduktion av oljehalt i fast material - är att olika metoder kan ge olika resultat men ändå uttryckt i likadana enheter. Olika provinsamling och beredning kan också resultera i mycket skiljda resultat trots användande av samma analysmetod. Det finns ett behov att standardisera och jämförbara metoder (Roques *et al*, 1994). Till dess en enkel och reproducerbar metod är utvecklad är det viktigt att kombinera mätvärden med uppgifter om hur värdet är framtaget, både angående provberedning och analys. Framställningen i detta kapitel bygger, där inte annat anges, på Blackburn *et al* (1993).

1.5.1 Provtagningsstrategier

Vid hantering av heterogent fast material krävs det omtanke när man tar ut prov som ska ge ett representativt värde av någon parameter. Att ta ut ett prov på ett enda ställe ger inte någon egentlig uppfattning om det genomsnittliga innehållet i en större mängd fast material. Prov måste tas ut på flera ställen. Därefter kan man använda två olika strategier:

- man kan analysera uttagna prov var för sig, varefter man beräknar medelvärden av erhållna resultat
- man kan blanda de uttagna proven till ett generalprov, som därefter analyseras och ger ett medelresultat

Den tidigare metoden har fördelen att man får en god uppskattning av spridningen i ett mätresultat, men nackdelen att den kräver omfattande provhantering och många analyser, vilket gör metoden tidskrävande och dyr. I praktiska tillämpningar väljer man oftast av kostnadsskäl den senare strategin med generalprov (Carlsson, 1992; Carlsson *et al*, 1993; Seman *et al*, 1991).

Oavsett vilken av dessa metoder man väljer måste man också bestämma ett system för hur delproven ska tas ut. Ska de tas ut i punkter som fördelas slumpmässigt eller ska de tas ut efter ett bestämt mönster? Många gånger väljs det slumpmässiga urvalet om man tar ut prover för individuell analys och det mer regelbundna systemet när man använder generalprovsstrategin. Viktigaste är dock att man använder en bestämd och beskriven metod, och inte tar ut prover där provtagaren tycker "det känns bra" - det senare ger större risk för fel i resultaten än båda de andra alternativen.

Praktiska problem i samband med provtagning vid försök med biologisk nedbrytning av olja rapporteras av flera författare, bland annat Carlsson *et al* (1993) och Seman *et al* (1991).

Vid provtagning samlar man ofta in större mängder material än vad som sedan analyseras. När man hanterar heterogent material blir därför frågan om neddelning av det insamlade provet till lämplig volym viktig. Om neddelningen sker efter vad någon tycker "verkar bra" är risken stor att man inför systematiska fel vid neddelningen. En metod för neddelning av heterogena fasta prover som använts i samband med analyser av hushållsavfall är "cone and quartering". Metoden innebär att provet omblandas och delas i fyra delar. Två delmängder mitt emot varandra slängs medan de andra två sparas och omblandas på nytt. Neddelningen fortsätter på detta sätt tills en volym av lämplig storlek återstår (Berg, 1988).

1.4.2 Extraktion

På grund av den extremt komplexa kemiska sammansättningen av petroleum får valet av separations- och reningsmetoder för provet inverkan på analysresultatet. Det gör att det kan vara svårt att jämföra resultat från olika försök, om man använt olika metoder för extraktion, fraktionering och rening. När man vill analysera enskilda ämnen så noga som möjligt får man också finna sig i att förlora delar av provet under de fraktioneringsprocesser som möjliggör den kvalitativa separationen. Helst bör provberedning minimeras för att undvika förändringar (Roques *et al*, 1994).

Metoder

Att separera ut kolväten från ett jordprov eller annat fast fas prov kan ske på olika sätt. Lättflyktiga komponenter kan separeras ut på termisk väg och analyseras i gasfas eller efter kondensering. För tyngre kolväten används vanligen någon form av lösningsmedelsextraktion.

Ofta nyttjade metoder för extraktion är utskakning av provet med lösningsmedel i skakflaska eller Soxhletextraktion, men det förekommer även andra metoder som till exempel upprepad lösningsmedelsbehandling i ultraljudsbad, extraktion med superkritisk koldioxid med flera (Mayorga, 1994).

Vid extraktion genom utskakning måste man ta med i beräkningen att det sker endast en jämviktsinställning. En metod att komma runt detta är att göra flera utskakningar efter varandra, med nytt lösningsmedel vid varje tillfälle, och slutligen slå samman extrakten. En nackdel med denna metod är att totalvolymen lösningsmedel blir stor och de utextraherade ämnen utspädda.

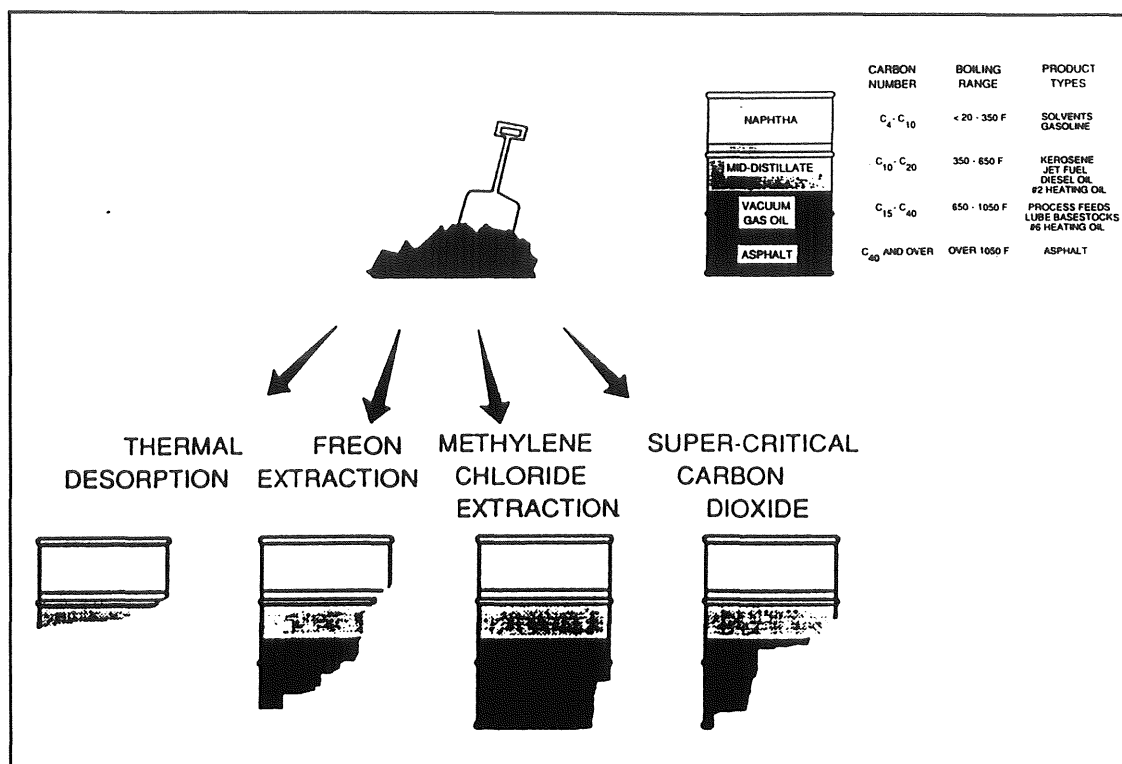
Vid soxhletextraktion förångas lösningsmedlet, varefter det får kondensera ut och droppa ned på det fasta provet som är placerat i en cellulosa-hylsa. När lösningsmedlet når en viss nivå över hylsan sugas det via ett hävertrör tillbaka till kärlet är förångningen sker. På så sätt kan en begränsad mängd lösningsmedel utnyttjas vid upprepade jämviktsinställningar, och värmen kan också förskjuta jämvikterna i för extraktionen positiv riktning. En nackdel är att flyktiga kolväten kan avgå från extraktet på grund av den förhöjda temperaturen.

Det finns andra extraktionsmetoder, som många gånger är mer effektiva än ovan nämnda (Mayorga, 1994). Ett exempel på en nyutvecklad metod är extraktion med superkritisk koldioxid. Orsaken till att man fortfarande utnyttjar äldre metoder som utskakning och soxhle, är att de är enkla att genomföra på lab, medan till exempel extraktion med superkritisk koldioxid kräver avancerad och dyr utrustning.

Lösningmedel

Vanliga lösningsmedel är freonen 1,1,2-triklor-1,2,2-trifluoetan (förkortad TTE, även benämnd CFC-113) samt diklormetan (även benämnd metylenklorid). TTE är mycket effektivt för att extrahera ickepolära kolväten och kolvätefraktioner med lägre molekylvikt, medan det inte är riktigt lika effektivt vad gäller stora aromatiska föreningar eller polära kolväten. Diklormetan är ett mindre selektivt lösningsmedel som extraherar de flesta oljekomponenter. En nackdel med diklormetan som lösningsmedel när man försöker separera ut oljekomponenter från ett jordprov är dock att man även extraherar ut kolväten som härör från jorden själv och inte från den inblandade oljan.

En uppfattning av hur valet av lösningsmedel påverkar vad som återfinns i extraktet ges av figur 1.3.



Figur 1.3 Schematisk framställning av extraktionens inverkan på analysresultatet (bild från Blackburn *et al*, 1993).

1.4.3 Separation och fraktionering

När oljan extraherats ut ur det fasta provet brukar extraktet ofta fraktioneras för att minska interferensproblem vid analyssteget. En enkel fraktionering är indunstning för att driva av lösningsmedlet. Lättflyktiga kolväten går förlorade vid en sådan åtgärd. Andra fraktioneringar kan vara att avlägsna polära föreningar genom kromatografering över aluminiumoxid (jfr SS 02 81 45) eller att separera mättade föreningar från aromater genom kromatografering över kiselgel.

HPLC (high performance liquid chromatography) med olika adsorbenter och lösningsmedel är en mer avancerad metod att separera petroleumkolväten, efter egenskaper som till exempel funktionella grupper.

GC (gas chromatography) separerar kolväten huvudsakligen efter molekylstorlek, men har nackdelen att högmolekylära föreningar antingen bryts sönder till mindre eller inte kommer igenom separationen över huvud taget. Även mindre, men temperaturkänsliga föreningar kan brytas ner i kolonnen. Tyngre oljekomponenter kan förorena injektor och kolonn och ge störningar i senare analyser (Roques *et al*, 1994).

1.5.4 Analysmetoder

En enkel analysmetoden är direkt vägning av en fraktion. Den metoden är begränsad till de mer högmolekylära föreningarna, som inte avgår till gasfas vid normala temperaturer. Gravimetriks analys ger ett viktvärde på hela den analyserade fraktionen (Roques *et al*, 1994).

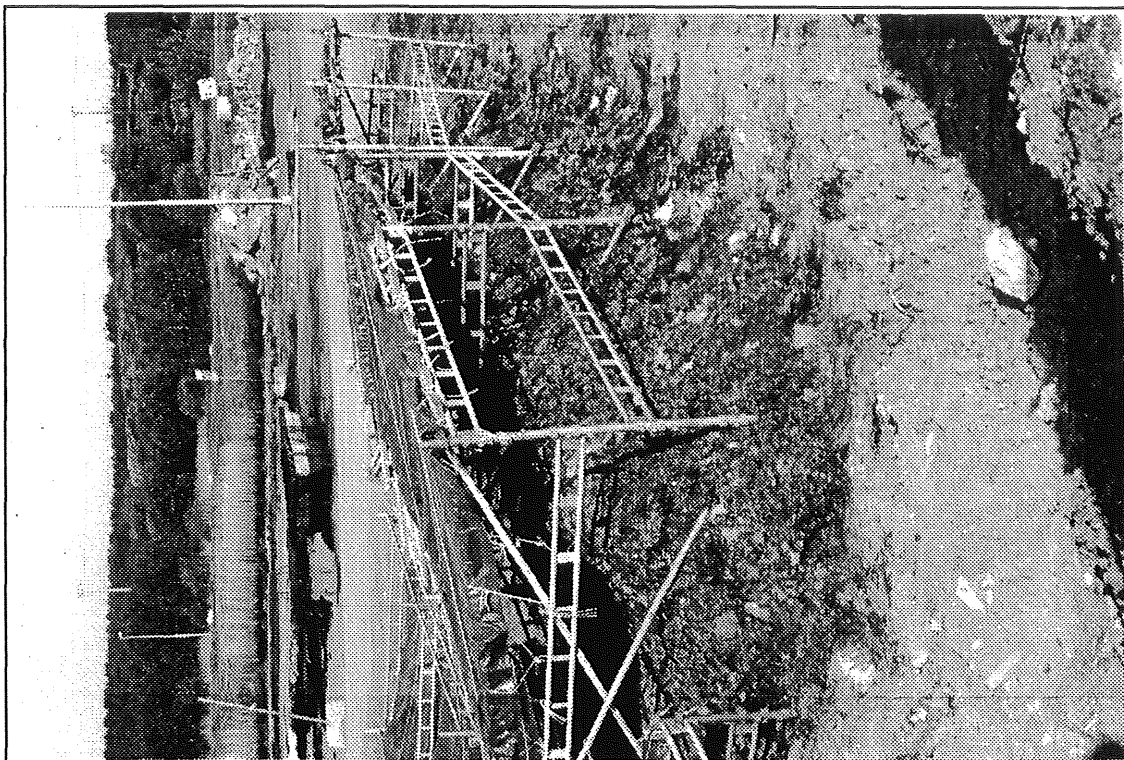
En vanligt använd metod är infrarödspektrofotometri (IR), som kvantitativt kan analysera dipolaktiva funktioner hos molekyler. Vad gäller olja tittar man ofta på

absorbansen hos freonextrakt vid en vågtal på ungefär 2830 [cm⁻¹], vilket motsvarar sträckning av C-H-bindningar. Absorbansen kan omräknas till kolvätehalt i extraktet. Värdena blir dock approximativa, eftersom responsen beror av molekylen struktur. Metoden begränsas också av att man måste använda lösningsmedel utan egna C-H-bindningar. Metoden används som standardmetod, till exempel SS 02 81 45.

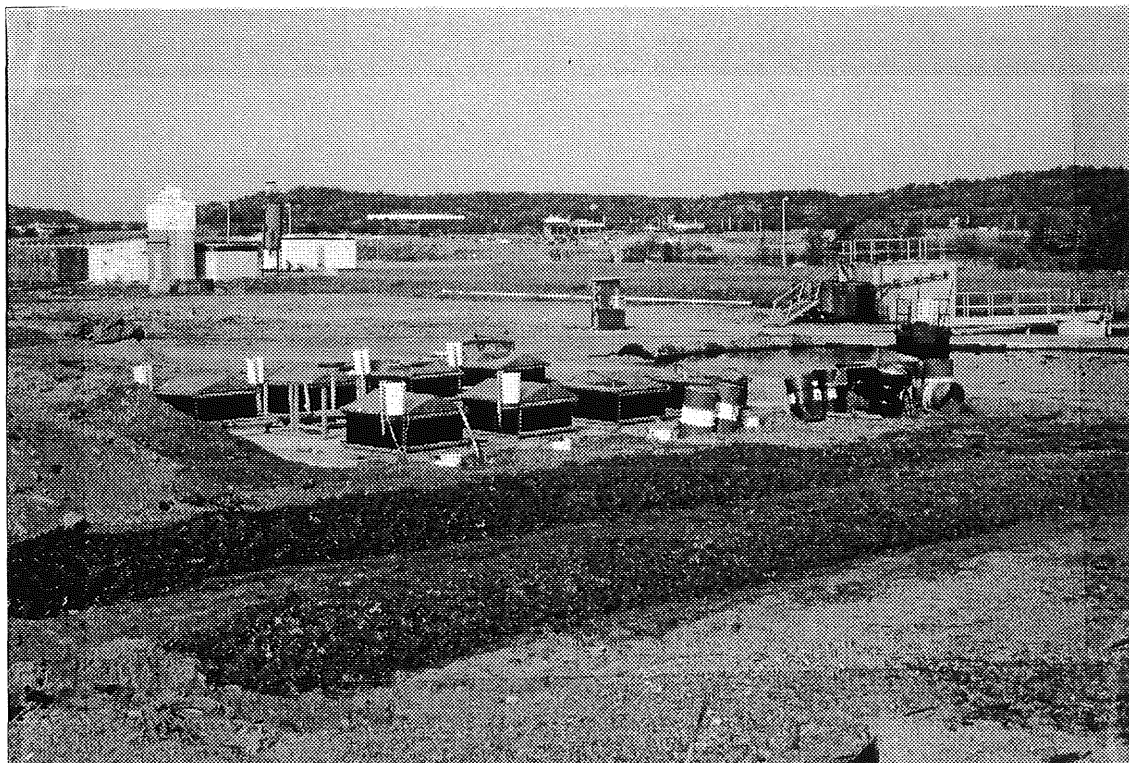
Vid separation av kolväten med GC är det vanligt att använda FID-detektor (flam ionisation detector). FID ger för rena kolväten en respons som är i princip proportionell mot antalet kolatomer i den förening som detekteras.

GC-separation kombinerad med mass-spektrometeranalys (MS) är en effektiv metod för både kvalitativ och kvantitativ bestämning av innehållet i en kolväteblandning.

Fysikaliskt har analysmetoderna nu kommit dithän att man kan analysera halter som är så låga att deras biologiska effekt är mycket osäker. Ibland kan också ämnen, som är möjliga att extrahera ur ett prov och detektera vid analys, i naturen vara bundna på ett sådant sätt att de inte är biotillgängliga. Därför menar Blackburn *et al* (1993) att man kanske hellre än att titta på analyserbara halter bör mäta den biologiska effekt som föroreningen har. Det pågår utveckling av standardsierande metoder för att mäta biologisk effekt. Sådana metoder har fördelen att de integrerar effekten av alla komponenter som ingår i föroreningen. Metoder för att mäta biologisk effekt har rönt ökat intresse i samband med att bestämma nivåer för att avbryta behandling av förorenad mark. Ett exempel på en sådan mätmetod för biologisk effekt är Microtox (Mayorga, 1994).



Figur 2.1 Strängkomposten var ursprungligen ungefär 1,5 m hög, 13 m lång och 3 m bred vid basen. Den var försedd med tak för att skydda komposten mot nederbörd. Taken var gjorda av presseningar surrade till hakiställningar. (Liggande bild.)



Figur 2.2 De två bäddkomposterna hade de ungefärliga dimensionerna 0,5 m höga, 12 m långa och 2 m breda. Även dessa var försedda med tak.

2 Metod

2.1 Materialets ursprung

Det oljehaltiga material, här vanligen benämnt "oljeslam", som använts i detta arbete kommer från en deponi för miljöfarligt avfall i Torsviken, Göteborg, som tillhör RECI Industri AB. Följande beskrivning av hur oljeslammet uppkommer ger en bild av vad för material som avses.

Vid deponiplatsen tar man bland annat emot sådant oljehaltigt avfall som inte lätt kan förbrännas eller återvinnas, och då det är miljöfarligt inte heller kan placeras i en vanlig deponi. Exempel på sådant oljehaltigt avfall är slam som samlas upp på botten vid rengöring av oljecisterner, vid slamsugning av oljeavskiljare eller spilluppsamlingsrännorna i bilverkstäder, oljeförorenade schaktmassor, absorptionsmedel från saneringsarbeten med mera. Sådant avfall fördes vid tiden för detta försök till Torsviken och samlas i en bassäng benämnd TV8 ("Torsviken 8").

I bassängen sedimenterade tyngre material medan man genom en yttratt drog av så mycket flytande fas (olja och vatten) som möjligt. Den flytande fasen fördes till vidare behandling. Kvar i gropen blev sediment samt ett slam som inte av sig själv flöt mot yttratten, uppblandat med diverse fasta föroreningar. Med jämna mellanrum avlägsnades detta slam och sediment ur gropen med hjälp av grävmaskin och deponerades. Det är detta uppgrävda material som komposterats vid de här försöken.

2.2 Komposteringsförsökets uppläggning

Slammet från TV8 blandades med lika volymsdelar hästgödsel och bark (1:1:1 volymsmässigt). Gödseln kom från ett stall i Göteborgs trakten. Den var färskt och blandad med kutterspån. Barken var grovripen, oharpad barrträdsbark som köptes från Emanuelssons Markentreprenad, Göteborg. Normala barkbitar var två till fem centimeter breda och tio till tjugo centimeter långa.

Försöken skedde inom området för Torsvikens deponiplats för miljöfarligt avfall. En yta planades med hjälp av caterpillrar ut ovanpå tidigare deponerat material precis bredvid TV8. Inga särskilda åtgärder vidtogs för att samla upp lakvatten eller liknand, eftersom allt dräneringsvatten inom hela deponiplatsen omändertas i reningsverk. Förberedelser för att kunna göra gasprovtagningar beskrivs i avsnitt 2.4.2.

Komposteringen skedde alltså utomhus. Komposterna lades upp den 21 respektive 22 december (dag 1 och 2) och följdes under drygt 8 månader (drygt 270 dagar) till början av september året därpå. Under de första 140 dagarna (fram till mitten av maj) var komposterna försedda med tak för att skydda dem mot alltför stor inverkan av nederbörd. Taken var gjorda av hakiställningar (hyrda från Avelins, Göteborg) och presseningar (**figur 2.1 och 2.2**).

Materialet lades upp i en strängkompost och två bäddkomposter. Strängkomposten hade de ungefärliga dimensionerna 3 m bred vid basen, 1,5 m hög och 13 m lång, vilket ger en ungefärlig startvolym om 30 m³. Bäddkomposterna hade de ungefärliga dimensionerna 2 m breda, 0,5 m höga och 12 m långa, dvs en ungefärlig startvolym om 12 m³ vardera. Materialen mättes med hjälp av en grävmaskin, Kobelco 909, försedd med planskopa som rymde 1,2 m³. Oljeslam grävdes direkt från sedimenteringsbassängen TV8 till komposterna. Bassängen var vid detta tillfälle full med slam. Slam och sediment grävdes upp från relativt stort djup ur bassängen (ca 2m).



Figur 2.3 Spadingmaskinen, med vilken bäddkomposterna blandades och grävdes om. Den fungerar som en stor jordfräs.

Strängkomposten blandades med hjälp av grävmaskinen med planskopa medan bäddkomposterna blandades med hjälp av en "spadingmaskin" kopplad till traktor (**figur 2.3**). Spadingmaskinen är i princip en stor jordfräs, vilken inskaffats av Reci för användning vid försök att behandla kreosotförorenad jord i biobädd.

Oljeslam, gödsel och bark lades ut i tre lager ovanpå varandra ovanpå varandra och blandades sedan. För strängkompostens del skedde blandningen genom upprepade omgrävningar av materialet med grävmaskinens planskopa. Vad gäller bäddarna lades materialet upp på samma sätt och blandades sedan genom flera körningar med spadingmaskinen.

Det skedde ingen luftning av komposterna förutom den som erhöles vid omgrävningar. Den ursprungliga tanken var att gräva om komposterna efter att de passerat en temperaturopp och syret kunde förväntas bli begränsande faktor. Då komposterna under de första månaderna inte kom upp i förväntade temperaturer övergavs planen, och de grävdes i stället om med drygt en månads intervall. Intervallen blev dock ojämna eftersom det inte alltid fanns någon grävmaskin eller grävmaskinist ledig då det var tänkt att omgrävningen skulle ske. Under flera perioder var också vinden så kraftig att det var omöjligt att lyfta undan taken och komma åt komposterna med grävmaskin.

Bäddkomposterna grävdes om med hjälp av spadingmaskinen under hela försöksperioden. Strängkomposten grävdes om med planskopa under den första delen av försöket och med hjälp av siktkrosskopa från och med juni månad.

Siktkrosskopa är en skopa till grävmaskin vars botten består av roterande valsar (**figur 2.4**). Finkornt material går när valsarna startar igenom skopan. Mjukare material och mindre stenar krossas av valsarna och går också igenom, medan större



Figur 2.4 Siktrosskopian är försedd med roterande valsar i botten. Med denna grävdes strängkomposten om från och med den tredje omgrävningen, dag 166 (4juni).

stenar och liknande stannar i skopan och därigenom kan skiljas ut från materialet. Skopan inköptes av Reci från ALLU AS (Finland) för försök med behandling av kreosotförorenad jord genom kompostering.

Då komposterna inte kom upp i temperaturer nämnvärt över marktemperaturen när utomhusklimatet blev varmare under april och maj vattnades komposterna vid ett tillfälle i samband med omgrävning i mitten av maj. Vatten spolades på med slang. För bäddarnas del spolades vatten ovanpå, med avbrott för att köra med spadingmaskinen. Strängen vattnades samtidigt som grävamaskinen strödde ner kompostmaterialet, dvs vatten spolades i lager för lager som lades ut.

När komposterna trots vattningen inte "tände", skedde ytterligare några förändringar. I samband med omgrävning i början av juni lades en klump om ca 30 liter färsk hästgödsel i mitten av strängkomposten. Tanken var att denna färsk gödsel skulle fungera som "starter" för komposten. Samtidigt gjordes strängen högre, ca 2 m, och motsvarande kortare i syfte att den skulle hålla temperaturen bättre. Vid denna omgrävning användes för första gången siktrosskopian för omgävning.

Samma dag som dessa justeringar gjordes med strängkomposten grävdes båda bäddkomposterna om med spadingmaskinen och den ena bädden, "bädd 1", tillfördes ca 4 m² ny gödsel. Syftet med denna förändring var det samma som för ändringarna med strängkomposten.

Komposterna följdes under drygt 270 dagar (drygt åtta månader), från slutet av december till början av september året därpå. Det sista provuttaget för analys skedde 253 dagar efter försökets start. Komposterna observerades sedan ytterligare en tid. En översikt i dagboksform över hur komposterna behandlades finns i **tabell 3.1**.

2.3 Fältmätningar

2.3.1 Temperatur

Komposternas temperaturer

För att följa den biologiska aktiviteten i komposterna mättes temperaturerna i dem med hjälp av ett termoelement med givare (Pentronic, mät noggrannhet $\pm 0,1^\circ$). Mätningar skedde i princip varje vardag, något mer sällan under slutet av försöksperioden.

Mätningarna i strängkomposten skedde genom att termoelementet stacks in c:a 40 cm snett mot strängens centrum på halva topphöjden av strängen. Under de första mätningarna skedde detta i åtta mätpunkter jämt fördelade längs strängens östra sida, det vill säga avståndet mellan mätpunkterna var ungefär 1,5 meter.

Efter en veckas mätningar utökades antalet mätpunkter till 16, det vill säga att avståndet i längsled mellan mätpunkterna var ungefär 75 cm. Detta berodde på att man i närliggande mätpunkter kunde mäta upp avsevärd skillnad i temperatur. Då det visade sig att temperaturerna skiljde något mellan strängkompostens öst- och västsida påbörjades efter två veckor (dag 15) mätningar även på västsidan i åtta mätpunkter.

I bäddkomposterna skedde mätningarna c:a 20 cm rakt ner, mitt på kompostens bredd. Mätningar skedde i sex till åtta mätpunkter i varje kompost, fördelade längs bäddarnas längd.

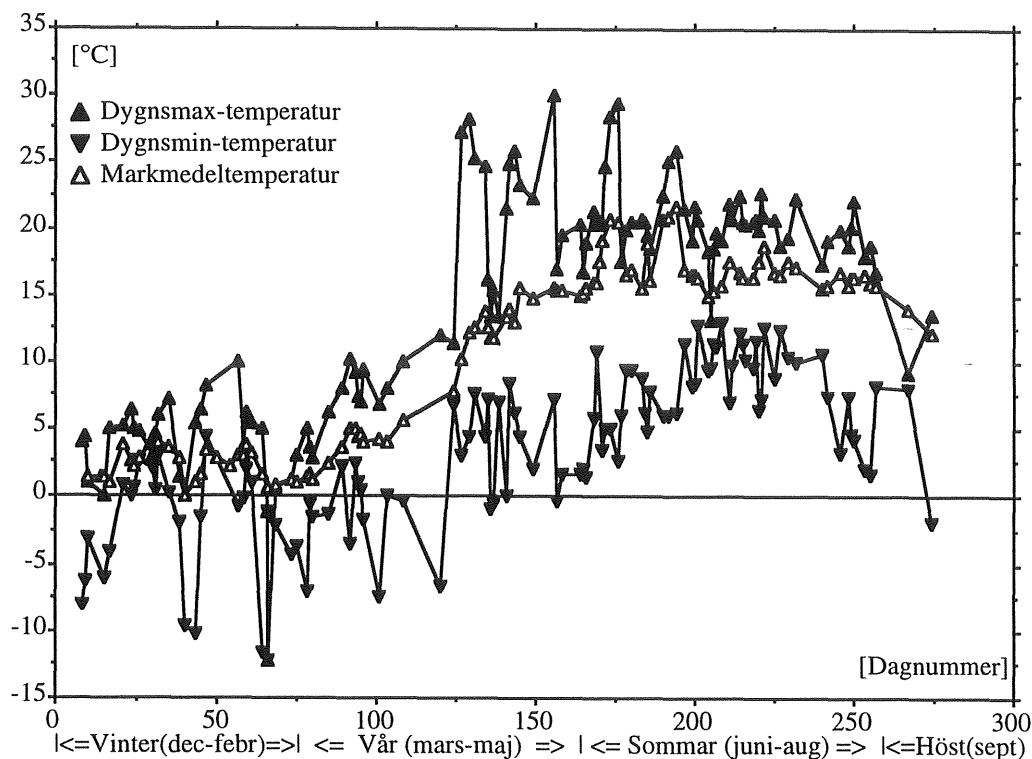
För respektive kompost beräknades temperaturmedelvärde av mätvärdena.

Referenstemperaturer

Ursprungligen användes enbart utomhustemperaturen (med angivande av max- och min- temperatur under dygnet) som referenstemperatur. Efter drygt en vecka (dag 10) utökades detta med att även mäta marktemperaturen 10 cm in i två jordvallar nära strängkomposten, en vänd åt norr och en åt öster, och beräkna medelvärdet av dessa.

Marktemperaturen ger en uppfattning om vilken temperatur komposterna skulle ha enbart på grund av omgivningsfaktorer, även om de inte värms genom egen biologisk aktivitet. Marktemperaturen är ett slags viktat dygnsmedelvärde av temperaturen, och lägger sig mellan uppmätta max- och mintemperaturer under dygnet, se **figur 2.5**.

Gödseltemperaturen mättes från och med dag 23 i den hög av gödsel som blev kvar sedan komposterna lades upp. Mediantemperaturen i gödseln användes för att ge en ungefärlig uppfattning om vilken biologisk aktivitetsnivå som skulle kunna erhållas i komposterna om inte oljeslam blandats in i dem. Gödselhögen var till en början knappt en meter hög och ungefär 3x4 meter i utbredning. I samband med omgrävningen av komposterna dag 73, den 3 mars, föstes högen ihop något för att förbättra framkomligheten för grävmaskinen. Högen blev nu något toppigare, drygt en och en halv meter hög c:a 2x3 meter i utbredning. I övrigt påverkades aldrig gödselhögen genom omgrävning eller vattning. Temperaturen i gödselhögen mättes i åtta till tio punkter och max-, min- och mediantemperatur antecknades.



Figur 2.5 Marktemperaturen jämförd med uppmätta dygnsmax- och dygnsmin-temperaturer.

2.3.2 Nederbörd

Nederbörd lokalt i Torsviken noterades varje dag i samband med att temperaturerna i komposterna mättes. Till detta användes en regnmätare för trädgårdsbruk. Dagar då temperaturer inte mätts tömdes inte heller regnmätaren. De dagarnas nederbörd noterades som summanederbörd närmast följande mätadag. I allmänhet tömdes regnmätaren på morgonen.

2.3.3 Koldioxidutveckling

Ursprungligen avsågs att kontinuerligt följa koldioxidutvecklingen vid nedbrytningen, och stora ansträngningar gjordes för att hitta ett enkelt och samtidigt billigt sätt att kontinuerligt mäta CO_2 -halt i kompostmaterialet. Detta lyckades dock inte.

Vid diskussion med Stig Andreasson vid VBB-VIAK menade han att hans erfarenhet från kompostering var att CO_2 -mätningar på en känd komposteringsprocess inte ger någon ny information utöver vad man får av temperaturerna. Koldioxidhalten följer temperaturutvecklingen. Därför beslöts att inte göra några mer omfattande försök att följa koldioxidutvecklingen i komposterna.

CO_2 -halter mättes sporadiskt med hjälp av dräger rör för koldioxid och drägerpump (Dräger Svenska AB) samt en hemproducerad mätsond. Mätsonden var ett elrör med en centimeters diameter som kapats till en halvmeters längd. Ena ändan värmdes igen, och i denna ände borrades i ett nätmönster åtta hål med en milimeters diameter. Den andra änden av röret sattes igen med en gummipropp, genom vilken ett hål borrats så att ett dräger rör precis kunde tryckas igenom.

Vid mätning stacks röret in i komposten, och drägerpumpen sattes direkt till hålet i gummiproppen och cirka 200 ml gas suggs ut för att få bort ”dödgasen” i röret. Därefter sattes ett gasanalysrör dit, gas sögs igenom och koldioxidhalten avläses på röret.

Vid den första mätningen jämfördes drägerörsmätningarna med mätningar genomförda med ett instrument av märket Testoryt medtillhörande mätsond. Halten CO₂ mäts som volymsändring hos en vätska i vilken koldioxiden absorberas. Instrumentet lånades från Kläpp AB (komposteringsanläggningen för hushållsavfall i Stenungsund).

2.4 Provtagning

2.4.1 Fast fas

Uttag av prov för analyser skedde efter att komposterna grävts om, vilket är den tidpunkt de kan förväntas vara mest homogena. Vid provtagning i strängkomposten togs, med hjälp av en trädgårdsspade, ungefär en liter prov på tio olika ställen till en total provvolym om tio liter. Proven togs på strängkompostens östsida, ungefär 40 cm in i på halva strängens topphöjd. Provpunkterna fördelades jämt längs kompostens längd, det var alltså ungefär 1 meter mellan provpunkterna. Delproven blandades till ett generalprov. För att slå sönder större klumpar och för att homogenisera provet kördes det genom en kompostkvarn (Huskvarna) för trädgårdsbruk.

Från bäddkomposterna togs prov på samma sätt. Fram tills dess bädd 1 tillsattes mer gödsel dag 166 gjordes ett samlingsprov från båda komposterna med fem provtagningspunkter i varje bädd. Från och med att bädd 1 tillsatts mer gödsel togs prov från bäddkomposterna var för sig.

De i kompostkvarnen malda proven blandades och neddelades succesivt tills dess en provvolym om ungefär en halv liter återstod. Denna volym transporterades till analys i en försluten plastburk. Provet förvarades i väntan på analys i kylskåp.

Neddelningen av provet skedde med en modifierad variant av ”cone and quartering” (Berg, 1988). Provvolymer blandades så gott det gick med hjälp av en trädgårdsspade. Därefter östes provet ur den hink det befann sig i till två andra hinkar. Med trädgårdsspaden östes vart annat spadtag till den ena hinken och vart annat till den andra. Den ena hinken fick sedan utgöra den provvolym som fortsatt delades ner, medan innehållet i den andra hinken återfördes till komposten. Därefter upprepades denna procedur med den kvarvarande provvolymen tills lagom volym återstod (Berg, 1993). Provet överfördes sedan till en plastburk med skruvlock och fraktades till lab.

2.4.2 Lakvatten

Vid några tillfällen mättes lakvattenflödet genom röret under strängkomposten (primärt avsett för gasprovtagning). Tiden för att samla upp en volym vatten från röret mättes och vattnet överfördes till provtagningsflaska av glas och transporterades till Recis lab. Vattenvolymer mättes med ett litermått. Lakvattenprov för analys togs ut vid några tillfällen utan att flödet mättes.

Analyserna som gjordes på lakvattenproverna var att mäta pH-värde, konduktivitet, kolväteinnehåll samt på några prov analys av några tungmetaller. Analysmetoderna beskrivs i avsnitt 2.5. I resultatdelen redovisas för överskådlighetens skull provtagning och analys tillsammans.



Figur 2.6 Röret för gasprovtagning under strängkomposten sticker ut från makadambädden i en provtagningsgrop. Här med dammsugaren ansluten.

2.4.3 Gasfas

För att grovt uppskatta de mängder kolväten som avgår till luft under processens gång gjordes några gasprovtagningar. När försöksplatsen iordningsställdes gjordes därför förberedelser för att kunna suga luft genom strängkomposten. Ett dike grävdes i vilket ett perforerat rör placerades. Diket tätades med 1 mm tjock markplast för att inte gaser från marken skulle störa. Innan plasten lades dit fodrades diket med sand, för att inte sten skulle sticka sönder plasten. I det plastklädda diket lades ytterligare ett lager sand (några cm). I sanden placerades ett PVC-rör med en diameter på 16 cm, vilket på ovansidan försetts med ungefär 200 hål med en diameter på 1 cm som borrats i ett nätmönster på 5 m av rörets längd. Rörets ena kortända tätades med plast. Rörets andra ända sticker ut i en grop, i vilken provtagning skedde (**figur 2.6**).

Röret är svagt lutat mot gropen. Diket och röret är täckt till marknivå med makadam (grovlek 050). Makadammen har en täckhöjd över röret på 25-30 cm. Mot gropen är makadamlagret tätat med sand. Makadambädden var 6 m lång och 1 m bred. Över detta rör befann sig strängkomposten efter var annan omgrävning. Via röret sögs vid två tillfällen luft med en fläkt (modifierad dammsugare) genom strängkomposten. Luftflödet bestämdes genom uppblåsningshastigheten för en 200 l plastsäck.

Prov på den luft som sögs genom röret togs med hjälp av absorbentrör av typen Tenax och gasprovtagningspump. Pumpen kalibrerades med hjälp av såpbubblemätare.

Absorbentrören förbereddes genom att de på morgonen samma dag som de skulle användas rengjordes genom desorbering - de sattes i gaskromatografen utan att anslutas till kolonnen, och bärgasen fick flöda igenom dem under högtemperaturdelen av det temperaturprogram som senare användes för desorption vid analys av gasproverna (avsnitt 2.5.6). Därefter förvarades och transporterades absorbentrören i en glasflaska

med inslipad propp för att minimera störningar från tex bilavgaser. Analys av gasproverna skedde samma dag som proven togs.

Vid två tillfällen, efter att omgrävningar skett som flyttat strängkomposten så att den låg över den iordningställda makadammbädden, gjordes gasprovtagningar. Prov togs dag 59 (den 17 februari) och dag 248 (den 25 augusti). Ungefär halva strängens längd låg över makadammbädden vid dessa tillfällen.

Vid båda tillfällena togs även bakgrundsprov på luften i en punkt ett tiotal meter från komposterna och ca 1 meter över marknivå. Vid det andra av dessa mättillfällen togs gasprov även i en mindre inneslutning ovanpå komposten. Det var en ca 1 dm³ stor plastlåda, som tryckts ner ca 4 cm i materialet på strängkompostens ovansida. Gasprovet togs ut när inneslutningen fått stå på komposten i ca 10 minuter.

Gasproven analyserades med avseende på innehåll av kolväten. Analysmetoden beskrivs i avsnitt 2.5.6. I resultatdelen redovisas för överskådlighetens skull provtagning och analys tillsammans.

2.5 Analyismetoder

2.5.1 Gravimetriska analyser

Densitet

Densiteter för oljeslam, gödsel, bark och ursprunglig kompostblandning bestämdes genom att väga tio liter material på en våg. Vid några tillfällen under försökets gång mättes densitet hos kompostmaterialet på samma sätt.

Torrsubstans och glödrest

Torrsubstansinnehåll, TS, och glödrest hos ett fast eller slamartat prov är vanliga storheter att relatera andra mätvärden till. De ger i sig själva en uppfattning om fuktighet hos materialet respektive hur långt mineraliseringen i komposten gått.

Metoden finns beskriven i svensk standard SS 02 81 13. Prov invägt i en torkad och konstantvägd degel värms i en muffelugn. Torrsubstansen är det som återstår av ett prov efter torkning till konstant vikt vid 105 °C. Glödresten är det som återstår efter glödning av ett prov till konstant vikt vid 550 °C.

2.5.2 pH-värde och konduktivitet

pH-värde och konduktivitet påverkar mikroorganismers aktivitet och kan också påverka fysikaliska processer som till exempel urlakning. pH-värdet är ett mått på vätejonaktiviteten i provet. Konduktiviteten är ett mått på provets elektiska ledningsförmåga, vilken ger en uppfattning om jonkoncentrationen i provet och en grov uppfattning om provets saltalt. pH-värde och konduktivitet har inte följts systematiskt. Syftet var endast att några gånger se om värdena låg inom biologiskt acceptabla gränser.

Tabell 2.1 **Metod vid pH- och konduktivitetsmätning på kompostprover.**

Provtillfälle	Mängd kompost prov [g]	Mängd vatten [g]	Blandn. förhållande [g komp./g vatten]	Mätmetod för pH
Dag 30 (19 jan)	60	280	0,21	pH-meter
Dag 73 (3 mars)	60	190	0,32	pH-meter
Dag 176 (14 juni)	100	350	0,29	pH-meter
Dag 253 (30 aug)	100	350	0,29	pH-papper

Därför gjordes enkla mätningar på kompostmaterialet på så sätt att en mängd uttaget prov skakdes med vatten. pH-värdet och konduktivitet mättes på vattenfasen sedan det fasta materialet fått sjunka undan. Dessutom gjordes vid några tillfällen mätningar på lakvatten från strängkomposten.

Mätningarna av pH-värde skedde med ett bärbart fältinstrument (HANNA-instruments, pH_p+) och vid ett tillfällen med pH-papper. Mätningarna av konduktivitet skedde med ett bärbart fältinstrument (HANNA-instruments, DiST 4 ATC) vid alla måttillfällen konduktiviteten mättes.

Något olika mängder kompostprov och vatten kom tyvärr att användes vid de olika mätningarna på fast fas. Utskakningarna och mätningarna skedde enligt **tabell 2.1**.

2.5.3 Tungmetaller

Höga halter av tungmetaller kan störa biologiska processer. Därför gjordes i orienterande syfte metallanalyser på slam som tagits ut från TV8 i oktober, drygt en månad före försökets start. Innehåll av zink, bly, nickel, koppar och krom mättes. Metallhalter i lakvatten från strängkomposten analyserades också på två lakvattenprover.

Mätningarna gjordes enligt SS 02 81 50 med hjälp av flamjonisationsspektrofotometer. Prov vägs in och metallerna löses ut i salpetersyra under värmning, varefter lösningen filtreras och späds till lämplig volym. Lösningen analyseras med hjälp av en flamjonisationsspektrofotometer (Perkin Elmer) med avseende på absorbans vid för varje metall specifik våglängd. Absorbansen omräknas till koncentration via kalibreringskurvor (TK, 1988). Detektionsgränsen är i metoden angiven till 0,1 [mg/l]. Halterna relateras i fasta prover till torrsubstansinnehållet.

2.5.4 Extraherbara kolväten

För att följa nedbrytningen av kolväteinnehållet i komposterna mättes "totalt extraherbara kolväten" (TEX) på uttagna fastfas prover enligt metod SS 02 81 45. Provet extraheras genom utskakning i separertratt med freonen 1,1,2-triklor-1,2,2-trifluoretan (TTE). Lösningen får därefter separera och lösningsmedlet tappas av. Lösningsmedelsfasen analyseras med IR-spektrofotometer. Absorbansen vid vågtal som motsvarar sträckning av C-H bindningar (c:a 2830 cm⁻¹) mäts och jämförs med kalibreringskurva. Kalibreringskurvorna är konstruerade som absorbans vid bestämd våglängd avsatt mot koncentration för en lösning av lika volymsdelar n-hexadekan och iso-oktan i TTE. Absorbansen omräknas via kalibreringskurva till ett värde i "gram kolväten".

De extraherbara kolvätena kan enligt samma metod delas upp i en opolär och en polär del, ibland benämnda "mineralolja" respektive "fett". Detta sker genom kromatografering av lösningen genom aluminiumoxid, vilken kvarhåller polära ämnen.

Analysmetoden är ospecifik vad gäller ingående komponenter. Den valdes dock eftersom det är den gängse metoden inom industrin samt att det var denna metod som använts vid de tidigare försök som gjorts inom företaget (Carlsson, 1992; Eliasson, 1992).

De analyser som hänvisas till vad gäller oljehalt i komposterna i denna rapport är gjorda av ALcontrol AB, Göteborg, ett ackrediterat laboratorium. TEX mättes senare även på lakvattenprover. De analyserna gjordes på Recis laboratorium, då företaget under försöksperioden inskaffade FTIR-spektrofotometer för sådana analyser.

2.5.5 Kväve- och fosforinnehåll

Brist på makronäringsämnen kan vara en begränsande faktor för den biologiska aktiviteten. Därför följdes kväve- och fosforinnehållerna i komposterna. Totalt innehåll av respektive näringsämne analyserades och relaterades till torrsubstanshalten. Detta gjordes på de kompostprover som analyserades med avseende på TEX, och även dessa analyser utfördes av ALcontrol AB, Göteborg. För totalt kväveinnehåll användes metod enligt ISO 5663 och EPA 300.0 och för totalt fosforinnehåll användes metod enligt SS 02 81 27 - 2.

2.5.6 Total organisk halogen

På provet taget dag 207 gjordes en mätning av total organisk halogen (EOX). Analysen utfördes av ALcontrol AB, Göteborg, med metod NEN 6402.

2.5.7 GC-analys av gasprover

Kolväteinnehåll hos de gasprov som togs (se avsnitt 2.4.3) analyserades med gaskromatograf (GC) vid Kemisk miljövetenskap på Chalmers med handledning av Olle Ramnäs.

Gaskromatografen var vid analysen försedd med en 50 m lång OV17-kolonn, $d_i = 0,32$ mm. Det är en medelpolär kolonn med ett 1 μ m väggsikt av metyl-fenylsilikon. Gasprovet desorberades termiskt direkt från absorbertröret till kolonnen.

Analysen skedde med FID-detektor. Kemisk miljövetenskap är specialicerade på att mäta låga halter av kolväten i luft, och den använda GC:n var kalibrerad för att direkt omräkna toppareorna till $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$ kolväte i luft. Några enskilda toppar identifierades från sina retentionstider, med referens från övriga mätningar vid Kemisk miljövetenskap.

Bärgasen var kväve. Följande temperaturprogram användes:

-30°C i 10 min
+40°C/min till +10°C
+4°C/min till +50°C
+2,5°C/min till +200°C
+10°C/min till +220°C

3 Resultat

3.1 Ursprungsmaterialet

Det oljehaltiga materialet som grävdes ur TV8 var mörkt grått till svart i färg, mycket kletigt och luktade starkt olja. Material kom att till stor del grävas från botten av sedimentationsbassängen. Det uppgrävda oljeslammet var mycket heterogent. Slammet i TV8 varierar i sammansättning både över tiden och mellan olika delar i TV8, beroende på vilka olika avfall som kommer in och i vilken takt.

I slammet finns en blandning de flesta tänkbara petroleumkolväten och oljor med tillsatserna, diverse fetter och vaxer samt rengörings- och avfettningsmedel. I denna blandning av kemiska ämnen finns också föroreningar i diskret form som trasor, trassel, plastpellets, sten, plåtburkar, plasthinkar, gummistövlar, snusdosor, järngaller och mera sådant. Sammantaget gör detta slammet mycket svårt att arbeta med.

3.2 Komposterings tekniken

Omgrävningar av komposterna, provtagningar och några observationer i samband med dessa finns redovisade i kronologisk ordning i dagboken, **tabell 3.7**. Nedan följer en sammanställning uppdelad efter ämne.

3.2.1 Blandning och omgrävning

Ursprungligt sammansättning av komposterna

Den teoretiska densiteten för komposterna (blandning av lika volymsdelar oljeslam, hästgödsel och bark) är $\rho_{\text{teor}}=0,62$ [kg/l]. Det kan jämföras med de uppmätta startvärdena för strängkomposten, $\rho=0,68$ [kg/l], och för bäddkomposterna, $\rho=0,70$ [kg/l] (**tabell 3.5**). Den ursprungliga kompostblandningen överensstämmer alltså med det planerade volymsblandningsförhållandet (1:1:1).

Blandning och omgrävning med planskopa

Grävmaskin med planskopa, som användes för att blanda ihop strängkomposten, gav inte speciellt bra ursprunglig blandning, trots att åtskillig tid lades ned på att gräva runt materialet i strängen. Blandningsproblemet framgår klart av den skillnad mellan max- och mintemperaturer som uppmättes i strängkomposten under den första månaden av försöket (**figur 3.3**).

Att utnyttja grävmaskin med planskopa vid omgrävning av komposterna gav inte något lysande blandningsresultat. Med skicklig grävmaskinist kan man erhålla relativt god grovblandning, men blandningen uteblir på nivån under några decimeter.

Det verkar som om hyfsad luftning av komposten kan erhållas om materialet vid omgrävning "strös" tillbaka till strängen. Klumpbildning med oljigt material är dock ett problem. Någon större luftning innuti klumparna sker naturligtvis inte.

Omgrävning med siktkrosskopa

Siktkross-skopan, som användes till strängkomposten från och med den fjärde omgrävningen dag 166 (4 juni), gav god omblandning och luftning. Omgrävning med siktkross-skopan gav betydligt bättre sönderdelning av hopklumpat material än de tidigare omgrävningarna med planskopa. Skopan avskiljde även större stenar och liknande, som inte hade i komposterna att göra.

Ett problem med siktkross-skopan var att valsarna kan köra fast i metallskrot - plattjärn och dylikt - som fanns med i oljeslammet.

Siktkross-skopan reducerar storleken hos barkbitarna som blandats in i komposterna, vilket skulle kunna varit ett problem om skopan hade använts i ett tidigt skede av komposteringen. Om barkbitarna blir för små i början av processen finns en viss risk att komposterna "kletar ihop" och luftdiffusionen försvåras.

Det har varit relativt tidskrävande att arbeta med siktkross-skopan, eftersom den arbetar diskontinuerligt med en skopa material i taget.

Blandning och omgrävning med spadingmaskinen

Spadingmaskinen, som användes både för sammanblandning och omgrävning av bäddkomposterna, gav bättre blandning än användande av planskopa, men sämre än siktkross-skopan. Omblandningen skedde dock i en begränsad bredd som bestämdes av avståndet mellan traktordäcken. Traktorn tryckte ihop kompostmaterialet. Vid omgrävningar drog spadingmaskinen upp makadam och annat material från marken in i komposten.

Den stora fördelen med spadingmaskinen är att utrustningen är lätt att använda och att omgrävning går mycket snabbare än för någon av skoporna. Nackdelarna med maskinen är främst att den endast går att använda till låga bäddar och att maskinen inte har så många andra tillämpningsområden. Den lämnade också klumpar i komposterna som dock blev något mindre jämfört med omgrävning med planskopa.

3.2.2 Komposternas konsistens och lukt

Komposterna var i starten kladdiga av oljeslam och luktade starkt olja. Vid den första omgrävningen av strängen dag 30 (19 januari) märktes förutom oljelukt också lukt av sumpgas. Troligen hade den fuktiga väderleken gett anaeroba förhållanden mot basen av strängen. Vid omgrävningarna senare under våren avtog sumpgaslukten, och ingen sumpgaslukt alls kändes från och med dag 145 (14 maj). Oljelukten fanns kvar längre. Vid omgrävningen dag 166 (4 juni) kändes fortfarande svag oljelukt när man kom ner mot botten av strängkomposten. Vid omgrävningen dag 200 (8 juli) märktes inte längre någon oljelukt.

Komposterna fick efter några omgrävningar en jordartad konsistens med klumpar av oljigt material. Under våren torkade komposterna upp. I samband med omgrävningarna dag 141 och 145 (10 och 14 maj) vattnades därför komposterna. Komposternas konsistens gick vid vattningen från vad som kan liknas vid "torr jord" till "blöt jord".

3.2.3 Klumpar med oljigt material

Spadingmaskinen lämnade klumpar i bäddkomposterna som den inte klarade av att slå sönder. Klumparna var oljiga och i storleken någon decimeter i diameter. Gräv-maskinen med planskopa lämnade liknande klumpar i strängkomposten. Dessa klumpar var något större än de i bäddarna, vanligen i storlek av ett par decimeter. Klumpbildningen är ett klart problem vid kompostering i fullskala, som har rapporterts även från andra försök (Carlsson *et al*, 1993).

Ur klumpar med olja som låg på ytan av komposterna observerades i slutet av maj ett visst "läckage". Olja hade "runnit" ut ur dem. Oljan som "runnit" ut hade en gummi-artad konsistens. Detta fenomen verkar uppkomma då klumpen som oljan "runnit" ifrån värmts upp av solen till strax över 20°C. Detta markerar vikten av god inblandning.

När siktkrossskopan började användas kunde konstateras att den blandar om bra, och framförallt slår de sönder större klumparna. I början av augusti, efter två körningar med siktkrossskopan, kunde man fortfarande observera oljeklumpar i strängen, men de var nu i storleken någon till några centimeter. Dessa klumpar hade olika karaktär. Några var porösa och liknade små uttorkade asfaltbitar, en del var kristallartade, med hårda, skarpa brottytor och en del var lite mjukare, ungefär som små lerklumpar. I bäddkomposterna kunde man fortfarande hitta klumpar i storleken någon decimeter (dvs ingen förändring med tiden).

I slutet av september kunde enstaka små olje- och tjärklumpar fortfarande noteras i strängkomposten, men förekomsten hade sjunkit. Klumpförekomsten hade sjunkit också i bäddkomposterna. De klumpar som förekom i bäddkomposterna var fortfarande större än de i strängkomposten. Klumpförekomsten i bäddkomposterna var tydligare i bädd 2, som inte fått extra gödsel tillsatt, mot i bädd 1, som fått extra gödsel.

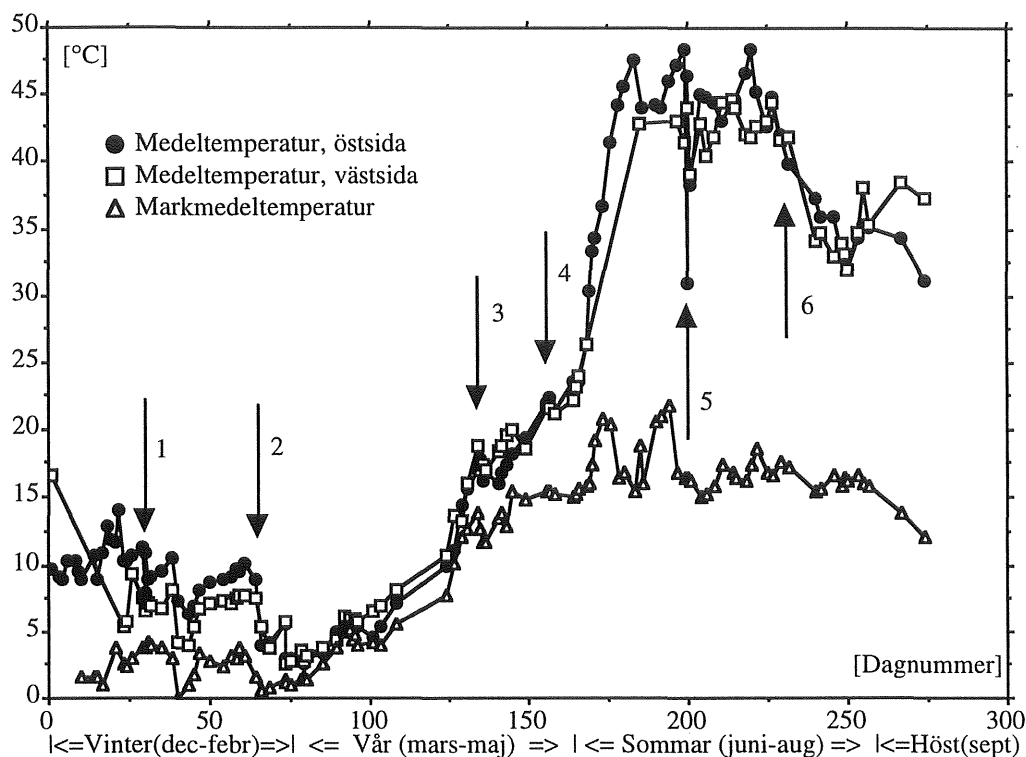
3.2.4 Makroskopiskt liv

Från våren (dag 129, 28 april) och fram över sommaren observerades en viss växtlighet i komposterna: grässtrån och späda plantor. Spindlar och spindelväv förekom också. Vid provtagning dag 207 (15 juli) observerades en dagmask i bäddkompost 2. Inga mer omfattande kartläggningar eller artbestämningar gjordes.

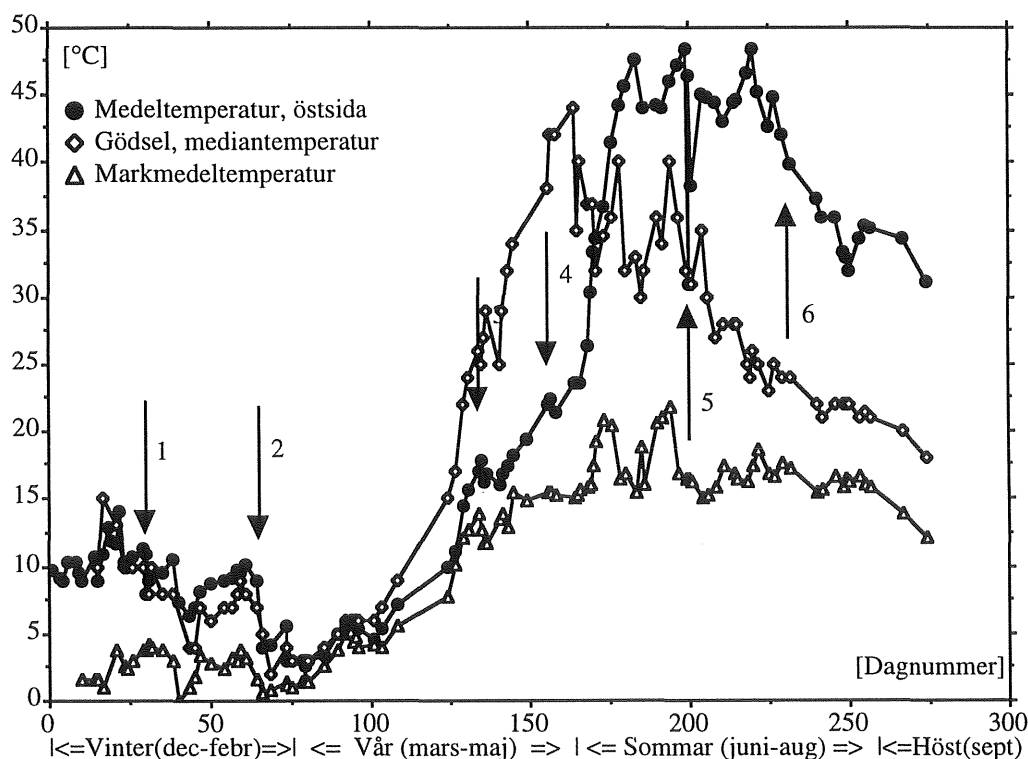
3.2.5 Volymsreduktion

Ursprungsvolymen på strängkomposten var c:a 30 m³. Dag 253 (30 augusti) var volymen 20–24 m³. Volymen av strängkomposten har alltså reducerats med 20-30%. Osäkerheten i angivelsen beror dels på att strängen är oregelbunden och dels på att det är svårt att säga hur mycket markmaterial som följt med upp i strängen vid om-grävningarna och som inte ursprungligen ingick i strängen.

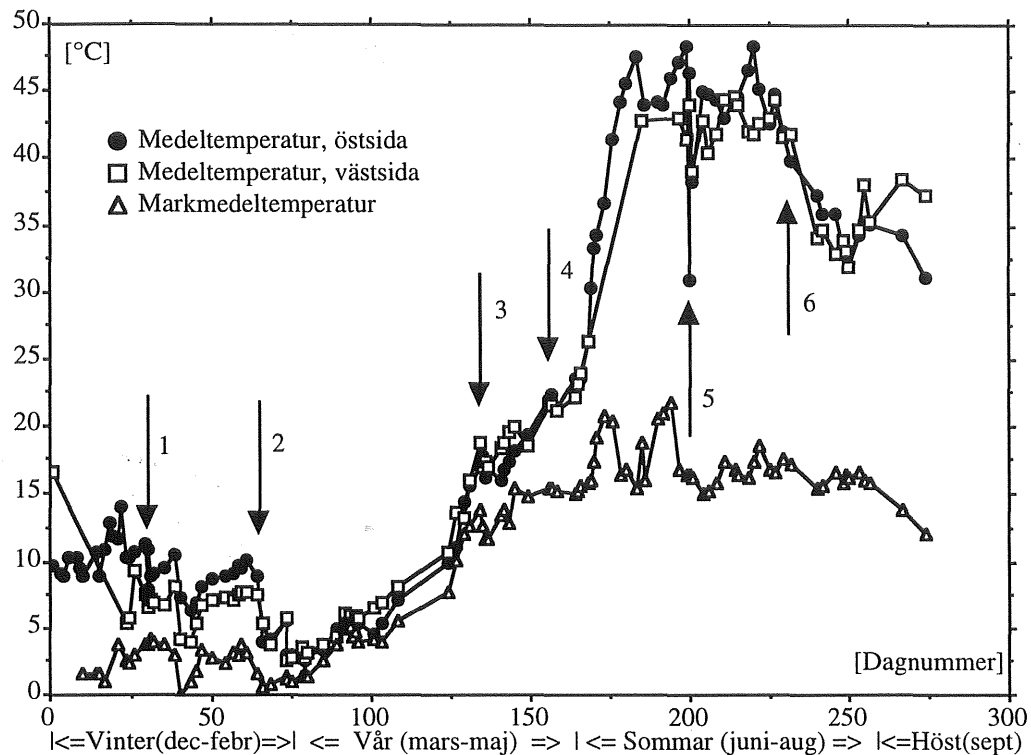
Eventuell volymsändring hos bäddkomposterna har inte studerats.



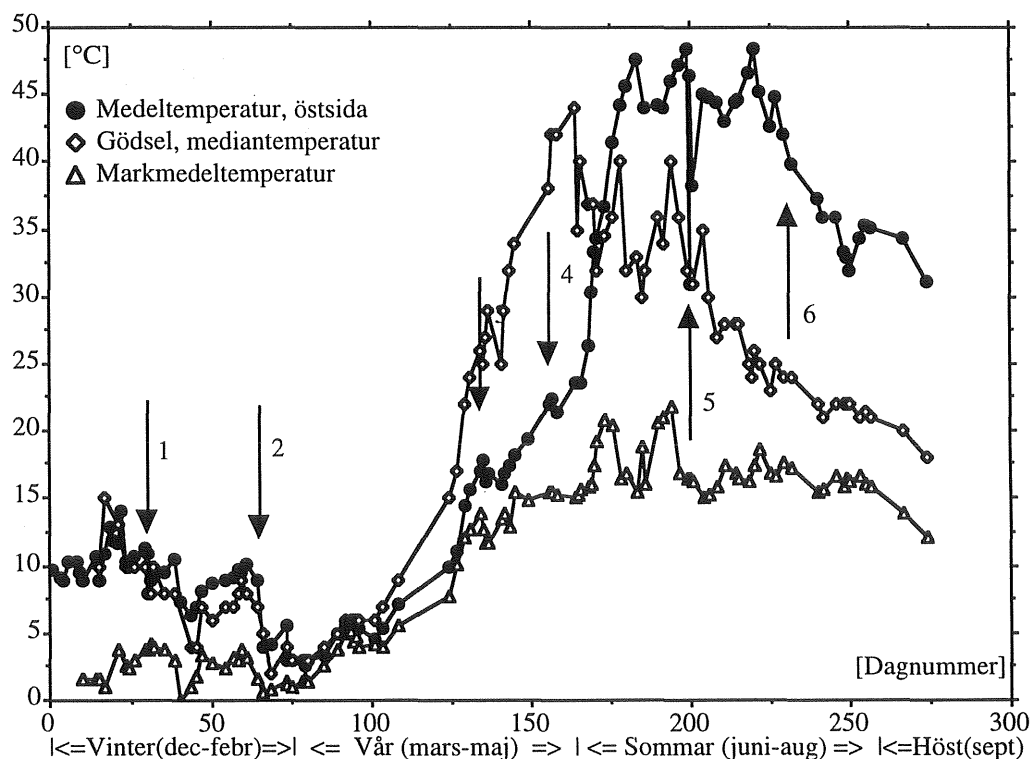
Figur 3.1 Temperaturutvecklingen i strängkomposten. Medeltemperaturerna på kompostens östsida och västsida jämförda med marktemperaturen. Pilarna indikerar omgrävningar. Vattning skedde vid 3, och tillsats av gödsel-”starter” vid 4.



Figur 3.2 Temperaturutvecklingen i strängkomposten. Medeltemperaturen på kompostens östsida jämförd med mediantemp. i gödselhögen.



Figur 3.1 Temperaturutvecklingen i strängkomposten. Medeltemperaturerna på kompostens östsida och västsida jämförda med marktemperaturen. Pilarna indikerar omgrävningar. Vattning skedde vid 3, och tillsats av gödsel-”starter” vid 4.



Figur 3.2 Temperaturutvecklingen i strängkomposten. Medeltemperaturen på kompostens östsida jämförd med mediantemp. i gödselhögen.

3.3 Fältmätningar

3.3.1 Temperaturutveckling i komposterna jämförd med mark och gödsel

Allmänt

Temperaturutvecklingen i komposterna framgår av diagrammen i **figur 3.1-3.5**. Mät-punkternas antal och exakta läge varierade något mellan olika dagar. I perioder med mycket kalla nätter hade ytan på komposten lokalt frusit och vilket gjorde det omöjligt att sticka in termoelementet i en del punkter (i **figur 2.5** finns dygnsmin- och dygns-maxtemperaturer under försöket redovisade tillsammans med markttemperaturen, som var den temperatur som användes som referenstemperatur). Det fanns också en hel del grövre material i komposterna - sten, stövlar och liknande - som kunde vara i vägen när man försökte sticka in termoelementet och orsaka att mätpunkten flyttades.

Temperaturutvecklingen i komposterna (**figur 3.1, 3.4 och 3.5**) var den parameter som användes som utgångspunkt för kontinuerliga diskussioner om hur komposterna fortsatt borde behandlas. Under projektets gång var det ett huvudbry varför komposterna inte "kom igång" och blev självvärmade, trots att det blev varmt väder under våren runt dag 120 (från mitten av april).

Att komposterna inte reagerade trots den stigande utomhustemperaturen var orsaken till den vattning som skedde dag 141 och 145 (10 och 14 maj). Det var också orsaken till den tillförsel av ytterligare gödsel till strängkomposten och bäddkompost 1 samt "ihop-fösning" av strängkomposten som skedde dag 166 (4 juni).

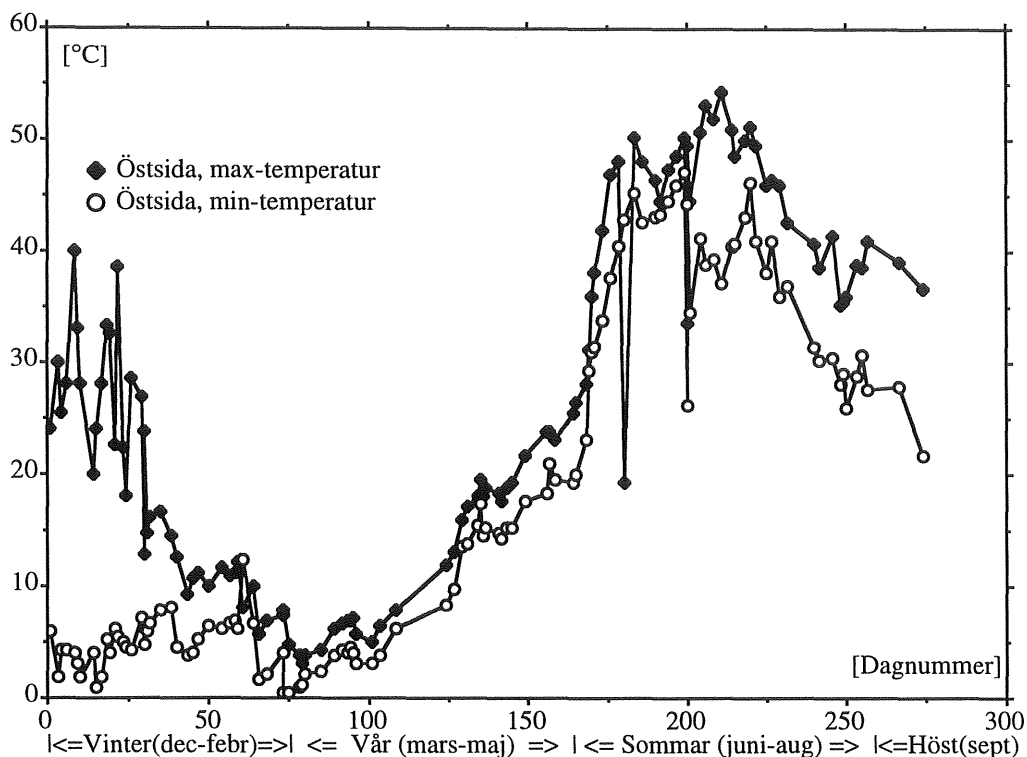
Temperaturutvecklingen i gödselhögen med kvarvarande gödsel från uppläggningsen av komposterna var mycket måttlig under vintern (**figur 3.2**). Gödselhögens dimensioner var jämförbara med strängkompostens. Närmare sommaren var utvecklingen mer positiv: från en mediantemperatur på 5-10°C runt dag 110 (i början av april) steg mediantemperaturen till ca 40°C, med maxtemperatur på drygt 50°C, runt dag 165 (i början av juni). Gödselhögen hade i stort sett bränt färdigt dag 274 (slutet av september). Gödseln har inte grävts om eller vattnats någon gång under försöks-perioden.

Strängkomposten

Under vintermånaderna var aktiviteten i strängkomposten mycket moderat. Under de första 60 dagarna höll värmen i den tillförda gödseln medeltemperaturen runt 10°C (ca 5°C över markttemperaturen). Under denna period skiljde sig högsta och lägsta uppmätta temperatur i komposten kraftigt (**figur 3.3**). Det var lokala områden med hög temperatur som gav förhöjningen i medeltemperatur i komposten under den här perioden.

Efter ca 60 dagar sjönk medeltemperaturen så att den sammanföll med markttemperaturen. Temperaturutvecklingen i strängkomposten följer här utvecklingen i gödselhögen (**figur 3.2**). Kompostens temperatur höjde sig sedan inte över markttemperaturen förrän i mitten av maj, 150 dagar efter försöksstarten.

Strängkomposten har haft något lägre temperatur på den mer vindutsatta västsidan (**figur 3.1**) och kyldes under januari-februari kraftigt vid stark vind (som vanligen kom från väster). Nedgång i medeltemperaturen noterades även vid längre perioder med frost (vid minus 5-10°C under flera dygn).



Figur 3.3 Temperaturutvecklingen i strängkomposten. Högsta och lägsta uppmätta temperatur på östsidan vid respektive mätning.

Under projektets gång var det ett huvudbry varför komposten inte ”kom igång” trots att det blev varmt väder under våren från mitten av april, runt dag 120. Att komposten inte reagerade trots den stigande utomhustemperaturen var orsaken till den vattning som skedde dag 141 (14 maj). Det var också orsaken till den tillförsel av ytterligare gödsel samt ”ihopfösning” av strängkomposten som skedde dag 166 (4 juni).

Från mitten av juni, runt dag 180, var temperaturen i strängkomposten drygt 40°C, vilket var mer än 20°C högre än marktemperaturen. Denna temperatur höll i sig under de följande 60 dagarna och vid den fjärde provtagningen dag 253 (30 augusti) hade strängkomposten därmed legat i det termofila området i två månader. I slutet av september, dag 274, låg temperaturen i strängen fortfarande runt 30°C.

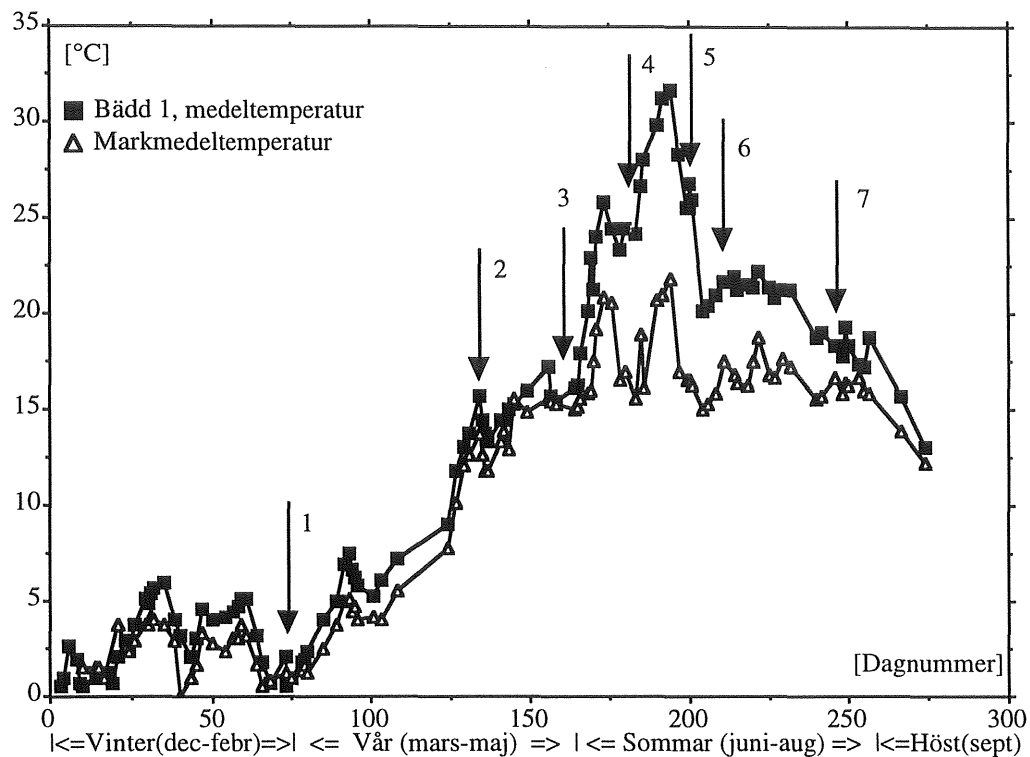
Yt-temperaturen på strängkomposten har varit väderberoende. Vanliga värden under perioden juli - augusti var ca 25°C (mätt cirka en centimeter under ytan).

Bäddkomposterna

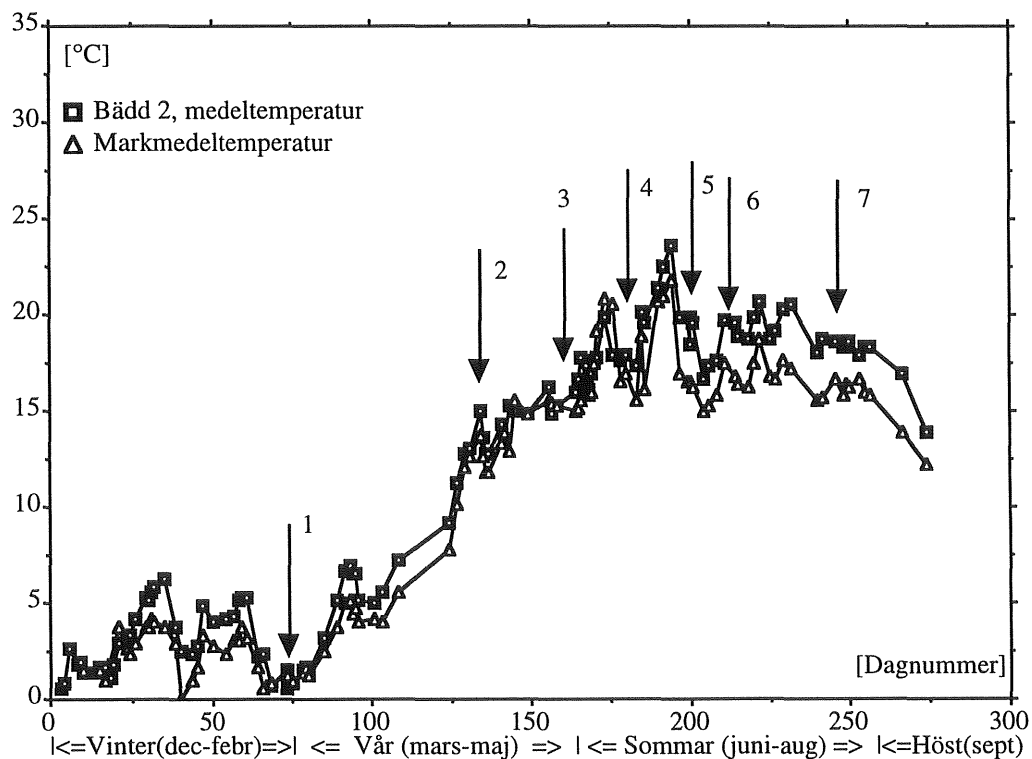
Temperaturutvecklingen i bäddkomposterna var under hela försökets gång mycket moderat (**figur 3.4 och 3.5**). Bäddkomposterna kom aldrig att i någon större utsträckning höja sig över marktemperaturen.

När komposterna inte reagerade trots den stigande utomhustemperaturen vidtogs motsvarande åtgärder som för strängkomposten - vattning dag 145 (14 maj) och tillförsel av ytterligare gödsel till bäddkompost 1 dag 166 (4 juni). Endast en av bäddkomposterna, bädd 1, tillsattes extra gödsel (se avsnitt 2.2) för att ge möjlighet att jämföra resultatet med utvecklingen utan gödseltillsats.

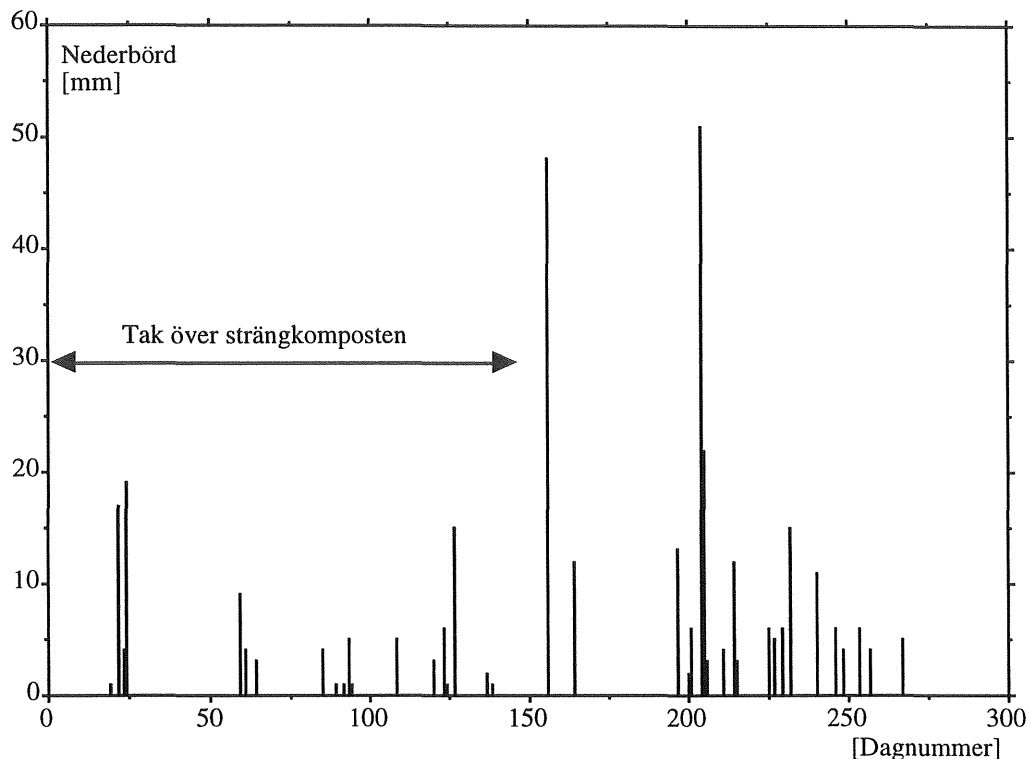
Bäddkompost 1 kom att bli något självvärmande, 5-10 °C över marktemperatur (**figur 3.4**). Däremot kom temperaturen hos bäddkompost 2 (den utan tillsats av extra gödsel) aldrig att stiga mer än några grader över marktemperaturen (**figur 3.5**). Temperatur-differensen till mark blev dock något större än vad den varit tidigare efter dag 200. Båda bäddkomposterna var mesofila under merparten av försöksperioden. I slutet av september, dag 274, hade temperaturen i bäddarna sjunkit så att båda bäddarna åter låg runt marktemperaturen, strax över 10°C.



Figur 3.4 Temperaturutvecklingen i bäddkompost 1. Medeltemperaturen jämförd med marktemperaturen. Pilarna indikerar omgrävningar. Vid 2 vattnades komposten, och vid 3 tillfördes c:a 1 m³ gödsel.



Figur 3.5 Temperaturutvecklingen i bäddkompost 2. Medeltemperaturen jämförd med marktemperaturen. Pilarna indikerar omgrävningar. Vid 2 vattnades komposten.



Figur 3.6 Uppmätt nederbörd lokalt i Torsviken. Till och med dag 141 var komposterna försedda med tak.

3.3.2 Nederbörd

Uppmätt nederbörd lokalt i Torsviken framgår av **figur 3.6**. Dagar då temperaturer inte mättes tömdes inte heller regnmätaren, utan nederbörden redovisas i stället som summa- värde närmast följande mättag. De två högsta topparna i diagrammet, 48 mm dag 156 respektive 51 mm dag 204, är sådana summavärden över helger. I allmänhet tömdes regnmätaren på mättagens morgonen, ungefär kl 08.00. Som jämförelse kan sägas att årsnederbörden i Göteborg är ca 670 mm (medelnederbörd för åren 1931-1960; Nordström *et al*, 1979).

Under perioden från dag 3 till dag 141 var komposterna försedda med tak, som i princip skyddade mot nederbörd uppifrån. Strängkomposten blev ändå sur vid kraftig nederbörd, då regnet ofta blåste in från sidan. Bäckkomposterna blev också mycket sura vid kraftig nederbörd på grund av att regnvatten samlades på marken runt dem och inte hann rinna undan.

Tabell 3.1 Uppmätta koldioxidhalter i komposterna.

Mätning		Strängkompost			Bädd 1		Bädd 2		Gödsel	
		CO ₂		Temp.	CO ₂	Temp.	CO ₂	Temp.	CO ₂ ^{c)}	Temp.
Dag	Datum	medel ^{d)}	intervall	medel	medel ^{d)}	medel	medel ^{d)}	medel	medel	median
8 ^{a)}	28 dec	0,7%	0,5-1%	10°	-	-	-	-	1%	25°
156	25 maj	0,8%	0,5-1%	22°	-	-	-	-	2%	42°
199	7 juli	7%	4-13%	48°	2,5%	26°	0%	20°	6%	32°
200 ^{b)}	8 juli	2,3%	0,5-5%	31°	1,3%	26°	0%	19°	-	-
219	27 juli	4,3%	2-9%	42°	1%	21°	0,5%	19°	-	-

a) Vid denna mätning användes både drägerrör och instrumentet lånat från Kläpp, vid övriga endast drägerrör. b) Mätningen skedde knappt 1 timma efter omgrävning (luftning). c) Uppmätta koldioxidhalter i gödselhögen är medtagna som jämförelsevärde. d) Medelvärde av 4-5 uppmätta halter.

3.3.3 Koldioxidutveckling

Koldioxidhalter mättes vid några tillfällen (**tabell 3.1**). Vid den första mätningen, dag 8 (den 28 december), blev resultatet halter mellan 0,5 och 1% i strängkomposten och 1% i gödselhögen. Medeltemperaturen i strängen var vid tillfället 10°C. Tolkningen av de låga uppmätta halterna var att temperaturen i komposten var så låg att det inte pågick någon större biologisk aktivitet, varför ingen koldioxid var att förvänta. Därför uppskjöts fortsatta koldioxidmätningar i väntan på att temperaturerna i komposterna skulle stiga, och nästa mätning gjordes inte förrän dag 136 (5 maj).

Vid mätningen dag 8 användes både dräger-rör och instrumentet lånat från Kläpp. Ingen systematisk skillnad kunde märkas mellan de två mätmetoderna. Vid de senare mätningarna användes enbart dräger-rör.

När komposterna kommit upp något i temperatur mättes koldioxidhalter ytterligare några gånger. Vid dessa mätningar användes enbart dräger-rör. Vid högre medeltemperaturer varierade de uppmätta koldioxidhalterna mycket mellan olika mätpunkter i samma kompost.

3.4 Provtagning

3.4.1 Fast fas-provtagning

Prov på kompostmaterialet

Det har varit mycket svårt att ta ut ett representativt prov för analys. I grunden var oljeslammet i sig mycket inhomogent. Det var också ett problem att många delar av komposten var i diskret form och så stora att de hade en volym som överskred den som vanligen analyseras (dvs större än några cm³). Detta gäller både sådant som skulle vara med i komposterna, som barkbitar, och de föremål av mer oönskad art som beskrivits i avsnitt 3.1.

Ibland har något större föremål (typ stövel eller stor sten) legat i den punkt där ett delprov varit tänkt att tas, när man grävt sig in 40 cm i komposten. I detta arbete har jag valt att inte ta med sådana föremål utan i stället ta prov bredvid dem. Malningen i kompostkvarnen användes sedan för att komma runt homogenitetsproblem av ”mindre” natur. Malningsresultatet blev en kletig, kornig massa. Storleken på ”kornen” var normalt ett par tre millimeter. Det var stora problem att mala kompostproven eftersom kvarnen snabbt sattes igen av det kletiga materialet. Genomsnittstiden för att få tio liter kompost att passera kvarnen var två timmar.

Prov på TV8-slam

Ett prov på oljeslam från TV8 togs ut under oktober, före uppläggningsen av komposterna. Provet var i första hand tänkt att användas till försök med utarbetande av extraktionsmetod för att kunna analysera prov på gaskromatograf (**bilaga IV**), men ytterligare några analyser gjordes på detta prov. Delprov togs med en spade på flera ställen längs kanten av sedimentationsbassängen. Härvid kom provet att innehålla mindre botten-sediment än det material som användes vid komposteringsförsöken.

3.4.2 Lakvatten från strängkomposten - provtagning, flöden och analysresultat

Provtagning på lakvatten från strängkomposten gjordes på vatten som rann genom röret för gasprovtagning. Prov har därför endast tagits under de perioder strängkomposten varit placerad över röret. Lakvatten har inte kommit kontinuerligt, utan endast i perioder efter regn. Om nederbörden var stor eller långvarig vattenfylldes provtagningsgropen och mätning omöjliggjordes. Vid några tillfällen togs prov för analys utan att flödesmätning kunde göras. Under perioden dag 3 till dag 141 har strängkomposten varit försedd med tak, och lakvattnet härör då från regn som nådde komposten sidledes.

Resultat från analyser på lakvatten (**tabell 3.2 och 3.3**) redovisas för överskådlighetens skull här, i stället för i avsnitt 3.5. Lakvattnet genom makadambädden och röret har varit ljusbrunt, lätt humusfärgat, och har endast vid en provtagning (dag 59) haft synligt oljeskimmer.

Tabell 3.2 Lakvatten. Flöden och analysresultat.

Mätperiod		Mängd vatten	Medel-flöde	pH	kond.	TEX	Opolära kolväten
Dag nr	Datum och tid	[l]	[l/h]		[µS/cm]	[mg/l]	[mg/l]
45-47	3/2 kl 15.00 - 5/2 kl 8.30	0,0	0	-	-	-	-
47	5/2 kl 10.30 - 14.00	1,35	0,4	-	-	-	-
47-50	5/2 kl 15.00 - 8/2 kl 8.00	≈8	0,1	-	-	-	-
55	13/2 kl 8.00 - 11.30	0,45	0,1	7,7	1300	-	-
59	17/2 kl 9.00 - 11.00	0,81	0,4	7,9	700	14,4	0,5
61	19/2 kl 12.00 - 14.00	0,80	0,4	7,8	1200	-	-
73	3/3 fm	-	-	8,2	1600	12,0	7,1
73	3/3 em	-	-	8,2	1600	3,9	0,94
< - - Taken borttagna från komposterna dag 141 - - >							
164	2/6 kl 12.30 - 13.40	0,48	0,4	8,5	480	6,1	1,9
165	3/6 kl 10.15 - 12.15	0,80	0,4	8,5	4600	2,0	0,3

Tabell 3.3 Lakvatten. Metallhalter i några lakvattenprov.

Metall	Provtagningsstillfälle						Gränsvärden ^{c)}	
	Dag 58 (16/2) ^{a)}		Dag 73 (3/3)fm ^{a)}		Dag 73 (3/3)em ^{a)}		Avlopps-vatten ^{d)}	Dricks-vatten ^{e)}
	Prov1 [mg/l]	Prov 2 [mg/l]	Prov1 [mg/l]	Prov 2 [mg/l]	Prov1 [mg/l]	Prov 2 [mg/l]		
Zn	0,133	0,128	0,189	0,179	0,147	0,140	2	0,1 - 0,5
Pb	<0,1 ^{b)}	<0,1 ^{b)}	<0,1 ^{b)}	<0,1 ^{b)}	<0,1 ^{b)}	<0,1 ^{b)}	1	0,01
Ni	<0,1 ^{b)}	<0,1 ^{b)}	<0,1 ^{b)}	0,103	<0,1 ^{b)}	<0,1 ^{b)}	1	-
Cu	<0,1 ^{b)}	<0,1 ^{b)}	0,123	0,113	0,101	0,100	1	0,3 - 1,0
Cr	<0,1 ^{b)}	<0,1 ^{b)}	<0,1 ^{b)}	<0,1 ^{b)}	<0,1 ^{b)}	<0,1 ^{b)}	2	0,05
Cd	<0,1 ^{b)}	<0,1 ^{b)}	<0,1 ^{b)}	<0,1 ^{b)}	<0,1 ^{b)}	<0,1 ^{b)}	0,005	0,001

^{a)}Dubbelprov togs vid varje tillfälle, resultaten från båda redovisas. ^{b)}Minsta valida värde för metoden är 0,1 mg/l. ^{c)}Dessa värden är medtagna som jämförelse. ^{d)}VAV:s rekommenderade gränsvärden för metaller i spillvatten vid inloppet till reningsverk (Berg, 1985). ^{e)}Statens livsmedelsverks kriterier för dricksvatten. Värdet för "tjänligt med anmärkning" anges, utom vad gäller krom för vilket det endast finns värde för "otjänligt". För nickel finns inget värde angivet (SNV, 1993d; SLV, 1989).

Tabell 3.4a Kolväten i gasfas

Prov	Luft genom komposten [µg/m³]	Luft i inneslutning [µg/m³]	Bakgrund, ("renluft") [µg/m³]
Dag nr 59 (17 febr)	24'752	-	275
Dag nr 248 (25 aug)	235	635	234

3.4.3 Gasfasprovtagning och GC-analys av gasprover

Prov på gasfas togs vid två tillfällen, dag 59 (17 februari) och dag 248 (25 augusti). Det luftflöde som vid provtagningarna sögs genom komposten via röret och makadammbädden var c:a 40 [l/s]. Gasprovets kolväteinnehåll analyserades samma dag som provtagningen skedde med gaskromatograf vid Kemisk miljövetenskap på Chalmers. Resultat från gasanalyserna (**tabell 3.4a och 3.4b**) redovisas för överskådlighetens skull här, i stället för i avsnitt 3.5.

Gasprov taget dag 59 (17 februari)

Vid den första gasprovtagningen dag 59 (17 februari) var medeltemperaturen i strängen 10°C. Vädret var mulet, det blåste svag vind och utomhustemperaturen var ungefär 3°C.

Summakolvätehalten i luft som sögs genom strängkomposten var 24 752 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]. I kromatogrammet syns två tydliga toppar för de flyktiga lösningsmedlen bensen respektive toluen. Vid högre retentionstider framträder sedan n-alkanerna. Kromatogrammet finns i bilaga VI.

Bakgrundsprovet har en summakolvätehalt på 275 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]. Här framträder toluen ensamt i en markerad topp som står för drygt 10% av summakolvätehalten. Kromatogrammet finns i bilaga VI.

Gasprov taget dag 248 (25 augusti)

Vid den andra gasprovtagningen dag 248 (25 augusti) var medeltemperaturen i strängen 34°C, det var soligt, nästan vindstilla och utomhustemperaturen var 18°C.

Summakolvätehalten i luft som sögs genom strängkomposten var 235 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]. Bakgrundsprovet har en summakolvätehalt på 234 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]. Kromatogrammen finns i bilaga VI.

Vid detta tillfälle togs också prov på gas i en inneslutning som placerats på kompostens yta. Här blev summakolvätehalten 635 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]. I detta prov framträdde toluen, xylene och n-alkanerna med 10 till 13 kolatomer tydligt. Kromatogrammet finns i bilaga VI.

Tabell 3.4b Större toppar^{a)} i respektive kromatogram, viktprocent av summahalten (tabell 3.4a) anges. Ökande retentionstid nedåt i tabellen.

Prov dag nr 59 (17 febr)		Prov dag nr 248 (25 aug)		
Bakgrund, ("renluft")	Luft genom komposten	Bakgrund, ("renluft")	Luft genom komposten	Luft i inneslutning
	ej id ^{b)} , 7,5%			
	Bensen, 8,0%	Bensen, 3,2%		Bensen, 1,3%
		C8, 4,1%		
Toluen, 12,2%	Toluen, 5,1%	Toluen, 2,9%		Toluen, 7,9%
		C9, 7,7%		C9, 1,9%
		Etylbensen, 1,6%		Etylbensen, 1,6%
		m/p-xylene, 4,2%		m/p-xylene, 8,5%
		o-xylene, 2,8%		o-xylene, 2,7%
		C10, 3,2%	ej id ^{b)} , 4,3%	C10, 4,3%
		C11, 3,0%	ej id ^{b)} , 5,7%	C11, 6,5%
			ej id ^{b)} , 2,5%	C12, 8,8%
			ej id ^{b)} , 3,9%	C13, 4,3%

^{a)}För samtliga toppar, ordning och retentionstider, se respektive kromatogram i **bilaga VI**. ^{b)}Komponenten som gett denna topp har ej identifierats, men placerats ungefärligt efter retentionstid i tabellen.

Tabell 3.5 Analysresultat, fasta prov.

Prov	Densitet [kg/l]	Torrsubstans [g/kg]	Glödrest [g/kgTS]	pH-värde	Kondukt. [μS/cm]	TEX [mg/kgTS]	Opolärt [mg/kgTS]	Kväve [mg/kgTS]	Fosfor [mg/kgTS]
<u>Utgångsmaterial</u>									
Bark	0,30	-	-	-	-	-	-	-	-
Gödsel	0,25	-	-	-	-	-	-	-	-
TV8-slam ^{a)}	1,3 ^{a)}	627	718	-	-	164'000	121'000	-	-
Bark+Gödsel (1:1 vol)	-	266	115	-	-	3'100	440	7'800	1'500
<u>Strängkompost</u>									
Prov dag 10	0,68	469	555	-	-	75'000	48'000	3'600	1'900
Prov dag 29	0,73	454	516	9,1	-	76'200	48'700	3'000	1'010
Prov dag 78	-	597	738	8,0	700	73'300	55'000	2'280	460
Prov dag 207	0,90	789	868	8,8	600	19'000	14'850	2'000	21
Prov dag 253	0,93	739	830	7-8	200	17'500	8'000	1'600	57
<u>Bäddkompost 1</u>									
Prov dag 10	0,70	632	686	-	-	92'000	59'000	2'500	600
Prov dag 29	0,73	544	558	9,5	-	120'000	77'100	2'200	800
Prov dag 78	-	691	730	7,3	900	92'700	63'300	2'600	750
Prov dag 207	-	635	775	7,5	800	21'600	12'600	3'400	190
Prov dag 253	0,93	623	716	7-8	200	22'500	11'200	3'700	240
<u>Bäddkompost 2</u>									
Prov dag 10	0,70	632	686	-	-	92'000	59'000	2'500	600
Prov dag 29	0,73	544	558	9,5	-	120'000	77'100	2'200	800
Prov dag 78	-	691	730	7,3	900	92'700	63'300	2'600	750
Prov dag 207	0,90	679	757	8,7	2500	33'870	21'350	2'000	78
Prov dag 253	0,85	684	770	7-8	200	37'600	22'300	3'700	240

^{a)} Densiteten på TV8-materialet avser prov på det uppgrävda material som de facto blandades in i strängen. Övriga värden avser prov som togs ut från TV8 i oktober, ungefär två månader före försöksstarten.

3.5 Analysresultat

För fasta prover finns alla analysresultat utom metallhalter samlade i **tabell 3.5**. Analysresultat för lakvatten har redovisats tillsammans med provtagning av lakvatten i avsnitt 3.4.2 och analysresultat för gasprover tillsammans med provtagning av gasfas i avsnitt 3.4.3.

3.5.1 Gravimetriska analyser

Densiteter

Densiteter mättes på de ingående materialen och de nyblandade komposterna för att ge en kontroll av blandningsförhållandet (se avsnitt 3.2.1). Därefter mättes densitet i samband med några provuttagningar (**tabell 3.5**).

Torrsubstans och glödrest hos oljeslammet från TV8

Analys av TS och GL gjordes på alla kompostprov (**tabell 3.5**). Båda parametrarna uppvisar en ökande tendens under komposteringsförloppets gång.

Torrsubstans och glödrest hos oljeslammet från TV8

Torrsubstans och glödningsrest analyserades på det oljeslamsprov som togs ut från TV8 i oktober, före upplaggningen av komposterna (**tabell 3.5**).

Torrsubstansresten av oljeslammet var en seg, svart smet. Vid torrsubstansanalys kom slamproven mycket lätt i kokning, lättare än vad som vanligen är fallet med slamprover. Värmingen fick till en början ske mycket försiktigt för att slamprovet inte skulle stötkoka och hamna i taket på muffelugnen. Detta tyder på ett stort innehåll av lättflyktiga komponenter.

Glödningsresten av slammet var ett rödbrunt pulver. Vid glödningsrestsanalysen avgav proven en stark, stickande lukt. Degeln fick täckas med ett degellock för att inte provet skulle brinna med gul sotande låga. Detta tyder på ett relativt stort innehåll av föreningar som har högt värmevärde men som inte är lättflyktiga.

3.5.2 pH-värden och konduktivitet hos komposterna

Uppmätta värden på pH och konduktivitet framgår av **tabell 3.5**. Något olika metod användes vid olika mätningarna (**tabell 2.1**).

Att olika förhållanden mellan kompostmaterial och vatten använts vid utskakning har förmodligen inte påverkat relevansen hos erhållna pH-värden, då materialets jonstyrka var hög. En tendens mot mer neutrala pH-värden kan skönjas under förloppets gång.

De olika förhållandena mellan kompostmaterial och vatten inverkar däremot på jämförbarheten mellan konduktivitetsvärdena. En minskande trend hos konduktiviteten kan dock urskiljas, eftersom konduktiviteten i huvudsak minskar trots att förhållandet kompostprov till vatten ökar.

Tabell 3.6 Metallhalter i oljeslammet.

Metall	Oljeslam, prov från TV8		Gränsvärde i avloppsslam ^{b,d)} [mg/kgTS]	Vanliga halt- intervall i jord ^{c,d)} [mg/kgTS]
	Prov 1 ^{a)} [mg/kgTS]	Prov 2 ^{a)} [mg/kgTS]		
Zn	2,43	3,26	800	-
Pb	3,31	6,52	100	2 - 200
Ni	0,17	0,29	50	5 - 500
Cu	3,64	3,95	600	-
Cr	0,09	0,01	100	1 - 1000

^{a)}Dubbelprov gjordes, båda resultaten redovisas. ^{b)}Avser avloppsslam som används för jordbruksändamål (SNV, 1995). ^{c)}Brown *et al* (1984). Värde för zink och koppar anges ej. ^{d)}Dessa värden är medtagna som jämförelse.

3.5.3 Tungmetaller i oljeslam från TV8

Mätningarna av tungmetallinnehåll gjordes på oblandat oljeslam, inte på kompostmaterialet. Analysen skedde på provet som togs från TV8 i oktober, före komposteringsförsökens start. Resultatet framgår av **tabell 3.6**.

3.5.4 Extraherbara kolväten i komposterna, oljeslam samt gödsel/bark

Halter av kolväten i komposterna

Halterna extraherbara kolväten relaterade till provernas TS finns i **tabell 3.5** och diagrammen i **figur 3.7** för strängkomposten, **figur 3.8** för bäddkompost 1 och **figur 3.9** för bäddkompost 2.

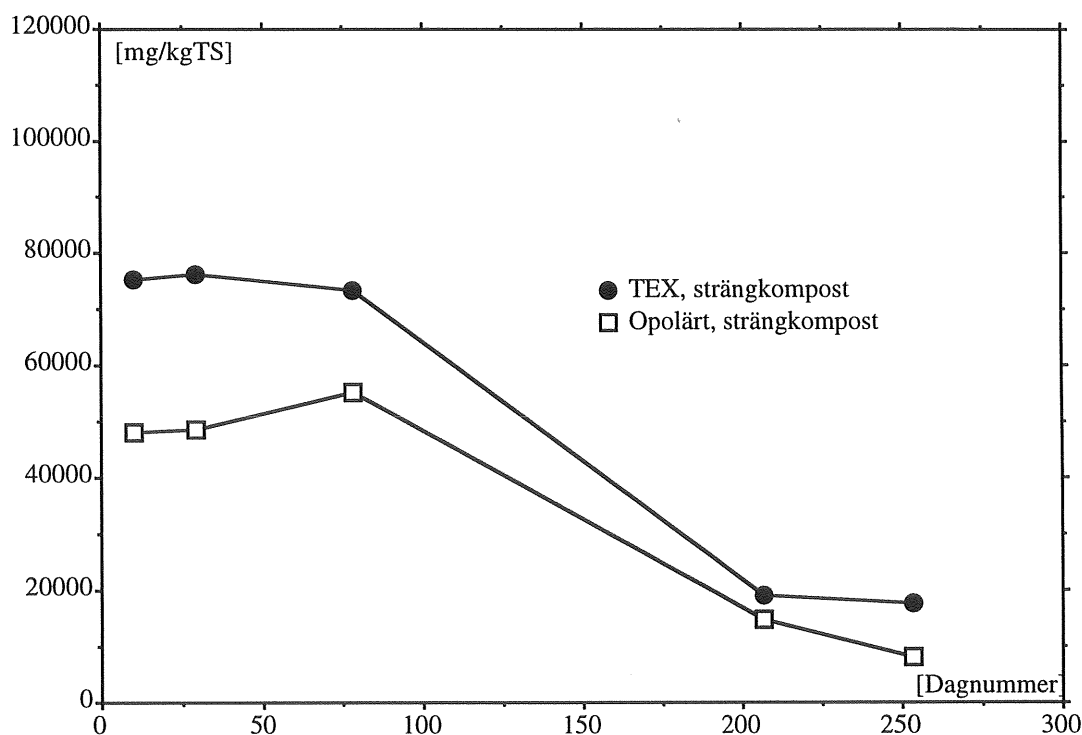
I avsnitt 4.1.1 diskuteras relevansen av att relatera uppmätta kolvätehalter till torrsubstansinnehållet när det gäller komposter.

Vid de tre första provtagningarna (t o m dag 78, den 8 mars) skedde ingen haltreduktion av TEX per kgTS. Under denna period var temperaturerna i komposterna låga. Provtagningen avbröts därför av kostnadsskäl i väntan på att temperaturena i komposterna skulle stiga. Nästa prov togs dag 207 (15 juni).

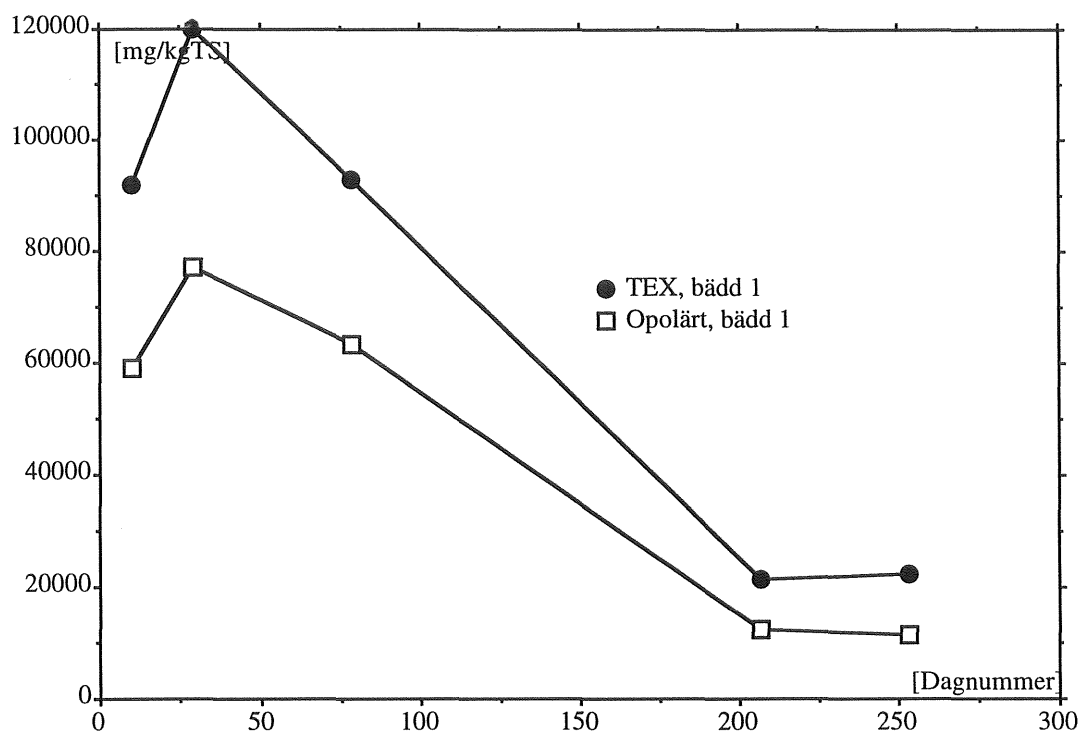
De prov som togs i försökets slutskede, efter att temperaturerna stigit i komposterna, visar på en reduktion av TEX som andel av torrsubstansen på drygt 70% i strängkomposten och ca 55% i bäddkompost 2, som inte tillsatts extra gödsel. Reduktionen var 77% i bäddkompost 1, den med extra gödsel tillsatt. Då har dock ej korrigerats för utspädningseffekt vid gödseltillsatsen.

Halt av kolväten i oblandat oljeslam

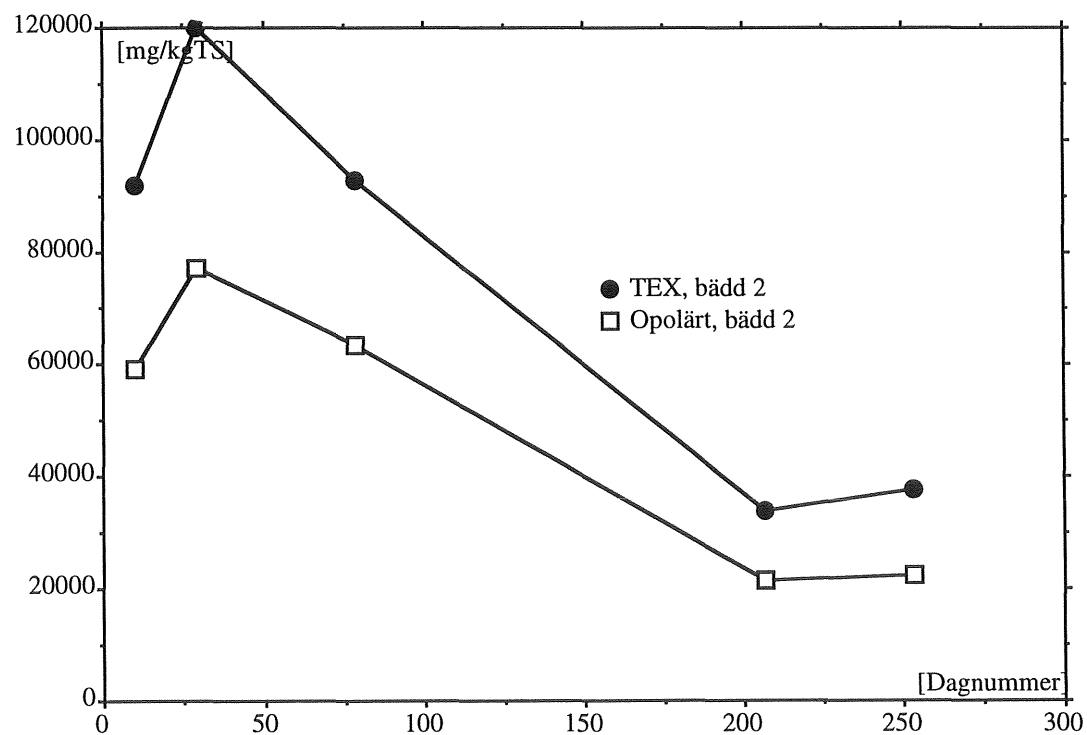
Oblandat oljeslam från TV8 analyserades med avseende på TEX och opolära kolväten (**tabell 3.5**). Slammet hade en halt på 164'000 [mgTEX/kgTS]. Provet som analyserades var det som togs ut från TV8 i oktober. Det kom dock inte att analyseras förrän i juli.



Figur 3.7 TEX och opolära kolväten i strängkomposten.



Figur 3.8 TEX och opolära kolväten i bäddkompost 1.



Figur 3.9 TEX och opolära kolväten i bäddkompost 2.

Halt av kolväten i bark/gödsel

Ett "bakgrundsprov" bestående av lika volymsdelar hästgödsel och bark blandades ihop och analyserades med avseende på TEX och opolära kolväten, för att ge en uppfattning om inverkan från dessa material (**tabell 3.5**). Halterna i "bakgrundsprovet" utgör mindre än 2% av halten TEX/kgTS och mindre än 0,5% av halten opolärt/kgTS jämfört med provet på oblandat oljeslam. Då samtidigt TS-halten i oljeslammet är betydligt högre än i "bakgrundprovet" ger gödseln och barken vid uppläggningsen av komposterna ett mycket litet bidrag till kolvätehalten i materialet.

3.5.5 Kväve- och fosforinnehåll

Kväve- och fosforinnehåll i komposterna framgår av **tabell 3.5**. Kvävehalterna håller sig i ungefär samma storleksordning under hela perioden. Fosforhalterna minskar under försökets gång. Liknande resultat har rapporterats av Carlsson *et al* (1993).

3.5.6 Total organisk halogen

På kompostproven tagna dag 207 gjordes en mätning av total organisk halogen (EOX). Resultatet var 93 [mg/kgTS] för strängkomposten, 69 [mg/kgTS] för bäddkompost 1 och 66 [mg/kgTS] för bäddkompost 2.

Tabell 3.7 Dagbok över utvecklingen i komposterna.

Dagnr	Datum	Händelser och observationer
<u>Vinter: december, januari, februari</u>		
1	21 dec	<u>Strängkomposten</u> ihopblandad med hjälp av grävmaskin med planskopa.
2	22 dec	<u>Bäddkomposterna</u> ihopblandade med hjälp av spadingmaskin. Komposterna var efter ihopblandningen kladdiga av oljeslam och luktade stark olja. Spadingmaskinen gav betydligt bättre initial blandning av materialen än grävmaskin med planskopa. Däcken på traktorn till spadingmaskinen tryckte dock ihop bäddarna.
3	23 dec	Taken uppmonterade över komposterna.
8	28 dec	Koldioxidmätning på <u>strängkomposten</u> .
10	30 dec	Startprov tagna på komposterna.
29	18 jan	Prov tagna på komposterna.
30	19 jan	<u>Strängen</u> omgrävd med planskopa. Svag lukt av sumpgas. Så blött runt komposterna att det inte bedömdes lämpligt att gräva om <u>bäddarna</u> - för mycket vatten skulle ha blandats upp.
45-73	3 febr - 3 mars	Mätningar och provtagningar på lakvatten från <u>strängen</u> .
59	17 febr	Gasprov taget på <u>strängen</u> .
<u>Vår: mars, april, maj</u>		
73	3 mars	<u>Strängen</u> omgrävd med planskopa, och <u>bäddarna</u> med spadingmaskinen. Spadingmaskinen drar upp rätt mycket makadam från marken in i bäddarna. Konsistensen är som hyfsat torr jord med ansamlingar av oljigt material här och där.
78	8 mars	Prov tagna på komposterna
129	28 april	Viss växtlighet i <u>strängen</u> (enstaka plantor).
141	10 maj	<u>Strängen</u> omgrävd med planskopa och vattnad. Svag lukt av olja, men ingen lukt av svavelväte vid omgrävningen. Taken över komposterna nedmonterade.
145	14 maj	<u>Bäddarna</u> omgrävda med spadingmaskinen och vattnade. Vid vattningen ändrades konsistensen från "torr jord" till "blöt jord". Spadingmaskinen lämnar "oljeklumpar", med en diameter på ungefär en decimeter, som den inte lyckas blanda in i komposten. Grävmaskin med planskopa lämnar lite större klumpar, ett par decimeter, i strängkomposten. Enstaka växter, gräs och några tvåhjärtbladiga, växte i komposterna före omgrävning.

Tabell 3.7 forts.

Dagnr	Datum	Händelser och observationer
156	25 maj	Koldioxidmätning på <u>strängen</u> . Oljeklumpar som ligger på ytan "läcker" olja: olja med gummiartad konsistens, och som ser ut som att den runnit ur klumparna. Verkar inträffa när solen värmt kompostytan till strax över 20°C.
Sommar: <u>juni, juli, augusti</u>		
164,165	2 -3 juni	Mätningar och provtagningar på lakvatten från <u>strängen</u> .
166	4 juni	Omgrävning av <u>strängen</u> med siktkrosskopian. Detta var första gången siktkrosskopian användes. Strängen gjordes högre och kortare. Ca 30 liter färsk gödsel tillsatt mitt i strängen som "starter". <u>Bäddarna</u> grävdes om med spadingmaskinen. Bädd 1 tillsattes 4 m ³ färsk gödsel. Siktkrosskopian blandar om bra och slår framför allt söder större klumpar. Viss oljelukt när man kommer ner i botten av strängen, men ingen lukt av svavelväte. Enstaka växter i komposterna före omgrävning. En och annan spindel sprang runt på komposterna.
183	21 juni	Omgrävning av <u>bäddarna</u> med spadingmaskinen.
199	7 juli	Koldioxidmätning på <u>sträng</u> och <u>bäddar</u> .
200	8 juli	Omgrävning av <u>strängen</u> med siktkrosskopian. Omgrävning av <u>bäddarna</u> med spadingmaskinen. Ingen oljelukt observerades.
207	15 juli	Provtagning på komposterna. En daggmask hittades i bädd 2.
215	23 juli	Omgrävning av <u>bäddarna</u> med spadingmaskinen.
219	27 juni	Koldioxidmätning på <u>sträng</u> och <u>bäddar</u> .
232	9 aug	Omgrävning av <u>strängen</u> med siktkrosskopian. De oljeklumpar man nu hittar i strängkomposten är av storleken några centimeter. En del är porösa, liknar asfaltbitar, en del är kristallartade med skarpa brottytor, en del är hjuka, ungefär som små lerklumpar. I <u>bäddarna</u> hittar man fortfarande oljeklumpar med storleken någon decimeter i diameter.
248	25 aug	Omgrävning av <u>bäddarna</u> med spadingmaskinen. Gasprov på <u>sträng</u> .
253	30 aug	Prov taget på komposterna.
Höst: <u>september</u>		
274	20 sept	Sista observationsdag för temperatur och synintryck. Enstaka små olje/tjärklumpar i <u>strängkomposten</u> , förekomsten sjunker. Klumparna i <u>bäddarna</u> minskar också. Dessa är fortfarande större än de i strängkomposten. Tydligare klumpförekomsten i bädd 2 (som inte fått extra gödsel tillsatt) än bädd 1.

Tabell 4.1 Reduktion av kolväteinnehållet i komposterna, mätt som TEX, relaterat till torrsubstans respektive glöddrest hos kompostmaterialet.

Kompost	Startvärde [mg/kgTS] [mg/kgGR]	Slutvärde [mg/kgTS] [mg/kgGR]	Reduktion [mg/kgTS] [mg/kgGR]	Reduktion [%]
Sträng- kompost	75'000 135'140	17'500 21'080	57'500 114'060	76,6 84,4
Bädd- kompost 1 ^{a)}	92'000 134'110	22'500 29'220	69'500 104'890	75,5 78,2
Bädd- kompost 2	92'000 134'110	37'600 52'510	54'400 81'600	59,1 60,8

^{a)} Extra gödsel tillsatt bäddkompost 1, vilket ger utspädningseffekt.

Tabell 4.2 Reduktion av "mineralolja" i komposterna - mätt som den opolära andelen av TEX - relaterat till torrsubstans respektive glöddrest hos kompostmaterialet.

Kompost	Startvärde [mg/kgTS] [mg/kgGR]	Slutvärde [mg/kgTS] [mg/kgGR]	Reduktion [mg/kgTS] [mg/kgGR]	Reduktion [%]
Sträng- kompost	48'000 86'490	8'000 9'640	40'000 76'850	83,3 88,8
Bädd- kompost 1 ^{a)}	59'000 86'000	11'200 15'640	47'800 73'360	81,0 81,8
Bädd- kompost 2	59'000 86'000	22'300 28'960	36'700 57'040	62,2 66,3

^{a)} Extra gödsel tillsatt bäddkompost 1, vilket ger utspädningseffekt..

4 Diskussion

I detta kapitel diskuteras erhållna resultat utgående från olika teman, och inte efter rubrikerna i resultatkapitlet. Först kommenteras i avsnitt 4.1 reduktion och halter av kolväten i komposterna, den mest påtagliga delen av arbetet. Avsnitt 4.2 handlar om hur komposteringsförloppet förlöpt och faktorer som påverkat det. I avsnitt 4.3 berörs teknikanvändning vid kompostering av oljehaltigt avfall och i avsnitt 4.4 diskuteras hur metoden med kompostering kan användas. Avsnitt 4.5 tar upp något om provtagnings- och analysvårigheter och slutligen finns i avsnitt 4.6 några sammanfattande slutsatser.

4.1 Reduktion av kolväten i komposterna

4.1.1 Total uppmätt reduktion av TEX i komposterna

Uppmätt kolväteinnehåll mätt som TEX/kgTS är en parameter som ofta används när man studerar innehåll av och haltförändring hos olja i fasta prov. Vid kompostering blir det dock något missvisande att relatera till TS-innehållet, eftersom det material som utgör torrsubstansen till stor del är sådant som bryts ned biologiskt under komposteringsprocessens gång. Man relaterar alltså kolväteinnehållet till något som varierar.

Om man vill utvärdera reduktionen av oljeinnehållet bör det relateras till den något som finns kvar hela tiden, som till exempel glödresten (GR), medan kolväteinnehåll relaterat till TS kan användas för att ta ställning till hur oljehaltigt material ska behandlas och hur problematiskt materialet är. Omräknat till TEX/kgGR blir den totala reduktionen av kolväteinnehållet 60-84% (**tabell 4.1**). Den totala reduktionen av opolära kolväten (**tabell 4.2**) är något större än reduktionen av polära kolväten, se vidare i avsnitt 4.1.4.

4.1.2 Jämförelse med andra studier

Problemen med att jämföra biologisk reduktion mellan olika studier har framhållits av flera författare. Meijer (1992) varnar för att dra långtgående slutsatser från andra studier av nedbrytning. Skillnader i miljö kan ge helt olika resultat för studier av en och samma förorening. Blackburn *et al* (1993) framhåller svårigheterna med att länka ihop resultat från olika försök och varnar för problem vid uppskalning. Sims *et al* (1990) menar att man måste använda lösningar som är "site specific" - en speciell metod för varje tillfälle - och att erfarenheten generellt visar sämre halveringstider i fullskala jämfört med lab-skala. Därför har jag valt att jämföra mina resultat endast med de två studier som är mest lika mina.

De studier som mest liknar mina försök är försök med kompostering av samma sorts avfall (oljehaltigt slam från TV8 i Torsviken) som skett i liten skala med boxar (Carlsson, 1992) och i fullskala i komposteringsanläggning (Eliasson, 1992). Försöken refereras kortfattat i **bilaga III**, och resultaten finns sammanfattade i **tabell 4.3**. Resultaten anges relaterade till TS-innehållet, då det är så resultaten anges i de båda andra rapporterna.

Det är intressant att den reduktionsgrad som erhålls vid fullskaeförsöket (Eliasson, 1992) - som ägde rum i komposteringsanläggning med tvångsluftning och flitigare förekommande omgrävningar - är så lik reduktionsgraden i strängkomposten i mina försök. Skillnaden ligger i stället i hur lång tid som åtgår: i komposteringsanläggningen drevs processen endast 84 dagar. Det verkar alltså som om ökad mekanisering och förfining av utrustning snarare leder till snabbare förlopp än ökad reduktionsgrad.

Tabell 4.3 Jämförelse mellan detta arbete och tidigare, likartade försök.

Försök/Metod	Starthalt, TEX [mg/kgTS]	Sluthalt, TEX [mg/kgTS]	Reduktions- grad, TEX
<u>Detta arbete</u>			
Strängkomp.	75'000	17'500	77%
Bäddkomp. 1 ^{a)}	92'000	22'500	76%
Bäddkomp. 2	92'000	37'600	59%
<u>"Fullskala" (Eliasson, 1992)^{b)}</u>			
Komp.anl.	350'000	75'900	78%
<u>"Boxförsök" (Carlsson, 1992)^{b)}</u>			
Box	(547'000)	309'000 ^{c)}	6'800 (99%)98% ^{c)}
Limpa	(547'000)	309'000 ^{c)}	40'300 (92%)87% ^{c)}

a) Extra gödsel tillsatt, vilket även ger viss utspädningseffekt. b) Kortfattade referat av dessa båda försök finns i **bilaga III**. c) Starthalten har korrigerats, då det i rapporten angivna värdet troligen avser oblandat oljeslam och inte starthalt i kompostmaterialet, se texten.

Den höga reduktionsgraden vid boxförsöken (Carlsson, 1992) ger en fingervisning om inblandningens och omgrävningarnas betydelse. Vid boxförsöken grävdes komposterna om för hand, varvid omblandning, sönderdelning av klumpar och liknande blev mer minutiöst utförd.

Sluthalterna i de två nämnda studierna ligger huvudsakligen högre än slutvärdena i mina försök. Då startvärdena varit högre har man ändå erhållit högre eller likartad procentuell reduktion. Det verkar som om sluthalten styrs upp av starthalten: haltkurvan för "fullskaleförsöket" planar på slutet ut på samma sätt som haltkurvorna i detta arbete.

I båda dessa försök har man betydligt högre starthalt av TEX än i mina försök, trots att samma sorts oljehaltigt material (slam från TV8 i Torsviken) och samma inblandning av gödsel och bark använts i alla tre försöken. I boxförsöken anges startvärdet för TEX till 547'000 mg/kgTS, och i fullskaleförsöket till 350'000 mg/kgTS. Starthalten i boxförsöket är dock förmodligen angiven som innehållet av TEX i oblandat oljeslam, annars skulle "slammet" utgöras av i det närmaste ren olja (när mer än hälften av TS i komposten är kolväten, trots utblandning med gödsel och bark). Värdet på TEX två veckor in i boxförsöken är 215'000 mg/kgTS, varför det förefaller sannolikt att startvärdet i kompostmaterialet vid boxförsöken snarare var i närheten av detta värde. Enligt Eliasson (1993) skall startvärdet i komposten ha varit 309'000 mg/kgTS. Därav justeringen i tabell 4.3.

Även i fullskaleförsöket är dock startvärdet drygt tre gånger högre än mina startvärden. Detta kan bero på skiftande sammansättning i det material som inkommit till TV8, men

det kan också bero på olika sätt att ta ut oljehaltigt material från bassängen. Vid box-försöket grävdes material från TV8 med en mindre grävmaskin. Det gjorde att man tog ytligt slam ur sedimentationsgropen. Vid fullskaleförsöket transporterades slam till inblandningsplatsen med sugbil, vilket gav samma resultat (Eliasson, 1993). Vid mina försök grävdes slam från botten av TV8 med en större grävmaskin än den som använts tidigare. Slammet kom därigenom förmodligen att innehålla mindre olja och mer sedimenterad sand och dylikt än de slam som användes vid de två tidigare försöken. Densiteten hos det oljeslam som använts i mina försök - 1,3 [kg/l] (**tabell 3.5**) - tyder på en stor inblandning av annat material än olja.

4.1.3 Målvärde för kolvätereduktionen

Det råder när detta skrivs osäkerhet om vad som är ett bra målvärde vid reduktion av oljehalt i jord eller kompost. Det finns i Sverige inget officiellt riktvärde för oljehalt i jord som avgör att det oljekontaminerade materialet skall anses som MFA. Det pågår när detta skrivs arbete inom Naturvårdsverket att ta fram sådana riktvärden. I ett yttrande till Koncesionsnämnden, utgående från arbetsmaterial inför ett eventuellt kommande beslut, anger man att "åtminstone" jord med oljehalt över 2% är att anse som MFA, och inte bör deponeras utan föregående behandling. Vad man avser med "olja" beror något av rådande situationen, men vanligen avses "mineralolja" (den opolära andelen av TEX) och procentangivelserna räknas på vikt av TS. Om de oljeförorenade massorna skall användas som täckmassor bör sluthalten olja enligt samma material understiga 0,1% och för andra användningsområden understiga 0,01%. För oljeförorenade massor med oljehalt över 30% anser man att man bör välja någon annan metod än kompostering, tex förbränning (Appelberg, 1995; **bilaga VII**).

Målvärden är sparsamt omnämnda vid andra försök, men anges för kvittblivning av produktionsslam vid oljeborring av Marks *et al* (1988) till runt 1%, dvs 10'000 [mg/kgTS]. Ryan *et al* (1988) anger målvärdet 1% vid kompostering av tjära i samband med sanering av gasverkstomter i England. Värde 1% resthalt diskuteras flitigt av Carlsson *et al* (1993) vid kompostering av oljehaltigt avfall, utan att det explicit nämns som målvärde. Även lägre värden förekommer dock i litteraturen. Vid en biologisk sanering av mark i Tyskland talas om målvärden mellan 500 och 2000 mg/kgTS, dvs mellan 0,05 och 0,2% (Webb, 1990).

I mina försök har sluthalten opolära kolväten hamnat strax under Naturvårdsverkets "arbetsgräns" på 2% för "deponering utan behandling" i strängkomposten och i bäddkompost 1, och strax över gränsen i bäddkompost 2. Däremot hamnar halterna inte så lågt som man i arbetsmaterialet föreslår för användning som täckmaterial (och ännu mindre för "fri" användning). Arbetsmaterialets gräns för "fri" användning, 0,01%, verkar i mina ögon något lågt satt, eftersom jag i min referensmätning på volymsmässigt lika blandning av gödsel och bark uppmätte 440 mg opolära kolväten per kgTS. I en blandning som normalt sprids utan restriktioner har jag alltså mätt upp mer än fyra gånger högre värden än det föreslagna gränsvärdet. Då bör dock sägas att mitt mätvärde grundar sig på ett enstaka prov.

Mer arbete bör läggas på att finna lämpliga gräns- och målvärden. Eftersom olika kolväten är olika farliga för miljö och hälsa bör man enligt min mening också fundera över om man skall använda målvärden angivna med mer specifika mätmetoder, eller kompletterade med metoder som bedömer biologisk toxicitet hos restprodukten (se vidare avsnitt 4.5).

4.1.4 Avgång av kolväten från komposterna till lakvatten och luft

Det är inte nödvändigtvis så att den uppmätta reduktionen är lika med den biologiska omvandlingen av kolväten i komposterna. Kolväteinnehållet kan reduceras också genom abiotiska faktorer, till exempel genom avgång till omgivande luft eller lakvatten (**figur 4.1**). I ett slutet system (eller i lab-försök) är detta jämförelsevis enkelt att kontrollera. I öppna fullskaleförsök, som i detta arbete, är det svårt.

Avgång av kolväten från strängkomposten till lakvatten

En överslagsräkning har gjorts för att ge en uppfattning av hur mycket kolväten som totalt avgått från strängkomposten till lakvatten (bilaga V). Utgående från de högsta uppmätta värdena för flöde och halt ger detta överslag vid handen att avgången totalt var ca 6,0 [mgTEX/kgGR], vilket är mindre än 1% av reduktionen av TEX i strängen. Denna avgång är försumbar vid diskussion av den totala reduktionen.

De uppmätta halterna av kolväten i lakvattenproverna, från 2,0 till 14,4 [mg/l], ligger under vad som rapporterats från lådförsök av Carlsson *et al* (1993). I de försöken var lakvattnet inducerat genom tillförsel av renvatten. Halterna visar ändå på ett behov av lakvattenbehandling vid kompostering av oljehaltigt material - i alla fall om kolvätehalten i kompostmaterialet är så hög som vid dessa försök. Metoder för detta diskuteras i avsnitt 4.3.8. I föreliggande fall togs lakvattnet från komposterna om hand via det ordinarie systemet för lakvattenbehandling inom Torsvikens deponianläggning.

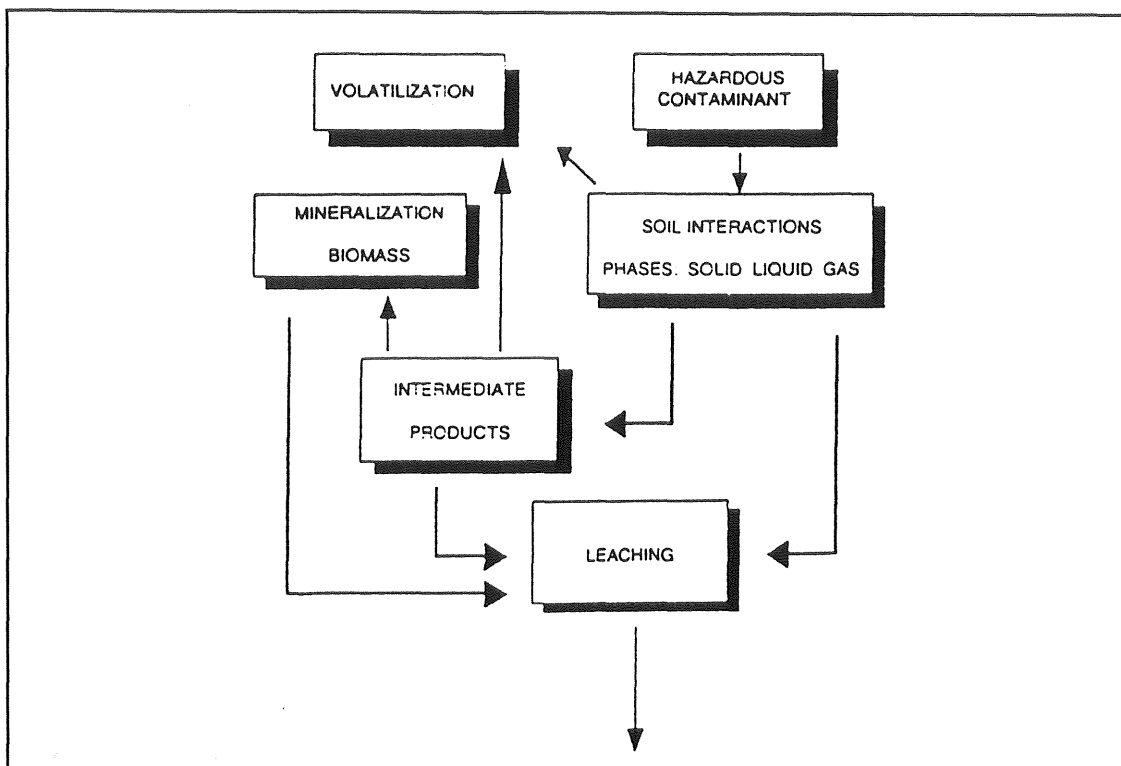
Erfarenheten från landfarming av oljeslam är att avgången av kolväten till lakvatten – eller som migrerar nedåt till underliggande jordlager - vanligen är liten (Raymond *et al*, 1976; Brown *et al*, 1985). Metaboliter är oftast mer lösliga än den ursprungligen tillförda oljan (Bossert *et al*, 1984).

Avgång till luft

En överslagsräkning har gjorts för att ge en uppfattning av hur mycket kolväten som totalt avgått från strängkomposten till luften (bilaga V). Utgående från de högsta uppmätta värdena för flöde och halt ger detta överslag vid handen att avgången totalt var ca 3'800 [mg/kgGR] vilket utgör ungefär 3,3% av den totala reduktionen av TEX i strängen. Endast en mindre del av reduktionen av kolväteinnehållet verkar alltså ha gått till luft (och då är detta räknat som om den mycket höga halten vid mätningen i januari – 24'752 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] - gällt hela tiden).

Som jämförelse kan nämnas att Bossert och Bartha (1984) anger att 20-40% av råolja kan avgå till luft vid normala temperaturer. Olja i jord är dock mycket mindre flyktig än om den ligger öppet (tex på vattenytan vid marint oljespill). Bossert och Bartha menar att i tempererat klimat är troliga värden på avgång till gasfas från råolja i jord någon procent av den totala mängden. Det är de mest flyktiga komponenterna som ger sig iväg, i princip avgår inga n-alkaner större än C-18. Vid försöken med kompostering av olja i lådor som utförts av Carlsson *et al* (1993) mätte man kolvätehalten i luften i lådan efter att den varit stängd en tid. Då erhöles värden mellan 750 och 31'900 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] för de lådor som hade TEX-halter liknande dem som förekom i strängkomposten vid januarimätningen.

Den höga halten vid mätningen i januari tyder på ett behov av att på något sätt ta hand om kolväten som avgår till gasfas, såväl av arbetsmiljöskäl som av hänsyn till yttre miljö, även om den totala mängden avgående kolväten inte är extremt stor. Metoder för detta diskuteras i avsnitt 4.3.7.



Figur 4.1 Reduktionsvägar för miljöfarligt ämne i jord
(bild från Sims *et al*, 1990).

De uppmätta bakgrundshalterna av kolväten i omgivningsluften (tabell 3.4) motsvarar ungefär de halter man brukar finna vid trafikerade stadsgator (Ramnäs, 1993). De uppmätta halterna kolväten i luft från strängkomposten tyder på en markant högre avgång till luft i början av komposteringsperioden mot i slutet, trots betydligt lägre temperaturen i komposten vid den första mätningen. De mest flyktiga kolvätena avgår i snabb takt från det att komposterna läggs upp.

Sammansättningen av kolväten i gasfas (bilaga VI) ger en antydning om att de flyktiga kolvätena till stor del härör från bensen i det behandlade slammet (Ramnäs, 1993).

Vid den andra mätningen är summahalten kolväten i den luft som sugits genom komposten mycket nära bakgrundshalten, vilket skulle kunna tyda på läckflöden så att omgivningsluften sögs direkt in i röret under komposterna. Detta motsägs dock av att fördelningen mellan olika kolväten i proven skiljer sig mycket åt mellan omgivningsluften och den från komposten (bilaga VI).

Halten i luften uppsamlad i inneslutningen ovanpå strängkomposten är högre än den i luften som sugits genom komposten, vilket kan bero på flyktiga kolvätens inneboende tendens att migrera uppåt, samt på den utspädning som fås när luft tvångsmässigt sugas genom komposten. Sammansättningen av kolväten som samlats upp ovanpå strängen är annorlunda än den som erhöles när luft sögs genom komposten (bilaga VI).

4.1.5 Biologisk omvandling av kolväten i komposterna

Huvuddelen av reduktionen av kolväteinnehållet i komposterna mätt som TEX verkar, enligt vad som sagts ovan, ha omvandlats biologiskt. Den största delen av kolväte-reduktionen har troligen skett under de perioder som den mikrobiologiska aktiviteten har varit hög (dvs när temperaturen varit hög). Det kan inte klart visas utifrån de resultat som presenteras i denna rapport, eftersom inga prov togs ut under perioden då temperaturen steg, men det verkar ändå sannolikt vid en jämförelse med tidigare rapporterade resultat (Carlsson *et al*, 1993; Dalyan *et al*, 1990b; Dibble *et al*, 1979).

Vilka mikroorganismer som åstadkommit omvandlingen har inte studerats i detta arbete. En fråga att arbeta vidare med är om det är mikroorganismerna från gödseln och barken som anpassar sig till att bryta ned oljekomponenter eller om det är organismer som lever i oljeslammet som växer till på grund av förbättrade miljöförhållanden och ger reduktionen.

Polära och opolära kolväten

Den procentuella reduktionen av den opolära andelen av TEX, ofta kallad ”mineralolja”, har genomgående varit större än reduktionen av TEX totalt. Detta gäller både strängkomposten och bäddkomposterna. Den opolära delen har alltså reducerats mer än den polära.

Detta förklaras vanligen av att det som ett tidigt steg vid biologisk nedbrytning av kolväten introduceras en karboxylgrupp i molekylen (se avsnitt 1.3.3). Då uppstår en polär molekyl som mellanprodukt, och den uppmätta reduktionen av opolära kolväten skulle därmed bli snabbare än reduktionen av polära kolväten. Liknande resultat vid landfarming rapporteras av Persson (1992) och Raymond *et al* (1976). Förhållandet är dock inte entydigt, vid komposteringsförsök erhöll Eliasson (1992) det motsatta resultatet att den polära andelen reducerades i större utsträckning än den opolära.

Den mätmetoden jag använt, TEX, är en enkel metod, och det är därför svårt att göra mer specifika uttalanden om reaktionsvägar och likande. Med mer specialiserade mätmetoder blir analysarbetet ofta så omfattande att man tappat överblicken om det är helheten man är intresserad av (jfr bilaga IV).

4.1.6 Återstod av kolväten i materialet efter komposteringen

Sluthalter och nedbrytningsförlopp

Sluthalterna av TEX i komposterna (**tabell 4.1**) ligger i storleken 1,7-3,8% (vikt/vikt) av torrsubstansen vid den sista provtagningen i augusti. Sluthalten var lägst i strängkomposten och högst för bädd 2. Om man ser till resthalterna av den opolära delen av TEX (**tabell 4.2**) är resthalterna 0,8-2,2%. Även här var sluthalten lägst för strängkomposten.

Skillnaderna mellan de två bäddkomposterna beror troligen på att extra gödsel tillsattes till bädd 1. Såväl utspädning som högre temperatur (pga gödseltillsatsen) gav den lägre sluthalten i bädd 1. Skillnaden i reduktion mellan bädd 1 och bädd 2 är större än vad som kan förklaras enbart med utspädning.

Efter den sista provtagningen hade strängkomposten förhöjd temperatur ytterligare en tid under hösten, men komposterna följdes inte längre kontinuerligt. Möjligen kan ytterligare reduktion av TEX ha skett under denna period. Samtidigt bör observeras att värdena vid de sista två provtagningarna ligger på i stort sett samma nivå. Detta är ett resultat som rapporteras i flera studier av biologisk nedbrytning av oljehaltigt material.

Nedbrytningen av kolväten (mätt som TEX) avstannar efter en tid, eller bromsas i alla fall upp mycket kraftigt, även om den biologiska aktiviteten inte avstannar (Carlsson *et al*, 1993; Eliasson, 1992; Carlsson, 1992; Persson, 1992; Bengtsson, 1995). Detta brukar vanligen tolkas som att lätt nedbrytbara kolväten reducerats till låg resthalt och de mest svårnedbrytbara komponenterna nu återstår.

Ämnen som finns kvar efter komposteringen

Vanligen tolkas reduktionskurvans ”svans” - den avtagande eller helt avstannande reduktionshastigheten - som att det i detta skede huvudsakligen återstår mer svårnedbrytbara komponenter. Sådana komponenter kan vara cykloalkaner och asfaltkomponenter - se avsnitt 1.3.3. För detta talar de små tjär- och asfaltliknande klumpar som fanns i kompostmaterialet (avsnitt 3.2.3). En annan orsak till avtagande reduktionshastighet kan vara att någon metabolit som bildas vid den nedbrytningen är giftig för mikroorganismerna och begränsar den biologiska aktiviteten (Pollard *et al*, 1994).

Att asfaltkomponenter finns som återstod kan förutom att dessa komponenter är svåra att bryta ned även bero på att lättare komponenter genom biologiska processer kan polymeriseras till större, ibland förnätade molekyler (Pollard *et al*, 1994; McFarland *et al*, 1992; Bossert *et al*, 1984). Biotransformation behöver alltså inte nödvändigtvis innebära mineralisering (Pollard *et al*, 1994). Innehållet av asfaltkomponenter kan till och med öka vid biologisk behandling (Bossert *et al*, 1984).

Eftersom de tyngre kolvätekompontenterna ofta kan vara svårare att extrahera ut ur proven än de lättare (Blackburn *et al*, 1993) kan resthalterna med de tyngre komponenterna inräknade, i verkligheten vara högre än de redovisade. Komponenter med stor molekyylvikt är dock i allmänhet mindre biotillgängliga, till exempel beroende på låg vattenlöslighet, varför de normalt är mindre problematiska än de lättare komponenterna. En sådan stabilisering av oljekomponenter kan vara i det närmaste lika önskvärd som mineralisering (McFarland *et al*, 1992).

Ytterligare reduktion av resthalten

De kolvätekompontenter som finns kvar efter den här genomförda komposteringen är naturligtvis också intressant att komma åt. Vilka möjligheter finns att reducera kolvätehalten ytterligare?

• Utveckling av komposteringsmetoden

De kolväten som finns kvar efter komposteringen har ovan antagits vara de mer svårnedbrytbara komponenterna i oljeslammet. Möjligen kan dessa komponenter reduceras av till exempel lignin nedbrytande svampar, som ju för sitt näringsbehov förlitar sig på metabolism av svårnedbrytbara molekyler. Vittrötesvampar har t ex visat sig kunna bryta ned flerringade PAH-molekyler (Mayorga, 1994).

Svampar och deras tillväxt störs av de omgrävningar som vanligen sker vid kompostering. De störs också av alltför höga temperaturer, då eukaryota organismer kan inte tillväxa vid högre temperaturer än 60-65°C (Crawford, 1985). En kompost övergår från att vara mesofil till termofil vid ≈40°C. Termofila svampar är speciellt aktiva vid nedbrytning av komplicerade molekyler som cellulosa och lignin (Bertoldi, 1983).

Möjligen skulle man kunna komma åt mer av de svårnedbrytbara komponenterna om man lät komposterna ”eftermogna” en sommar till. Med en omgrävning och samtidigt en rejäl tillsats av ny gödsel under våren eller i början av sommaren, varefter komposten fick ligga utan omgrävningar, skulle svamparna kunna få en ny chans. Att ge en nystart

åt de biologiska processerna i komposten skulle också kunna ge ytterligare effekt, då svårnedbrytbara komponenter många gånger attackeras genom co-metabolism (McFarland *et al*; 1992). Det är i alla fall något som borde undersökas vidare.

Man kan också tänka sig att försöka trimma olika driftsparametrar för komposteringen. En sådan parameter att undersöka vidare är halten kolväten i komposten vid starten. Pollard *et al* (1994) menar att starthalterna kan vara både för låga och för höga; för låga starthalter ger ingen induktion av nödvändiga enzym hos mikroorganismerna, även om de är genetiskt kapabla att syntetisera dem, medan för höga halter ger förgiftning.

- Kombinera komposteringen med andra metoder

Biologiska metoder för reduktion av kolväten är inte de enda tillgängliga. Man kan tänka sig att kombinera behandlingen med någon fysikalisk metod - som jordtvätt eller UV-bestrålning - eller någon annan biologisk metod än kompostering. Olika metoder efter varandra åstadkommer i allmänhet ett bättre resultat än någon enskild metod ensam (Pollard *et al*, 1994; Mejier, 1992; Sims *et al*, 1990; Sims, 1990).

4.2 Komposteringsförloppet

4.2.1 Koldioxid och glödrest i komposterna

Vid kompostering omvandlas kolhaltigt material kontinuerligt. En del kol bildar cellmassa hos mikroorganismerna i komposten medan en del går åt för att täcka deras energibehov och omvandlas till koldioxid. Förhöjd koldioxidhalt är därför en indikator på biologisk nedbrytning av kolhaltigt material. När kol lämnar komposten som koldioxid ökar GR som andel av TS hos kvarvarande material.

Koldioxidhalter över 1% har mätts upp i komposterna när deras temperatur överstiger 10°C (tabell 3.1). Mätunderlaget är för litet för att närmare utvärdera sambandet mellan temperatur och koldioxidhalt.

GR som andel av TS har en ökande tendens under komposteringsförloppets gång i alla komposterna (tabell 3.5). GR minskar något i bäddkompost 1 under slutet av försöksperioden. Det beror på den extra gödsel som tillsattes bädden dag 166.

4.2.2 Temperaturutveckling i komposterna

Generellt har strängkomposten varit mer aktiva än bäddkomposterna (figur 3.1, 3.4, 3.5), och blivit mer självvärmade än dessa. Det bör samtidigt noteras att i bäddkompost 2 skedde en reduktion på ungefär 60% av kolväteinnehållet mätt som TEX, trots att denna bädd aldrig var mer än 3-4°C varmare än marken.

Vid de tre första provtagningarna (under de första 78 dagarna) noterades ingen egentlig reduktion av kolväteinnehållet i någon av komposterna. Det var under januari till mars, och under denna period var temperaturerna i komposterna i huvudsak runt 5°C. Motsvarande resultat rapporteras från landfarming, där det i tempererat klimat inte sker någon nämnvärd nedbrytning av olja under vinterhalvåret (Raymond *et al*, 1976).

Strängkomposten

Strängkomposten började bli självvärmade - dvs kompostens temperatur höjde sig över markens - när komposten och marken nådde en temperatur strax under 15°C (figur 3.1). Motsvarande resultat har erhållits av Carlsson *et al* (1993), som vid lådförsök med kompostering av oljehaltigt material noterade en kritisk temperaturgräns för nedbrytningsprocessen vid 10–15°C när man kylde respektive värmda lådorna till olika temperaturer. Dibble *et al* (1979) erhöll vid lab-försök liknande resultat, med ett markant språng i nedbrytningshastighet för olja i jord vid temperaturer runt 15°C (se figur 1.12).

Högsta och lägsta uppmätta temperatur i strängkomposten (figur 3.3) skiljer sig mycket kraftigt åt under de första 60 dagarna. Min bedömning är att detta beror på dålig ursprunglig blandning mellan gödsel och övrigt material i komposten. I områden av komposten med nästan bara gödsel pågår den biologiska aktiviteten, medan den är i det närmaste obefintlig i övrigt. Detta stöds av att högsta och lägsta uppmätta temperatur närmar sig varandra efter den första omgrävningen dag 30.

Medeltemperaturen i strängen låg runt 10°C under de första 60 dagarna av försöket, vilket var 5-10°C varmare än marktemperaturen, för att sedan sjunka till markens temperatur (figur 3.1). Detta beror på att gödseln var varm när den blandades in i komposten, och denna värme bibehöll den biologiska aktiviteten en tid. Temperaturen i gödselhögen uppvisar samma utveckling (figur 3.2).

När marktemperaturen steg återstartade den biologiska aktiviteten i gödselhögen, så att denna blev självvärmmande (figur 3.2). Detta skedde tidigare i gödselhögen än i strängkomposten. Gödselns mediantemperatur började skilja sig från marktemperaturen vid omkring 10°C medan komposten reagerade vid strax under 15°C. Möjliga orsaker till denna fördröjning diskuteras i avsnitt 4.2.5.

När aktiviteten väl startade nådde strängkompostens högsta medeltemperatur högre än gödselhögens. Det beror troligen på att gödselhögen har något mindre dimensioner än strängkomposten, och den därav följande lägre självvisolerande förmågan.

Den vattning som ägde rum dag 141 verkar inte ha gett någon större effekt på temperaturutvecklingen i strängkomposten. Det är dock möjligt att den ändå inverkat positivt så tillvida att temperaturen kanske inte skulle stigit senare heller om komposterna inte vattnats. Vatten kunde ha blivit begränsande faktor för den biologiska aktiviteten i ett senare skede även om det inte var så nu. Vid kompostering bör fuktigheten följas regelbundet, så man vet om och när vatten behöver tillsättas.

Den ihopfösning och tillsättande av en klump med 30 kg extra gödsel i mitten av strängkomposten som skedde vid omgrävningen dag 166 sammanfaller med en snabbare temperaturstegring i komposten. Det bör dock noteras att strängkompostens medeltemperatur börjat stiga över marktemperaturen före omgrävningen dag 166, och att det som händer från och med omgrävningen är att temperaturen sedan stiger snabbare än tidigare. Den lilla gödseltillsatsen har förmodligen inte så mycket med detta att göra. Syresättningen vid omgrävningen och den ökade självvisolerande förmågan genom att strängkomposten gjordes kompaktare är enligt min mening de troligaste orsakerna till temperaturstegringen.

Bäddkomposterna

Bäddkomposterna följer marktemperaturen mycket nära (figur 3.4 och 3.5), men hela tiden råder en svagt förhöjd temperatur på någon eller några grader över marktemperaturen. Ingen av bäddkomposterna påverkades av den vattning som skedde dag 145.

Vid omgrävning dag 166 tillsattes bäddkompost 1 extra gödsel - ungefär 4 m³ färsk gödsel blandades in i komposten. Detta orsakade en kraftig höjning av medeltemperaturen i bäddkompost 1, som först stiger så att den ligger ungefär 10°C över marktemperaturen de 20 följande dagarna och sedan lägger sig drygt 5°C över i ytterligare 50 dagar. Bäddkompost 2, som inte påverkats på annat sätt än genom omgrävning fortsätter att nära följa marktemperaturen.

Temperaturens inverkan på total kolvätereduktion - jämförelse av de tre komposterna

Min slutsats är att det är viktigast att temperaturen i kompostmaterialet kommer upp över 15°C. Då sker en substantiell reduktion av de inblandade kolvätekomponenterna. Den absoluta temperaturen i komposterna är viktigare än om komposterna blir självvärmmande. Ytterligare förhöjd temperatur genom att komposterna blir självvärmmande inverkar dock positivt och ger ytterligare reduktion av kolväteinnehållet.

När man jämför nedbrytningsresultaten mellan bädd 1 och bädd 2 (tabell 4.1) måste man korrigera för utspädningseffekten av den tillsatta gödseln. När halterna omräknats så de relaterats till glödresten blir utspädningseffekten mindre, eftersom gödseln har låg glödrest per kilo TS jämfört med det kompostmaterial som den blandas in i. Om man tar hänsyn till utspädningseffekten är reduktionen av kolväten i bädd 1 ändå ca 10% större än i bädd 2. Störst total reduktion äger rum i strängkomposten. Reduktionsgraden har alltså blivit större ju högre temperatur komposterna kommit upp till.

Maximal hastighet för biologiska nedbrytning av olja i jord brukar anses ske vid 30-40°C (Bossert *et al*, 1984). Lägre temperaturer är negativt därför att låg temperatur ger

låg viskositet hos olja (vilket försvårar inblandningen), låg transporthastighet över cellmembranen, låga hastigheter för kemiska reaktioner samt vanligen för biologisk nedbrytning ofördelaktiga jämvikts- och fördelningskonstanter. Högre temperaturer är negativt då de ger denaturering av verksamma enzym (i värsta fall nedbrytning av organismen) och kan också inverka negativt genom att olika kolvätekomponenter får ökad membrantoxicitet (Pollard *et al*, 1994; Bossert *et al*, 1984).

4.2.3 pH-värden

Uppmätta pH-värden i komposterna är inte så höga att de hindrar mikrobiologisk aktivitet. Vid den första mätningen i januari låg pH-värdet för alla komposterna mellan 9 och 10. Vid pH-värden över 11 brukar den biologiska aktiviteten vara mycket liten (Everit *et al*, 1990). Värdena visar en sjunkande tendens, och går under förloppet gång mot mer neutrala pH-värden. I augusti ligger de uppmätta pH-värdena i intervallet 7-8 för alla komposterna. Utvecklingen från basiska mot mer neutrala pH-värden vid biologisk nedbrytning av olja rapporteras även av Dalyan *et al* (1990).

De pH-värden som uppmätts i början av försöket är betydligt högre än de värden som erhållits för motsvarande avfall vid de tidigare box-försöken (Carlsson, 1992). Orsaken till de höga värdena är förmodligen att en del av det oljehaltiga material som kommit in till TV8 strax före försöksstarten varit stabiliserat med kalk.

4.2.4 Komponenter som skulle kunna störa biologiska processer i komposterna

Tungmetaller i oljeslammet

Tungmetaller identifierades i början av projektet som ett möjligt problem, dels för att det skulle kunna störa mikroorganismerna - och därmed komposteringsprocessen - och dels för att höga tungmetallhalter skulle ställa högre krav på hantering av kompostprodukten.

Den mätning av tungmetaller som gjordes direkt på oljeslam från TV8 (**figur 3.6**) visade dock så låga värden att metallhalterna i detta fall inte bör ha utgjort något problem för de biologiska processerna. Halterna i komposterna blir lägre än de i det oblandade oljeslammet eftersom de späds ut med bark och gödsel. Metallhalterna i slammet kan dock variera beroende på variation i inkommande avfall. Därför bör tungmetallhalter alltid kontrolleras vid kompostering av oljehaltigt avfall.

Konserveringsmedel i oljan

När strängkomposten inte ökade i temperatur nämnvärt över marktemperaturen, trots att denna steg med utomhustemperaturen, diskuterades om det kunde vara så att det till TV8 inkommit oljeavfall som innehöll stora mängder konserveringsmedel. Så är ibland fallet med smörjoljor och skäroljor. Konserveringsmedelen från oljan skulle då kunna hindra komposteringsprocessen. För att utröna om så var fallet gjordes mätningen av total organisk halogen, då konserveringsmedel i oljor ofta utgörs av klorerade ämnen (Hell, 1993). När resultatet erhöles konstaterades att det inte förelåg några värden att jämföra med för att avgöra om de erhållna halterna var höga eller låga. Innan resultatet erhöles hade också temperaturerna i komposterna stigit, varför detta inte längre ansågs vara ett hinder.

4.2.5 Fördröjd biologisk aktivitet i komposterna jämfört med gödselhögen

Temperaturstegringen över marktemperaturen startar senare i strängkomposten än i gödselhögen. Utgående från vad som sagts i föregående avsnitt är det osannolikt att tungmetaller eller konserveringsmedel spelade någon större roll för fördröjningen. Troligare beror fördröjningen på att de aktuella mikroorganismerna behöver tid för att tillväxa och tid för att producera de enzym som krävs för att metabolisera olika komponenterna i oljeslammet samt eventuellt på att ämnen i slammet i sig kan vara toxiska för mikroorganismerna och det därför tar tid för dem att anpassa sig till miljön (Pollard *et al*, 1994; Ziegenfuss *et al*, 1991; Golueke *et al*, 1989).

Olika lösningsmedel kan påverka cellmembranen negativt (Pollard *et al*, 1994). Toluen är ett exempel på lösningsmedel som förekom i oljeslammet enligt de gasfasmätningar som gjorts, och som har känd negativ inverkan på bakterier (Atlas *et al*, 1973). Det kan möjligen vara så att den biologiska aktiviteten i komposterna stegras efter det att merparten av lösningsmedelsinnehållet avgått till luft.

4.2.6 Väderkänslighet

Torsviken, där komposteringen ägde rum, är ett mycket blåsigt område. I allmänhet blåser det från havet, dvs från väster. Strängkomposten var upplagd i nord-sydlig riktning och var oskyddad mot vind från väster, medan en jordvall gav visst skydd för östliga vindar.

Vid kraftig vind under perioder med låg temperatur (januari-februari) kylde strängkomposten av vinden och den biologiska aktiviteten blev därmed lägre. Medeltemperaturen på strängkompostens mer vindutsatta västsida låg under de första 60 dagarna hela tiden några grader lägre än på östsidan (figur 3.1).

I slutet av försöksperioden kommer medeltemperaturen på västsidan att hamna över den på östsidan. Möjligen kan detta bero på att den vindutsatta sidan samtidigt luftas något bättre, vilket är positivt när lufttemperaturen inte är för låg - så länge komposten inte torkas ut.

Carlsson *et al* (1993) menar efter studier av strängkompostering av oljehaltigt avfall att vinden i princip är en positiv faktor. Lufttrycksskillnaderna runt komposten ger en naturlig luftning av materialet. Samtidigt framhålls dock att det vid låg temperatur inte är önskvärt med stor luftomsättning på grund av den temperatursänkning detta medför.

Komposterna skulle under den kalla årstiden i princip vara skyddade mot nederbörd av de tak som placerats över dem. Vid kraftigt regn och samtidig blåst utsattes strängkomposten ändå för nederbörd, när regnet blåste in under taket. Bäddkomposterna påverkades av att regnvatten samlades på marken runt dem. Under den kallare perioden var komposterna därför rätt blöta, trots taken. När det blev varmare torkade vinden i stället ut komposterna, vilket blev orsaken till den vattning som ägde rum dag 141 och 145.

När komposterna kommit upp något i temperatur och utomhustemperaturen inte är alltför låg verkar nederbörd och vind inte inverka negativt på komposteringsprocessen.

När kompostering av oljehaltigt material ska äga rum under sommarhalvåret bör därför inte väderskydd krävas i någon större utsträckning för komposteringsprocessens skull. Däremot kan det ändå vara motiverat i syfte att minska mängden lakvatten (Williams *et al*, 1990; Ziegenfuss *et al*, 1989). Om kompostering ska ske under vinterhalvåret i nordiskt klimat bör komposterna skyddas mot både regn och vind (se avsnitt 4.3.3).

4.2.7 Tillgång på makronäringsämnen

Varken kväve eller fosfor utarmas helt i komposterna under försökets gång. Något märkligt är den ständiga minskning av totalt fosfor som sker i strängkomposten. Fosfor är normalt inert i ett system, och lämnar det inte som gas på det sätt kväve kan göra. Den enda väg fosfor rimligen kan lämna komposterna är via lakvatten. Tyvärr har inga mätningar gjorts som kan bekräfta detta. Kväve visar inte samma tendens till minskning som fosfor.

Carlsson *et al* (1993) rapporterar en likande utveckling för fosfor och kväve vid strängkompostering av oljeslam. Halterna är, vad gäller både kväve och fosfor, något lägre än i mina försök.

4.2.8 Volymsreduktion hos strängkomposten

Vid hantering av miljöfarligt avfall är det av ekonomiska skäl önskvärt att volymerna minskar vid behandling. Vid mina komposteringsförsök skedde först en tredubbling av volymen hos det oljehaltiga materialet genom inblandningen av gödsel och bark. Komposteringen ledde sedan till en volymsreduktion på 20-30%. Därmed återstår ungefär dubbelt så mycket material att hantera jämfört med den ursprungliga volymen oljeslam, dock med avsevärt reducerad kolvätehalt.

Volymsreduktionen hos strängkomposten motsvarar vad som rapporterats av Carlsson *et al* (1993). Vid det försöket blandades dock mer gödsel och bark in per volym oljeslam jämfört med mina försök.

4.2.9 Hantering av slutmaterialet från komposteringen

Även om den kompostrest som erhållits vid mina försök är jordartad, inte luktar olja och har kraftigt reducerade halter av TEX och opolära kolväten bör den inte nyttjas i någon bredare användning. Eftersom inkommande oljeslam växlar i sammansättning råder viss osäkerhet om sådant som tungmetallinnehåll och vilka kolvätekomponenter som faktiskt ingår. Denna osäkerhet finns kvar vad gäller kompostresten, om än i mindre skala. Kompostresten bör därför hanteras med viss försiktighet.

Komposteringen har däremot gett en god stabilisering av avfallet. Kompostering är en bättre metod för stabilisering av oljehaltigt avfall före deponering än vad kalkning är, eftersom oljehalten (och miljöfarligheten) reducerats kraftigt.

Kompostresten bör kunna deponeras i en vanlig deponi, det bör inte vara nödvändigt att lägga den på specialdeponier för miljöfarligt avfall. Man kan också tänka sig att utnyttja materialet som täckmaterial på deponier.

Det är önskvärt att få till stånd en allmän utveckling mot ökat nyttiggörande och minskat deponibehov för avfall (SOU 1992:45). Om man kan utveckla komposteringsmetoden så att lägre resthalter erhålls, och om man har mer väldefinierat ingående avfall bör kompostresten kunna få högre kvalitet och restproduktshanteringen kunna förenklas ytterligare (se avsnitt 4.1.5).

4.3 Komposterings teknik för oljehaltigt material

4.3.1 Sträng- eller bäddkompostering?

Strängkomposter blir genom bättre självisolering varmare än bäddkomposter, vilket är positivt för reduktionen av kolväten. Strängkompostering är också mindre ytkrävande än bäddkompostering. Strängkompostering verkar därför vara metoden att föredra. För strängkompostering finns också teknisk utrustning mer allmänt tillgänglig, då stränguppläggning är en vanlig komposteringsmetod i andra tillämpningar.

Bäddkomposternas större yta kan eventuellt ge högre avgång av kolväten till luft än vad som är fallet från strängkomposten. Detta uppvägs möjligen av att strängkompostens högre temperaturer gör fler ämnen benägna att övergå till gasfas. I mina försök gjordes gasmätningar endast på strängkomposten, varför detta inte kan avgöras från erhållna data.

4.3.2 Mekanisk bearbetning vid uppläggning och omgrävningar

Både vid uppläggning av komposterna och vid omgrävningarna är det viktigt att den valda metoden ger god blandning av kompostmaterialet och sönderdelning av bildade klumpar. Klumpbildningen är ett problem vid kompostering av oljeslam i fullskala, som också har rapporterats av Carlsson *et al* (1993). Den mekaniska bearbetningen av kompostmaterialet förefaller vara en mycket viktig faktor för att komposteringen ska vara framgångsrik. Det oljehaltiga materialet ska komma i så god kontakt som möjligt med gödseln och barken. Samma slutsats dras av Carlsson *et al* (1993) vid strängkompostering och av Amaral (1987) vid landfarming av oljehaltigt avfall. Att tyngre fraktioner av oljeavfall är svårare att blanda in och kan bilda klumpar är ett fenomen också känt från landfarming (Raymond *et al*, 1976).

I detta försök konstaterades att spadingmaskinen blandar bättre än planskopa, men lämnar på samma sätt som planskopa klumpar som maskinen inte klarar att slå sönder. Siktross-skopan blandar bra, sönderdelar klumpar samt sorterar ut ovidkommande material, och är den utrustning som fungerat bäst av de här använda. Om kompostering skall ske i stor skala är dock siktrosskopan något tidsödande att använda, då den arbetar diskontinuerligt med en skopa material i taget. Vid storskalig tillämpning skulle det behövas mekanisk utrustning som kan arbeta kontinuerligt, är enkel att sköta och ändå ger den sönderdelning av klumpar som siktross-skopan ger. Att den mekaniska bearbetningen av materialet fungerar är mycket viktigt.

Vid tillfällig kompostering av oljehaltigt material - till exempel på en deponi som inte vanligen tar emot denna typ av avfall - kan det ändå vara aktuellt att använda grävmaskin med planskopa, eftersom den utrustning normalt finns tillgänglig. För att det skall fungera bra måste man vara noggrann vid omgrävningarna. Det är möjligt att man då bör blanda in mer gödsel för att få högre temperaturer, vilket verkar gynna interaktionen mellan oljan och komposten i övrigt.

Vid kompostering av oljehaltigt material från strandsanering i Norge har man använt sig av metoden att på uppsamlingsplatsen lägga en så kallad "aktiv deponi", där man varvat bark, tång och oljehaltigt material i lager på lager (Danielsen *et al*, 1982). Det är möjligt att detta skulle kunna vara tillämpligt även vid kompostering av oljehaltigt material om kompostering skall ske tillfälligt. Man ger helt enkelt upp försöken att åstadkomma en bra ursprunglig inblandning, och varvar i stället bark, gödsel och oljehaltigt material. Efter några omgrävningar med planskopa blir komposten allt mer homogen. Med en sådan metod bör man förmodligen öka mängden gödsel och förvänta sig att reduktionen tar längre tid än vid mer optimal blandning.

4.3.3 Väderskydd

Om kompostering av oljehaltigt material ska äga rum under vinterhalvåret måste komposterna väderskyddas. Regnskydd räcker inte som väderskydd, komposterna måste också skyddas mot vinden. Komposterna kan skyddas tex genom att komposteringen sker i stora byggtält. Så skedde vid den kompostering av oljehaltigt material som rapporterats av Webb (1990).

Ju mindre dimensioner komposten har desto känsligare är den för väder och vind. Möjligen behövs inte väderskydd om komposterna görs mycket större än i dessa försök. De tak som användes vid mina försök fungerade inte speciellt bra. De gav dåligt skydd i sidled för komposterna och de var besvärliga att flytta vid omgrävning.

4.3.4 Vattning

Komposterna kan behöva vattnas, då de kan bli uttorkade av vinden eller den värme som produceras i komposten. Något system bör finnas tillgängligt för vattning, om det skulle bli nödvändigt. Vilket sort system för vattning som är lämpligt beror på situationen. Det är viktigt att vattentillsatsen görs så att hela komposten får ökad fuktighet, och inte bara ytan. Detta kan vara knepigt att åstadkomma, vid strängkompostering rinner tex vatten lätt ner längs sidorna utan att tränga in i komposten.

4.3.5 Gödseltillsats

Tillsatt mängd gödsel och bark

Proportionerna gödsel och bark som blandats in i det oljehaltiga materialet har styrts av tidigare erfarenheter inom Reci Industri AB (Carlsson, 1992; Eliasson, 1992). Vid fullskaleförsök med friliggande strängkomposter och en annan sorts oljehaltigt avfall än det som använts här användes volymblandningsförhållandena 1:3:5 respektive 1:2:4 för oljeslam:bark:gödsel (Carlsson *et al*, 1993). Vid jämförelse med dessa studier verkar inte blandningsförhållandet påverka reduktionsgraden på något entydigt sätt. Hur mycket bark och gödsel som blandas med oljeslammet ser ut att spela mindre roll för kolvätereduktionen än sådana faktorer som hur väl komponenterna blandas, syresättning och yttre avkylning. Tillsatsen av bark och gödsel bör därför i första hand styras av praktiska bedömningar. Viktiga faktorer att beakta är att det färdigställda kompostmaterialet måste kunna hålla kvar det inblandade oljeslammet så man inte får läckage av olja, samt att kompostmaterialet inte får bli alltför kompakt så syretillförseln hindras.

Man kan tänka sig att en hög inblandning av gödsel ger en initial värmeproduktion som påskyndar olika biologiska processer och därmed påskyndar anpassningen till att bryta ned kolvätekomponenter. Man kan också tänka sig att en hög inblandning bark, som är mer svårnedbruten än gödseln, ger en mer långsiktig effekt som stöder nedbrytning av mer komplicerade kolväteföreningar genom co-metabolism i ett senare skede av komposteringsprocessen, när de mer lättnedbrytbara komponenterna redan metaboliserats.

Extra tillsats av gödsel under förloppets gång

Att blanda in mer gödsel i komposterna efter en tid skulle kunna vara ett sätt att på nytt "få fart" på dem om reduktionshastigheten börjar avta. En så stor mängd gödsel måste tillföras att temperaturen i komposterna stiger på grund av gödseltillsatsen. I mina försök har den "gödselstarter" om 30 liter, som sattes till strängkomposten dag 166, inte gett någon nämnvärd effekt, medan den större tillsatsen om 4 m³ som sattes till bäddkompost 1 har givit effekt på reduktionen av TEX. Mekanismen är troligen att den

tillsätta gödseln när den ”bränner” värmer komposten, varför den biologiska metabolismen av olja samtidigt ökar.

4.3.6 Luftning

Förmodligen kan nedbrytningshastigheten ökas genom användning av styrd luftning, dvs med en fläkt som suger eller blåser luft genom komposten. Komposteringen fungerar även utan tvångsmässig luftning, men vid kontinuerlig kompostering kan man vara intresserad av att försöka snabba upp processen för att minimera komposteringsanläggningens storlek. Luftningen är också en fråga om skala: ju större komposter som läggs upp desto större blir behovet av styrd luftning, eftersom transportvägarna för syret blir längre. Om styrd luftning utnyttjas måste man ta hänsyn till att luftningen kan torka ut komposten samt att alltför kraftig luftning kan kyla komposten (VAV, 1986).

4.3.7 Omhändertagande av kolväten som avgår till gasfas

Om komposteringen utförs med styrd luftgenomsugning kan kolväten som avgår till gasfas enkelt tas omhand med hjälp av ett kompostfilter eller kolfilter i frånluftströmmen. Sådana lösningar utnyttjas för luktkontroll vid kompostering av avloppsslam och liknande (Ryan *et al*, 1988; VAV, 1984).

Om kompostering sker utan styrd luftning kan kolväteavgången till omgivande luft begränsas genom att komposten täcks med ett några decimeter tjockt lager färdig kompost. Även detta är en lösning som utnyttjas vid andra komposteringsfall (Stentford, 1987; VAV, 1984). Denna metod kan också användas om komposteringen är en tillfällig åtgärd.

4.3.8 Omhändertagande av lakvatten

Lakvattnet bör tas om hand för behandling. Recirkulation av lakvattnet så att urlakade komponenter återförs till komposten kan utnyttjas om man bygger en anläggning för kontinuerlig kompostering av oljehaltigt avfall. Om komposterna placeras inom en deponi kan eventuellt det ordinarie systemet för lakvattenbehandling utnyttjas.

Om man utnyttjar kompostering som tillfällig åtgärd kan lakvattenbehandlingen möjligen lösas genom att komposterna läggs på en några decimeter tjock bädd av gödsel och bark som vattnet får dränera igenom. Bädden av gödsel och bark kan då ta upp urlakade komponenter, och biologiskt reducera organiska ämnen i lakvattnet (Danielsen *et al*, 1982).

4.4 Metodens användbarhet

4.4.1 Allmänt

Genom kompostering kan man reducera kolväteinnehållet i oljeslam betydligt. Kompostering är en god metod för stabilisering av oljeslam, och är en mer långsiktig behandling före deponering än kalkning, vars effekt avtar när pH-värdet med tiden sjunker. Resthalterna blev vid dessa försök så höga att kompostresten enligt min mening inte kan spridas hur som helst, men bör kunna användas tex som mellan-täckningsmaterial på deponier.

Biologiska behandlingsmetoder brukar anses billigare än förbränning. Kostnaden för kompostering av oljehaltigt avfall beräknas av Carlsson *et al* (1993) till 410 SEK/ton. Heldén (1993) anger intervallet 200-1500 SEK/ton för kompostering av oljekontaminerad jord. Som jämförelse kan nämnas att kostnaden för förbränning av förorenad jord anges till ca 7000 SEK/ton av Maier (1992).

Kompostering som metod bör kunna användas vid omhändertagande av oljehaltigt avfall både i större anläggningar och vid tillfällig behandling.

4.4.2 Centralt omhändertagande av oljehaltigt material

När oljehaltigt slam tas emot centralt, och många olika oljehaltiga avfall blandas, kan kompostering användas som ett sista behandlingssteg. Före komposteringen bör grövre material sorteras ut, och snarast behandlas genom tvättning. Därefter bör så mycket olja och vatten som möjligt separeras ut från slammet och behandlas separat. Det avvattade slammet kan gå till kompostering.

En möjlig utveckling vore att använda en enkel bioreaktor före komposteringen. Behandling i en enkel luftad och omrörd bioreaktor skulle kunna sänka starthalten kolväten, och även kunna tänkas driva av flyktiga lösningsmedel. Om dessa samlas upp och tas om hand i ett steg före komposteringen skulle processen eventuellt fungera bättre, eftersom lösningsmedel påverkar mikroorganismer negativt genom inverkan på cellmembranen (Bossert *et al*, 1984). Persson (1992) har i lab-försök med enkla, kontinuerligt arbetande och totalomblandade vätskefasbioreaktorer vid en uppehållstid på bara 3.5 dygn erhållit en reduktion runt 50% av kolvätehalten i oljeslam och runt 90% av PAH. Reduktionsgraden ökade inte vid längre uppehållstider. Marks *et al* (1988) och Marks *et al* (1992) har erhållit liknade resultat vid försök i vätskefasreaktorer.

4.4.3 Lokalt omhändertagande av oljehaltigt material

Kompostering kan enligt min mening vara en användbar metod till exempel vid lokal sanering av mindre mängder oljekontaminerad jord, som efter en olycka med oljespill. Om man har långt till närmaste plats för omhändertagande av miljöfarligt avfall kan man undvika transporter genom att med enkel teknik kompostera på en närliggande deponi för vanligt avfall eller kanske till och med på plats. Vid lokal sanering är sammansättningen av det oljekontaminerade materialet i allmänhet bättre känd än vid storskaligt omhändertagande av oljehaltigt avfall, där avfall med många olika ursprung behandlas.

Vid tillfällig, lokal kompostering av mindre mängder oljehaltigt material behöver inte utrymmet bli begränsande på samma sätt som vid storskalig tillämpning. Då kan komposterna ligga mer än en säsong. Slutvolymen är också mindre kritisk, varför man kan använda större inblandning av gödsel och bark. Sådana åtgärder bör kunna ge god reduktion även med mindre optimal mekanisk utrustning. Vid låga starthalter kan man eventuellt nå så låga sluthalter att kompostresten kan användas för återfyllnad - i alla

fall i mindre känsliga områden och om det oljekontaminerade materialet inte innehåller stora mängder tungmetaller eller andra gifter.

4.4.4 Andra metoder

Under mitt arbetes gång studerade Reci Industri AB också en annan metod, utvecklad i Norge, där man behandlade oljehaltigt avfall i en hammarkvarn. Den värme som utvecklades i materialet vid malningen gjorde att olja separerades från det fasta materialet och kunde avskiljas. Studierna avbröts då metoden visade sig dyr.

4.5 Provtagning och analysmetoder

Problem i samband med provtagning och analys av heterogent material är enligt min erfarenhet ett sparsamt belyst område i undervisningen inom kemi. Nästan alltid utgår man från att det redan finns ett väldefinierat prov, vilket man sedan på bästa sätt vill analysera med avseende på något ämne. När man hanterar heterogent, fast material och samtidigt är intresserad av en mängd olika ämnen i detta material uppstår en rad problem och frågor.

4.5.1 Provtagning är svårt!

Fast fas

Att ta ut prov på inhomogen fast fas så att man får representativa analysresultat är svårt! För att få ett gott resultat bör man ta ut och analysera en stor mängd olika prov vid varje provtagning och sedan medelvärdera analysresultaten. Då får man samtidigt en idé om spridningen i resultatet. Nackdelen med detta är att det är dyrt med många analyser.

Vid generalprovsstrategi är genomtänkt blandning och neddelning av provet mycket viktigt. All bearbetning av provet ger förändringar i det. I föreliggande fall kan man till exempel fråga sig hur malningen i kompostkvarnen påverkade proven. Hur varmt blir det precis vid kvarnens kniv? Bryts kolväten ner vid den mekaniska bearbetningen? Ångar flyktiga kolväten bort i högre grad än de skulle gjort annars? Sådana frågor bör studeras vidare.

Vare sig man analyserar alla uttagna prov eller blandar dem till ett generalprov är det viktigt att man tar ut proven efter en dokumenterad plan, och inte på måfå eller där det "känns bra" (Blackburn *et al*, 1993; Schöön, 1991).

Gasfas

Det är förhållandevis lätt att ta gasprover med absorbertrör och gasprovtagningspump. Problemet vid gasprovtagning är snarare att veta vad man mäter på. Halter erhålls hyfsat lätt, men kvantifieringen är svår. Om man mäter halten kolväten direkt ovanför komposten blir frågan hur mycket gas som strömmar förbi. Om man suger luft genom komposten och mäter på den luften, är frågan om den halt man mäter gäller bara just nu eller är hyfsat konstant ifall man fortsätter att suga luft genom komposten en längre tid, samt om det finns läckflöden. Detta behöver studeras vidare.

4.5.2 Att analysera så man vet vad man pratar om är också svårt!

Grundproblemet vid analyser av oljekontaminerat material är att begreppet olja är ett samlingsnamn på en blandning som kan innehålla en otrolig mängd olika föreningar. Skilnaderna hos komponenter som ingår kan vara mycket stora både vad gäller molekylvikt och funktionalitet (se avsnitt 1.3.1). För att kunna kvantifiera "oljehalt" använder man därför oftast grova översiktsparametrar. Den vanligaste, som också använts i detta arbete, är TEX ("Totalt extraherbara kolväten" enligt SS 02 81 45) med undergruppen "opolära kolväten" (eller "mineralolja").

Parametern TEX lämnar en del övrigt att önska. Man får mycket lite kvalitativ information. Metoden mäter förekomsten C-H-bindningar i ett extrakt av provet med hjälp av IR-absorbans. Bindningsförekomsten omvandlas via en kalibreringskurva till ett värde i gram kolväten. Ett problem med metoden är att detta värde med enheten gram egentligen inte är just gram utan någon sorts ekvivalenta gram (i alla fall är det inte säkert att man skulle få just detta antal gram om man vägde samma kolväten på en våg) vilket kan vara något förvirrande. I metoden används utskakning av kolväten med ett

lösningsmedel (TTE, en freon) som inte är så bra på att extrahera tyngre kolväten och vid utskakningen sker bara en jämviktsinställning. Dessutom blir IR-absorbansen av C–H-bindningar något olika beroende på molekylens struktur i övrigt (Blackburn *et al*, 1993).

Ändå är TEX enligt min mening den bästa metod som just nu finns att tillgå. Huvudskälet är att den är standardiserad och man därmed kan jämföra resultat erhållna med denna metod. Den är också hyfsat enkel att genomföra och allmänt använd, vilket ökar möjligheten till jämförelser.

Andra analysmetoder är ofta behäftade med minst lika stora svårigheter. Gaskromatografi (GC) begränsas bland annat av att temperaturkänsliga föreningar kan brytas ned i kolonnen och att större molekyler kanske aldrig kommer ut överhuvudtaget. Vätskekromatografi (LC) begränsas av att det är svårt att välja fast och rörlig fas när man inte vet vilka komponenter som förekommer, att komponenter separeras huvudsakligen på basis av funktionella grupper (vilka ju inte alls förekommer hos de alkaner som normalt utgör huvuddelen av ”olja”) samt att den kräver omsorg om apparaturen och skicklighet hos operatören för att få reproducerbara resultat (Poole *et al*, 1984).

Svårigheterna att hitta någon bättre analysmetod än TEX (SNV, 1992) avspeglar sig i den dispens från freonförbudet i Sverige som gäller för kemiskt analysarbete (SNFS 1994:9). Svårigheterna avspeglas också i de problem som uppkom vid försöken med extraktion och GC-analys inom detta arbete (bilaga IV). En extraktionsmetod där man slipper freonerna och som ändå verkar effektiv är extraktion med superkritisk koldioxid. Nackdelen med denna metod är att den apparatur som behövs är betydligt mer komplicerad än den som behövs för freonextraktion och i nuläget dyr (Blackburn *et al*, 1993)

4.5.3 Andra bedömningsgrunder än halter som parameter

Oljekontaminerat material och oljeslam kan, som frammhållits åtskilliga gånger i denna rapport, innehålla en i det närmaste otrolig mängd olika komponenter. Dessa komponenter kan ha mycket olika toxicitet. Därför ger totalhalter ”mineralolja” eller ”totalt extraherbara kolväten” inte nödvändigtvis en god bild av hur farligt materialet är eller hur det bör hanteras.

Även om man studerar enskilda komponenter och sedan tar hänsyn till deras respektive toxicitet kan bilden bli missvisande eftersom deras samlade effekt kan skilja sig från summan av de enskilda komponenternas. För att komma åt detta problem kan man utnyttja biologiska toxicitetstester (Mayorga, 1994; se även avsnitt 1.5.4).

4.6 Sammanfattande slutsatser

Kompostering av oljehaltigt material med bark och hästgödsel är en fungerande metod för att reducera kolväteinnehållet i materialet. Den huvudsakliga reduktionsmekanismen verkar vara biologisk omvandling, även om en viss mängd kolväten avgår från komposten till luft och lakvatten.

Effektiv inblandning av det oljehaltiga materialet är en kritisk parameter. Den mekaniska bearbetningen av kompostmaterialet vid omgrävning - för att t ex slå sönder klumpar - är också mycket viktig. Val av utrustning för arbetet måste därför ägnas stor omsorg. Temperaturen i komposten måste komma upp över 10-15°C för att någon substantiell kolvätereduktion skall ske. Komposteringen bör därför äga rum under sommarhalvåret eller utföras klimatskyddat, t ex i tält. Om komposteringen utförs i en mer avancerad anläggning, till exempel med möjlighet till styrd luftning, verkar tidsåtgången för kolvätereduktionen kunna minskas.

Metoden bör med framgång kunna användas för att stabilisera och minska miljöfarligheten hos oljehaltigt avfall före deponering. Eventuellt kan kompostering utgöra ett behandlingsalternativ till långväga transporter av avfall från mindre orter, till exempel vad gäller saneringsmassor.

Hur mycket och vilka kolväten som avgår till luft respektive lakvatten bör undersökas vidare. Även vilka komponenter som ingår i den kolväterest som inte bryts ned utan blir kvar i kompostmaterialet bör bli föremål för fortsatta undersökningar, liksom om det finns några metoder för att reducera även dessa komponenter.

Några punkter om behandling av oljehaltigt MFA

- Skilj behandlingen av oljehaltigt industrislam från behandlingen av oljeförorenad jord. Oljeförorenad jord har normalt en "enklare" föroreningsbild än den komplexa blandning oljeslam utgör. Jord och slam bör därför behandlas separat.
- Oljehaltigt slam bör genomgå någon form av rensning, för att underlätta fortsatt behandling. Till exempel kan ett rensbart grovgaller utskilja större stenar, stövlar, burkar och liknade. Denna grovfraktion bör behandlas separat, till exempel genom tvättning.
- Från den finare slamfraktionen bör så mycket olja och vatten som möjligt avskiljas.
- Slamfraktionen kan behandlas genom kompostering för ytterligare reduktion av kolväteinnehållet och stabilisering av slammet.
- Eventuellt kan slammet behandlas en kort tid i en omrörd och luftad bioreaktor före kompostering. Bioreaktorer har i tidigare studier kunnat reducera oljehalten med kanske en tredjedel på några dygn. En sluten, luftad reaktor skulle ge möjlighet att omhänderta den mest lättflyktiga andelen kolväten i slammet genom frångas-behandling.
- Oljeförorenad jord kan behandlas genom kompostering. Ett alternativ skulle kunna vara jordtvättning. Jordtvätt som metod bör studeras, då den även skulle kunna vara aktuellt för tungmetallkontaminerade jordmassor (Helldén, 1993).

5 Referenser

Denna lista omfattar refererad litteratur i både huvudrapporten och bilagorna.

Amaral, S P (1987): Landfarming of oily wastes: design and operation, Water Science and Technology, vol 19, no 8, pp 75-86.

Anderson, J G, J E Smith (1987): Composting, i: Sidwick, John M, Roger S Holdom (ed), Biotechnology of Waste Treatment and Exploitation, Ellis Horwood 1987.

API (1989): A guide to the assessment and remediation of underground petroleum releases, API publications no 1628, American Petroleum inst, Washington; citerad i Sparrevik, 1992.

Appelberg, Maragreta (1995): Personlig kommunikation. Naturvårdsverket, Stockholm (08-7991000).

Atkins, P.W (1986): Physical Chemistry, Third Edition, Oxford University Press.

Atlas, RM, R Bartha (1973): Fate and effects of polluting petroleum in the marine environment, i: Gunter, FA (ed); Residue reviews, vol 49.

Bartha R, I Bossert (1984): The Treatment and Disposal of Petroleum Wastes, i: Petroleum Microbiology, RM Atlas (ed), Macmillan Publishing Company, 1984.

Bengtsson, Åsa (1995): Fullskaleförsök med kompostering av oljeslam, Nordvästra skånes renhållnings AB, Utvecklingsavdelningen, Helsingborg, intern rapport .

Bengtsson, Åsa (1994): Karakterisering av vattenfasen från behandlingsanläggning för oljehaltiga slam, Tekniska högskolan i Luleå, Institutionen för samhällsbyggnadsteknik, 1994:118E.

Berg, Christer (1985): Metaller i kommunalt avloppsvatten - SNV PM 1942, Naturvårdsverket, Solna.

Berg, Per EO (1988): Avfallsmängd och sammansättning, Rapport till Göteborgs-regionens avfallsaktiebolag GRAAB.

Berg, Per EO (1993): Personlig kommunikation. Avfallsgruppen, Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, Chalmers tekniska Högskola, Göteborg.

Blackburn, JW, EJ Harner, WK Robbins, RC Prince, JR Clark, RM Atlas, JB Wilkinson (1993): Experimental linkage issues of petroleum site bioremediation; Biodegradation, nr 4, pp 207-230, 1993.

Bohinsky, Robert C (1987): Modern Concepts in Biochemistry, fifth edition, Allyln and Bacon, Inc.

Bossert I, R Bartha (1984): The fate of Petroleum in Soil Ecosystems, i: Petroleum Microbiology, RM Atlas (ed), Macmillan Publishing Company, 1984.

Brown, K W, L E Deuel Jr, J C Thomas (1984): Distribution of inorganic constituents in soil following land treatment of refinery wastes; Water, Air and Soil Pollution, vol 25, nr 3 juli 1985, pp 285-300.

Brown, K W, K C Donnelly, J C Thomas, P Davol, D Kampbell (1985): Degradation of soil applied organic compounds from three petroleum wastes; Waste Management and Research, vol 3, pp 27-39.

Carlsson, Bo, Terratema AB Linköping (1992): Nedbrytning av oljehaltiga avfall - fältförsök, Stiftelsen Reforsk FoU nr 67.

Carlsson, Bo, Terratema AB Linköping, och Bertil Mattsson, VAFAB Västerås (1993): Biologisk nedbrytning av oljehaltigt avfall från stålindustrin, Stiftelsen Reforsk FoU nr 94.

Cerniglia, Carl E (1984): Microbial transformation of aromatic hydrocarbons, i: Petroleum Microbiology, RM Atlas (ed), Macmillan Publishing Company, 1984.

Cerniglia, Carl E (1984b): Microbial metabolism of aromatic hydrocarbons, pp. 31-71, i: Advances in Applied Microbiology, vol 30, Allen I Laskin (ed), Academic Press Inc, Orelando, Florida, 1984.

Corbitt, Robert A (1990): Hazardous Waste, i: Robert A Corbit (ed), Standard Handbook of Environmental Engineering, McGraw-Hill Publishing Company, 1990.

Crawford, J H (1985): Composting of Agricultural Wastes, i: Chereminsinoff, Paul N, Robert P Ouellette (ed), Biotechnology - Applications and Recherche, Technomic.

Dalyan U, H Harder, Th Höpner (1990): Hydrocarbon biodegradation in sediments and soils. A systematic examination of physical an chemical conditions - Part II. pH-values, Erdöhl und Kohle Erdgas Petrochemie, årg 43, no 9, september 1990, pp 337-342.

Dalyan U, H Harder, Th Höpner (1990b): Hydrocarbon biodegradation in sediments and soils. A systematic examination of physical an chemical conditions - Part III. Temperature, Erdöhl und Kohle Erdgas Petrochemie, årg 43, no 11, november 1990, pp 435-437.

Danielsen Arild, Erling Sendstad, Per Sverum (1982): Behandling av oppsamlet oljesøl - Praktiske erfaringer fra deponering og kompostering, i: SINTEF, Foredrag vid Sjøppeldagarne 1992, Utgiven av SINTEF, Avdeling for Teknisk Kjemi, 7034 Trondheim - NTH.

de Bertoldi M, G Vallini, A Pera (1983): The Biology of Composting: A Review, Waste Management and Research, vol 1, pp157-176.

Delblanc, Fredrik (1991): Biologisk nedbrytning av petroleumprodukter i mark: en kunskapsöversikt, Kvantärgeologiska avdelningen, Uppsala Universitet.

Dibble JT, R Bartha (1979): Effect of environmenta Parameters on the biodegradation of Oil Sludge, Applied and Environmetal Microbiology, vol 37, no 4, april 1979.

Eliasson, Henrik (1992): Bionedbrytning av oljehaltigt avfall, Intern rapport GRAAB-Kemi (nuvarande Reci Industri AB) 031-646500, Göteborg, Sverige.

Eliasson, Henrik (1993): Personlig kommunikation, Reci Industri AB 031-646500, Göteborg, Sverige.

Everitt, Einar; Ståhl, Sten och Wohlfart, Claes; Introduktion i Mikrobiologi; Studentlitteratur i Lund; 1990.

Fredricks, KM (1996): Adaption of Bacteria from One Type of Hydrocarbon to Another; Nature, vol 209, 5 mars 1966, pp 1047-1048.

Golueke, Clarence G (1992): Bateriaology of Composting, BioCycle, vol 33, no 1, jan 1992, pp 55-57.

Golueke, Clarence G, Luis F Diaz (1990): Understanding the Basics of Composting, BioCycle, vol 31, no 4, pp 56-59.

Golueke Clarence G, Luis F Diaz (1989): Biological treatment for hazardous wastes, BioCycle, vol 30, no 12 dec 1989, pp 58-63.

Haglund, Jan-Erik, Per Olof Persson (red) (1987): Kompendium i miljövård del 1: Ekologi, 5:e upplagan, Miljövårdcentrum, Kungliga tekniska högskolan, Stockholm.

Harder H, B Kürzel-Seidel, Th Höpner (1991): Hydrocarbon biodegradation in sediments and soils. A systematic examination of physical and chemical conditions - Part IV. Special aspects of nutrient demand, Erdöhl und Kohle Erdgas Petrochemie, årg 44, no 2, februari 1991, pp 59-62.

Hell, Matti (1993): Personlig kommunikation. Reci Industri AB 031-646500, Göteborg, Sverige.

Helldén, Johan, Terratema AB (1993): Åtgärdsteknik. Metoder för efterbehandling av förorenad mark, Naturvårdsverket rapport 4232, Byggforskningsrådet, Renhållningsverksföreningen och Naturvårdsverket, Solna.

Hienke, Gary W (1989): Microbiology and Epidemiology; i Henry, J. Glynn och Heinke, Gary W; Environmental Science and Engineering; Prentice Hall Inc, 1989.

Hildebrandt, WW, SB Wilson (1991): On-Site Bioremediation Systems Reduce Crude Oil Contamination, JPT-Journal of Petroleum Technology, vol 43, no 1, 1991, pp 18-22.

IVA (1985): Oil and applied microbiology, Proceedings of a symposium, arranged by the Royal Swedish Academy of Engineering Sciences, on november 8, 1983, IVA-raååort 278, Ingenjörsvetenskapsakademin Stockholm, 1985.

Jack TR, M McD Francis, LG Stehmeier (1994): Disposal of oil slope and sludges by biodegradation, Research in Microbiology, vol 145, pp 49-52.

Lindfors Lars Gunnar (1990): Industriavfall, i: Jonas Norrman (red): Avfallshantering i förändring, Allmäna förlaget, 1990.

Lindstomberg, Walter W, Henry E Baumgarten (1982): Organisk kemi, fjärde upplagan, Liber läromedel.

Litchfield, Carol D (1991): Practices, Potential, and Pitfalls in the Application of Biotechnology to Environmental problems, i: Sayler Gary S, Robert Fox, James W Blackburn (ed), Environmental Biotechnology for Waste Treatment, Environmental Science Research volume 41, Plenum Press, New York, London, 1991.

Loehr RC, LA Rogers, DC Erickson (1992): Mobility of Residues at Petroelum Industry Hazardous Waste Land Treatment Sites, Water Sciense and Technology, vol 25, no 3, pp 191-196.

- Marks R E, S D Field, W K Wojtanowicz (1988): Biodegradation of Oil-Based Drilling Muds and Production Pit Sludges, *Journal of Energy Resources Technology*, vol 110, sept 1988, pp 183-188.
- Marks R E, S D Field, W K Wojtanowicz, G A Britenbeck (1992): Biological treatment of petrochemical wastes for removal of hazardous polynuclear aromatic hydrocarbon constituents, *Water Science and Technology*, vol 25, no 3/1992, pp 213-220.
- Mayorga, Pablo (1994): Biodegradation of Organic Pollutants in Soil, Chalmers tekniska högskola, Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, publikation 3:94.
- McFarland MJ, XJ Qui, JL Sims, ME Randolph, RC Sims (1992): Remediation of petroleum impacted soils in fungal compost bioreactors, *Wat. Sci. Tech.*, vol 25, no 3, pp 197-206, 1992.
- Meijer, Manfred (1992): Den naturliga lösningen - Biologisk efterbehandling av mark, Utlandsrapport från Sveriges tekniska attachéer, USA9205.
- Myrvold, Harry (1982): Praktiske erfaringer ved behandling av specialavfall - Omraffinerer av spillolje, i: SINTEF, Foredrag ved Sjøpeldagane 1992, Utgiven av SINTEF, Avdeling for Teknisk Kjemi, 7034 Trondheim - NTH.
- Nordström, Olof, Gunnar Johnsson, Knut Norborg, Åke Fourén (1979): Geografiska tabeller med arbetsuppgifter, 18:e upplagan, Almqvist & Wiksell Läromedel AB, Stockholm.
- Perry, Jerome J. (1984): Microbial metabolism of cyclik alkanes, i: *Petroleum Microbiology*, RM Atlas (ed), Macmillan Publishing Company, 1984.
- Persson, Anders (1991): Utvärdering av utnyttjad "sludge farming" och nedbrytningsundersökning av oljehaltigt slam från Statoil Petrokemi AB, Anox AB, Lund.
- Persson, Anders (1992): Försök att accelerera sludgefarmingprocessen samt nedbrytningsförsök av oljehaltigt slam i vätsefas - Studier i labbskala, Anox AB, Lund.
- Persson, Per Olof, Jan-Erik Haglund (red) (1987): Kompendium i Miljövård, Del 1, Ekologi; Miljövårdscentrum, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm, 1987.
- Petersson, Göran, Olle Ramnäs (1988): Gaskromatografi, kurskompendium, Institutionen för Teknisk kemi II, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- Pollard, Simon JT, Steve E Hrudey, Phillip M Fedorak (1994): Bioremediation of petroleum- and creosot-contaminated soils: A review of constraints, *Waste Management and Research*, vol 12, pp 173-194.
- Poole, Colin F, Sheila A Schuette (1984): Contemporary practice of chromatography, Elsevier.
- Prado-Jatar, Manuel, Manuel Correa, Jorge Rodriguez-Grau, Maximiliano Carneiro (1993): Oil Sludge Landfarming Biodegradation Experiment Conducted at a Tropical Site in Eastern Venezuela; *Waste Management and Research*, vol 11, pp 97-106.
- Prantera, M T, C A Mauro, M D M Marins (1991): Landfarming of drilling wastes, *Water Science and Technology*, vol 24, no 12, pp 177-182.

- Ramnäs, Olle (1993): Personlig kommunikation. Arbetsenheten för Kemisk Miljövetenskap, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- Raymond, R L, J O Hudson, V W Jamison (1976): Oil Degradation in Soil, Applied and Environmental Microbiology, vol 31, no 4, april 1975, pp 522-535.
- Roques DE, EB Overton, CB Henry (1994): Using Gas chromatography/Mass spectroscopy fingerprint analysis to document process and progress of oil degradation, Journ. of Environ. Qual, vol 24, july-august 1994, pp 851-855.
- Ryan, JR, R Kabrick, R Loehr (1988): Biological Treatment of Hazardous Wastes, Civil Engineering, February 1988, pp 65-67.
- Rylander, Håkan (1990): En översikt av svensk avfallshantering idag, i: Jonas Norrman (red): Avfallshantering i förändring, Allmäna förlaget, 1990.
- Seman, Per Olof, VIAK AB (1990): Banverket. Mellersta regionen. Försök att med kompost bryta ned kreosotkontaminerade sediment. Slutrapport.
- Seman, Per Olof, Rydergren A, VBB VIAK (1991): Banverket. Mellersta regionen. Fullskalekompostering av kreosotförorenade sediment. Björkhyttan, Ludvika. Slutrapport.
- Shailubhai, K (1986): Treatment of petroleum industri oil sludge in soil, Trends in biotechnology, August 1986, pp 202-206.
- Shöön, Nils Herman (1991): Planering, analys och optimering av försök, Kompendium sammanställt för undervisning vid Chalmers tekniska högskola; Institutionen för Kemisk Reaktionsteknik, Chalmers tekniska högskola.
- Sims, Judith L, Ronald C Sims, John E Matthews (1990): Approach to bioremediation of contaminated soil, Hazardous Waste and Hazardous materials, vol 7, no 2, pp 117-149, 1990.
- Sims, Ronald C (1990): Soil Remediation Techniques at uncontrolled Hazardous Wastes Sites - A Critical Review, Journal of Air and Waste Management, vol 40, no 5 1990, pp 704-732.
- Singer ME, WR Finnerty (1984): Microbial metabolism of stright-chain and branched alkanes, i: Petroleum Microbiology, RM Atlas (ed), Macmillan Publishing Company, 1984.
- SLV (1989): Statens livsmedelsverks kunngörelse om dricksvatten, SLV FS1989:30.
- SNV (1984): SNV pm 1920 Miljöfarligt avfall 1980, Statens naturvårdsverk, Solna.
- SNV(1988): Naturvårdsverket informerar - Avfallet och Miljön, Statens naturvårdsverk, Solna.
- SNV (1988b): SNV-rapport 3480 Svensk avfallshantering - nuläge och problem, Statens naturvårdsverk, Solna.
- SNV (1988c): SNV-rapport 3483 Avfall - art, mängd, sammansättning, Statens naturvårdsverk, Solna.
- SNV (1992): SNV-rapport 4080 Utveckling av nya analysmetoder för bestämning av olja - lägesrapport, Naturvårdsverket, Solna.

- SNV (1993): SNV-rapport 4234 Ett Miljöanpassat Samhälle, Naturvårdsverket, Solna.
- SNV (1993b): Efterbehandling - Pågående och avslutade projekt, Naturvårdsverket, Solna.
- SNV (1993c): SNV-rapport 4206 Industri och miljö, Naturvårdsverket, Solna.
- SNV (1993d): SNV-rapport 4135 Metallerna och miljön, Naturvårdsverket, Solna.
- SNV (1995): Miljölagar. Samling av författningar på miljöområdet. Uppdatering 1995-08-11, Naturvårdsverket. Referensen avser "Förordningen (1985:840) om vissa hälso- och miljöfarliga produkter m.m." i denna sammanställning.
- Solomons, TW Graham (1988): Organic Chemistry, fourth edition, John Wiley and Sons Inc.
- SOU 1992:45 (1992): Statens offentliga utredningar, Miljöfarligt avfall - ansvar och riktlinjer, Allmänna förlaget, 1992.
- Spain, JC, CA Pettigrew, BE Haigler (1991): Biodegradation of Mixed Solvents by a Strain of *Pseudomonas*", i: Gary SSayler, Robert Fox & James W Blackburn (ed), Environmental Biotechnology for Waste Treatment, Plenum Press, New York, 1991.
- Sparrevik, Magnus (1992): In situ bio remediation of oil polluted soil - the effect of the air flow, Chalmers tekniska högskola, Institutionen för kemisk reaktionsteknik.
- Stentiford, E I (1987): Recent developments in Composting, pp 52-60 i: M. DeBetoldi, M P Ferranti, P L'Hermite, F Zucconi (ed), Compost: Production, Quality and Use, Elsevier Applied Science, Essex, England.
- Suler, Dennis (1979): Composting Hazardous Industrial Wastes, Compost Science - Land Utilization, July/August 1979, pp 25-27.
- Tesan, G, D Barbosa (1987): Degradation of Oil by land Disposal, Water Science and Technology, vol 19, no 8, pp 99-105.
- Thomas, JM, CH Ward (1989): In situ bioremediation of organic contaminants in the subsurface, Environmental Science and Technology, vol 23, no 7, 1989, pp 760-766.
- Thyr, Håkan (1994): Degradation of creosot by a white rot fungus in a liquid medium, Chalmers tekniska högskola, Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, Internskrift 3:94.
- TK (1988): Flamspektrometri, Kurskompendium i kursen Teknisk analytisk kemi 1988, utgivet av Institutionen för Teknisk kemi II, Chalmers tekniska högskola.
- Traxler, RW (1962): Microbial Degradation of Asphalt, Biotechnology and Bioengineering, vol 4, dec 1962, pp 369-376.
- VA (1981): Kompendium i VA-teknik: Vattenbehandling, Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.

VAV (1986): VAV P61 - Styrning av slambehandlingsprocesser; Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, publikation 61, 1986.

VAV (1984): Slamhantering vid kommunala avloppsreningsverk, Svenska vatten- och avloppsverksföreningen Publikation VAV P51, Stockholm.

Webb, CLF (1990): Biologisch Sanierung ölverschmutzter Böden am Beispiel eines Rohöl-Leitungsschadens, Erdöl-Erdgas-Kohle, no 11, nov 1990, pp 453-455.

Williams, Richard T, Craig A Myler (1990): Bioremediation using Composting, BioCycle, vol 31, no 11, 1990, pp 78-80.

Wiquist, Weine (1990): Specialavfall, i: Jonas Norrman (red): Avfallshantering i förändring, Allmäna förlaget, 1990.

Würdemann S, H Harder, Th Höpner (1990): Hydrocarbon biodegradation in sediments and soils. A systematic examination of physical and chemical conditions - Part I. Grain size, surface area and soiltype, Erdöl und Kohle Erdgas Petrochemie, årg 43, no 6, juni 1990, pp 217-224.

Ziegenfuss, P Scott, Richard T Williams, Craig A Myler (1991): Hazardous materials composting, Journal of Hazardous Materials, vol 28, pp 91-99.

Åslander, Olle (1990): Avfallet en viktig miljöfråga - naturvårdsverket får nya arbetsuppgifter, i: Jonas Norrman (red): Avfallshantering i förändring, Allmäna förlaget, 1990.

6 Bilagor

I. Miljöfarligt avfall - många olika ord	sid 99
II. Mikroorganismerna i komposterna	sid 101
III. Kort beskrivning av några andra försök inom området	sid 111
IV. Försök med extraktion och GC-analys av kolväten ur TV8-material	sid 123
V. Andel av totalkolvätehalt som avgått till lakvatten och luft	sid 129
VI. Kromatogram från gasfasproven	sid 131
VII. Naturvårdsverket angående oljehalter	sid 143

Bilaga I. Miljöfarligt avfall - många olika ord.

Liten Ordlista

Inom begreppet industriavfall rymms många olika slags avfall. I rapporten "Avfallet och Miljön" (SNV, 1988) infördes uttrycken branschspecifikt avfall och icke branschspecifikt avfall. Branschspecifikt avfall är sådant avfall som uppkommer i processindustri, till exempel gruvavfall eller träfiberslam från skogsindustri. Icke branschspecifikt avfall betecknar avfall från annan industriell verksamhet än processindustri och avfall från affärsverksamhet. Även om denna uppdelning inte är entydig är den ändå allmänt använd för allt sådant avfall som inte klassas som miljöfarligt avfall, MFA (Lindfors, 1990; SNV, 1988).

Miljöfarligt avfall definieras i Sverige av Lagen om kemiska produkter, LKP, och Förordningen om Miljöfarligt avfall, FMFA. Eftersom definitionen i botten är juridisk kan begreppet miljöfarligt avfall betyda lite olika saker i olika länder, även om det i stort sett används liktydigt. I Sverige täcks till exempel inte radioaktivt avfall av begreppet miljöfarligt avfall, utan det är reglerat särskild lag.

Somliga upplever det juridiskt definierade ordet "miljöfarligt avfall" som alltför snävt. Andra menar att ordet leder tankarna fel, eftersom avfall blir en fara för miljön först när det hanteras felaktigt. Skillnaden mot andra avfallsslag är bara att det som kallas miljöfarligt avfall kräver en mer speciell behandling än de andra. Därför förekommer ibland även begreppet specialavfall, som en något vidare beteckning på allt sådant avfall som kräver särskild hänsyn vid hanteringen med hänsyn till hälsa och miljö. En del debattörer menar att vi helt borde gå över till den beteckningen. MFA-utredningen (SOU 1992:45) menar dock att begreppet miljöfarligt avfall stämmer väl överens med internationellt språkbruk och att ett byte av begrepp hos allmänheten kan uppfattas som om man inte tar problemen på allvar.

Med ordet gråzonsavfall menar man sådant avfall som inte är så harmlöst som vanliga hushållssopor, men som i dagsläget inte klassas som miljöfarligt avfall (Wiqvist, 1990; SOU 1992:45).

Specialavfall, indelning enligt Wiqvist (1990).

Miljöfarligt avfall	"Gråzonsavfall"	Riskavfall
Oljeavfall Lösningsmedels- färg- och lackavfall Limavfall Surt/alkaliskt avfall Kadmiumhalt. Kvicksilverhalt. Ytbehandling Cyanidhalt. PCB Bekämpningsmedel Laboratorieavfall	Förorenade jordar Industrislamm Askor, stoft	Biologiskt Stickande/Skärande Smittförande

Bilaga II. Mikroorganismerna i komposter

Bakterier och svampar är de sorters organismer som är viktigast i komposteringsprocessen. Även om andra mikroorganismer som protozoer (och även en del makroorganismer som maskar) kan påverka processen, är det normalt bakterier och svampar som står för merparten av omvandlingen av organiskt material vid kompostering (Goluek, 1992; VAV, 1986). Bakterier och svampar är också de grupper av mikroorganismer som är de huvudsakliga nedbrytarna av petroleumprodukter i jord (Bossert *et al*, 1984). När inget annat anges bygger framställningen i denna bilaga på Everit *et al*, (1990) och Heinke (1989).

Under komposteringsförloppets gång är det olika, blandade populationer av flera sorters bakterier och svampar som tar över efter varandra. Ingen ren kultur av någon mikroorganism kan bryta ner en kompost lika snabbt eller fullständigt som en sådan succession av blandkulturer. En ren kultur av en enda organism kan däremot klara att bryta ned ett enstaka ämne både fort och till en låg resthalt (Crawford, 1985).

Att en blandkultur av mikroorganismer lyckas bättre, beror på att en uppsättning organismer kan bana väg för nästa. Slutprodukterna från de metaboliska processerna hos en grupp organismer används då som näringskälla för nästa grupp. Därmed kan också slutprodukterna från en blandning av mikroorganismer som växer på ett substrat, skilja sig mycket från de summerade restprodukterna från de enskilda organismerna odlade på samma substrat. Ibland kan mikroorganismer understödja varandra, till exempel genom att en sorts organismer utsöndrar små mängder vitaminer, aminosyror eller liknande, som är essentiella (livsnödvändiga) för den andra organismen (Goluek, 1992).

Naturligtvis förekommer det också att olika organismer motverkar varandra, antagonism. Antagonism kan till exempel innebära att en art producerar ett ämne som är giftigt för en annan art. Det kan också vara ren konkurrens, där två eller flera arter är rivaler om någon faktor med begränsad tillgång, till exempel ett näringsämne, eller att en mikroorganism äter upp en annan (Crawford, 1985).

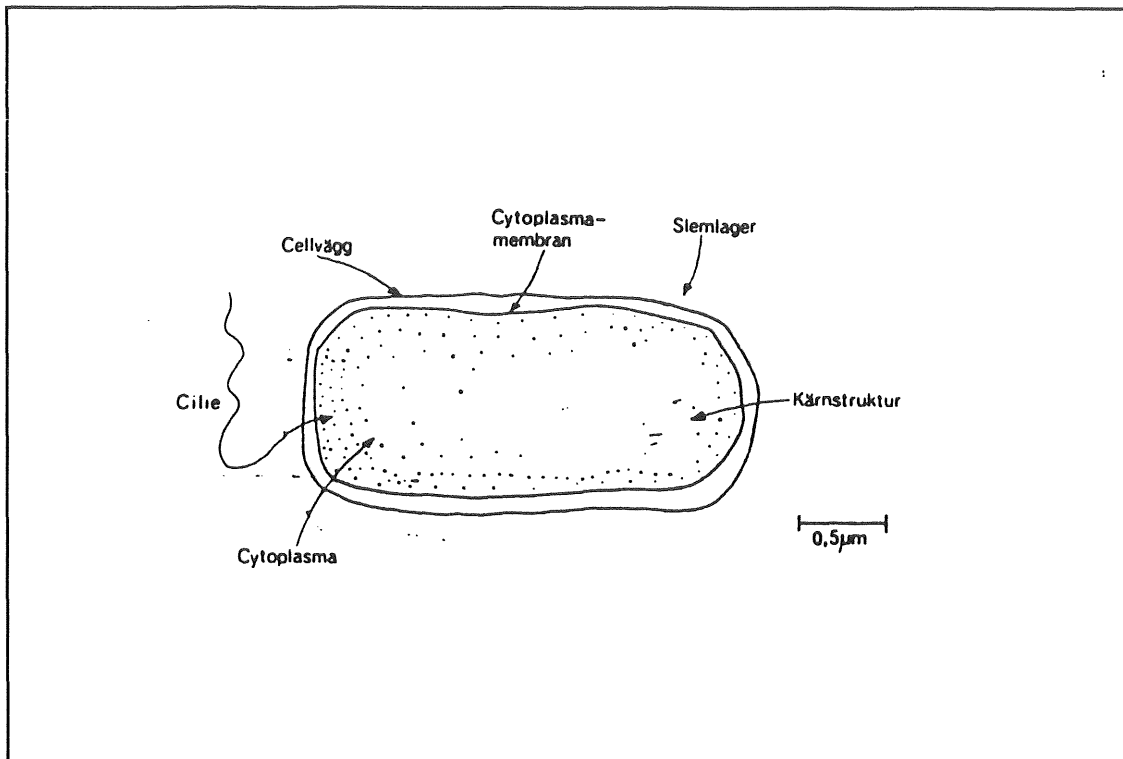
II.1 Pro- och eukaryota celler

Levande celler kan delas in i två olika grupper beroende på hur dess genetiska material, DNA, är fördelat i cellen. Prokaryota celler har sitt DNA löst direkt i cellinnehållet, medan eukaryota celler har sitt DNA avskilt från resten av cellinnehållet av ett kärnmembran. Till gruppen prokaryota celler hör bakterierna och blå-grön-bakterierna, medan alla andra organismer har eukaryota celler (Bohinski, 1987).

II.2 Bakterier

Bakterier är prokaryota, encelliga, mikroskopiska organismer. Bakteriernas storlek kan variera från bråkdelar av μm till några μm . Bakterier förökar sig via delning.

Bakterier har en rigid cellvägg som upprätthåller bakteriens form och som skyddar den mot osmotiskt tryck. Innanför cellväggen ligger cellmembranet, som är en semi-permiabel barriär vilken kemiskt avgränsar cellinnehållet, cytoplasman, från cellens omgivning samtidigt som det tillåter intransport av näringsämnen och uttransport av avfallsprodukter. Cellmembranet består av fosfolipider och proteiner. Proteinerna medverkar vid transport av ämnen genom membranet.



Figur II.1 Schematisk bild av en bakteriecell (bild från VA, 1981).

Små, oladdade molekyler som vatten kan diffundera fritt över cellmembranet, så kallad passiv diffusion. Laddade molekyler och makromolekyler har däremot svårare att ta sig förbi cellmembranet. De kan dock associeras till något av proteinerna i membranet, om molekylen "känns igen" av proteinet, och därigenom underlättas transporten in i cellen. Underlättad diffusion innebär att en viss substans kan transporteras genom cellmembranet med hjälp av ett "bärrprotein" och koncentrationen av substansen blir densamma inuti cellen som utanför. Aktiv transport innebär att en substans med hjälp av ett bärrprotein transporteras mot en koncentrationsgradient, vilket kräver energi.

Många bakterier har rörelseförmåga och kan transportera sig i vatten med hjälp av en eller flera flageller - långa trådlika strukturer som sticker ut från cellväggen. En del bakterier uppvisar också viss rörlighet över fasta substrat.

Somliga bakterier har utvecklat förmåga att bilda överlevnadsformer, sporer, under extremt oförmånliga betingelser. Det finns bakteriesporer som kan överleva kokning under många timmar eller kan ligga inaktiva i flera år i väntan på mer gynnsamma miljöfaktorer.

II.3 Svampar

Svampar är eukaryota, icke foto-syntetiska organismer. Cellerna hos eukaryota organismer skiljer sig från de prokaryota cellerna främst genom att de har sitt DNA avgränsat från cytoplasman med ett kärnmembran, men också genom att de saknar cellvägg och har fler olika komplexa strukturer i cellinneslutningen jämfört med prokaryota celler.

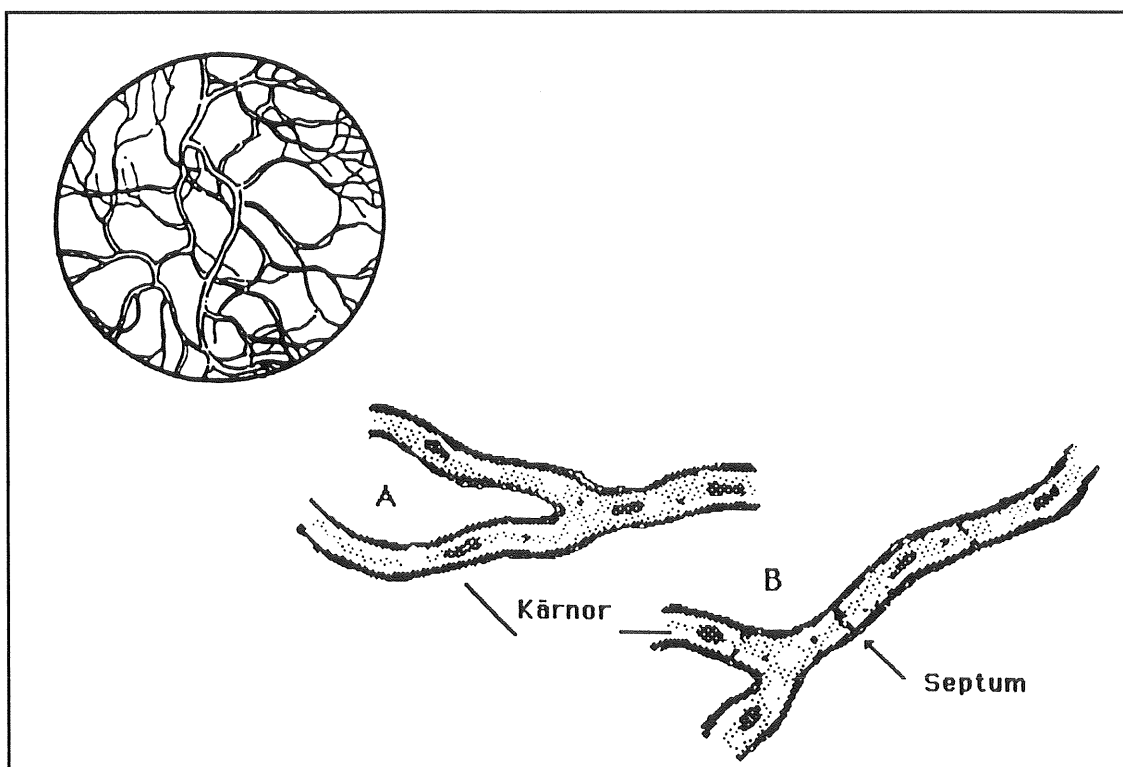
Svampar är normalt aeroba, de kräver tillgång till syre för att kunna leva. De har högre tolerans för sura miljöer än de flesta andra mikroorganismer. Svampar är vanligen

saprophyter, det vill säga lever på nedbrytning av dött organiskt material, men en del svampar lever som parasiter eller i symbios med någon annan organism. Olika svampar kan bryta ner ett brett spektrum av komplexa organiska föreningar, till exempel kan rötssvampar bryta ned lignin i trä.

Svampar kan många gånger attackera makromolekyler utan att först transportera in dem i cellen. Med hjälp av utsöndrade syror och enzymer bryts komplexa molekyler ner till enklare ämnen som sedan absorberas (Thyr, 1994). Förmågan att utsöndra sådan extracellulära enzymer finns även hos vissa bakterier, men är mer utbredd bland svampar.

I dagligt tal relaterar man kanske inte svampar till mikroorganismer, utan snarare till de Carl Johan, kantareller och andra "svampar" man ser i naturen frammåt hösten. Svamparna man då talar om är fruktkroppar, en specialiserad struktur hos en i övrigt mycket enkelt uppbyggd organism. Det är långt ifrån alla svampar som utvecklar några sådana fruktkroppar över huvud taget, för det finns flera olika förökningsmekanismer hos svampar. Beroende på vilken svamp det gäller förekommer sexuella sporer, icke-sexuella sporer, avknoppning och delning.

Förutom jästsvamparna, vilka är encelliga organismer, består en svamp av smala trådar, hyfer, vilka tillsammans bildar svampens mycel.



Figur II.2 De vanligaste svamparna består av långa, tunna trådar, hyfer, som tillsammans kallas svampens mycel (bild från Heinke, 1989). Hyfernas celler sitter ihop som ett långt rör (A). Ibland skiljs kärnorna åt (B) av septum (bild från Everit *et al*, 1990).

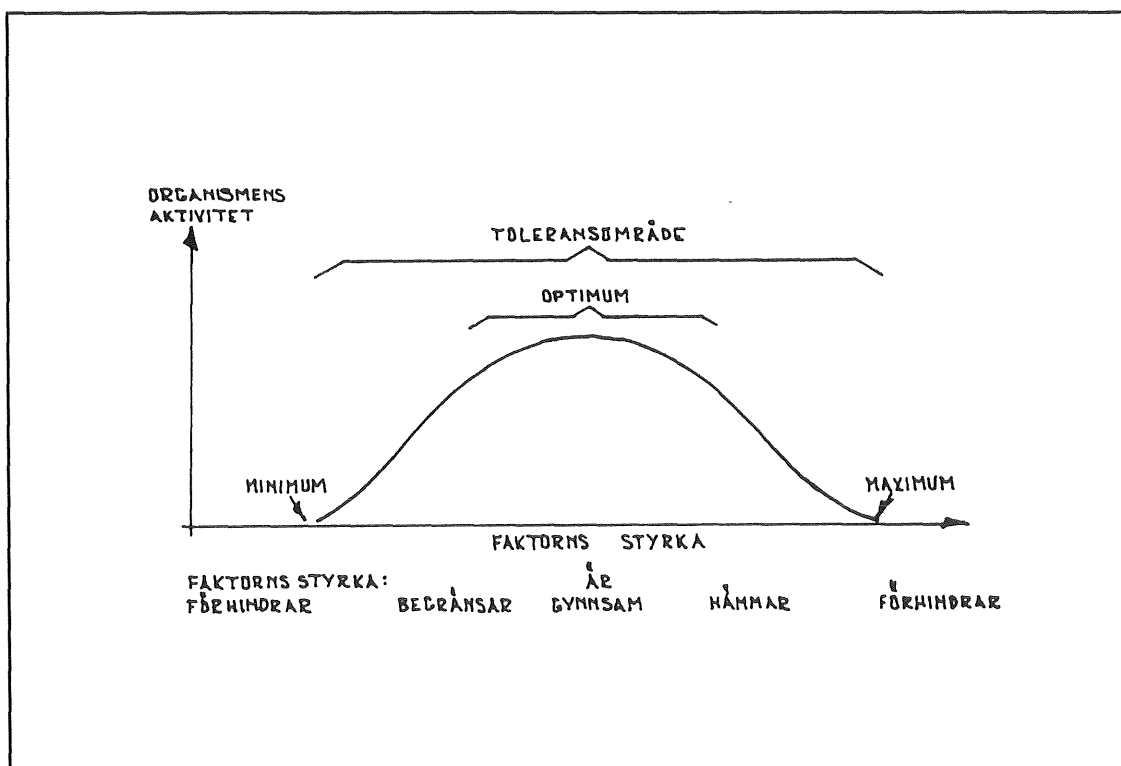
Svamphyfer är långa trådar av celler uppradade efter varandra. Cellernas, och därmed hyfens, diameter brukar ligga i intervallet 5 - 10 μm . Eftersom svampar är eukaryota har de väl avgränsade cellkärnor, men hos somliga svampar har hyferna sådan struktur att de antingen helt saknar tvärväggar mellan hyfcellerna - hyftråden alltså bildar ett rör - eller att tvärväggarna har porer genom vilka både cytoplasman och cellkärnorna kan strömma fritt. Hos andra svampar är dock hyfcellerna avgränsade.

Jästsvampar, som är encelliga former av svampar, är betydligt större än bakterierna. De kan vara 1 - 5 μm breda och 5 - 30 μm långa. Jästsvampar är fakultativa, det vill säga att de kan växa under både aeroba och anaeroba förhållanden. Olika jästsvampar har vidsträckt praktisk användning, till exempel vid jäsning av bröd eller vin.

II.4 Mikroorganismers miljökrav

Det finns en rad fysikaliska faktorer som påverkar komposteringsförloppet. Denna påverkan sker nästan alltid genom att de fysikaliska faktorerna förändrar betingelserna för mikroorganismerna. Därför är en viss förståelse av mikroorganismers reaktioner på omgivande miljö viktig.

Liksom andra levande organismer ställer mikroorganismer krav på näringstillgång och fysiska miljöfaktorer. Olika mikroorganismer ställer dock mycket olika krav på sin livsmiljö, och man kan hitta olika mikroorganismer i nästan vilken miljö som helst. I allmänhet ställer organismer inte exakta krav på halter av något näringsämne eller på någon viss temperatur, utan fortlever när respektive miljöfaktor ligger i ett visst intervall. Detta kan schematiskt beskrivas med en s.k. "optimumkurva" (Haglund *et al*, 1987).



Figur II.3 Schematisk optimumkurva för en organism (bild från Haglund *et al*, 1987).

De olika miljöfaktorerna griper in i varandra och påverkar varandra. Därför är det inte alla gånger så lätt att beskriva dessa faktorer var för sig, men här följer ett försök till översikt.

Gasmiljö - syre

Syre är den mest intressanta gasen, då många organismer kräver syre som slutlig elektronacceptor för sin respiration medan andra kräver syres frånvaro. Organismer indelas därför efter deras förhållande till syrgas: Strikt aeroba organismer kräver tillgång till molekyllärt syre. Strikt anaeroba organismer kan inte tillväxa alls i närvaro av syre. Fakultativt aeroba organismer kan leva både med och utan tillgång till fritt syre (VA, 1981).

Om en komposteringsprocess ska framskrida snabbt krävs att syre i tillräcklig mängd når hela kompostmassan, även dess mitt och i centrum av större klumpar. För att vara säker på att syretillgången inte blir begränsande bör syrehalten i porutrymmena i komposten inte sjunka alltför mycket under den i omgivande luften, 18% anges som önskvärt av de Bertoldi *et al* (1983). Om så höga halter ska kunna upprätthållas vid kompostering av lättnedbrytbart material räcker det normalt inte med omgrävningar av komposten, utan tvångsmässig luftning eller regelbunden omrörning krävs (de Bertoldi *et al*, 1983; Crawford, 1985).

Vatten

Det förekommer olika typer av mikroorganismer i alla miljöer där det finns minsta grad av fuktighet. Någon grad av yttre fuktighet är dock nödvändig för alla levande organismer vi känner till, eftersom vatten utgör det vätskemedium i vilket de biokemiska reaktionerna äger rum (Bohinski, 1987).

Vid kompostering är fuktighet en viktig parameter. Denna parameter är i praktisk perspektiv nära bunden till syretillgången. Det syre som behövs i den mikrobiologiska metabolismen vid kompostering kommer huvudsakligen från luften i porutrymmena i komposten. Ju större del av dessa porutrymmen som upptas av vatten, desto mindre utrymme finns det för luft. Det finns ingen teoretisk gräns uppåt för när fuktigheten i sig blir begränsande faktor för kompostering. Den övre gränsen för komposters fuktighet bestäms i stället av det värde där vattnet utgör ett hinder för syretillförseln. Om materialet blir mycket blött blir det också svårt att hantera tekniskt. Vid kraftig luftning kan man däremot få problem med uttorkning av komposten. Den mikrobiella aktiviteten brukar bli mycket kraftigt begränsad vid 25% fuktighet, och för praktiskt bruk upphör aktiviteten vid 10% (Golueke *et al*, 1990; de Bertoldi *et al*, 1983).

Vilken fuktighet som är optimal vid kompostering varierar beroende på vad som komposteras och vilken metod som används. Vanligen bör kompostens fukthalt ligga i intervallet 50-70%. Under komposteringsprocessens gång brukar fukthalten i komposten minska, komposten torkas långsamt ut av den värme som alstras (VAV, 1986; de Bertoldi *et al*, 1983).

Energi och grundämnet kol

Alla organismer kräver en energikälla. För fotosyntetiserande organismer (gröna växter) är solljuset energikälla, övriga organismer får energi genom att oxidera något oxiderbart ämne.

Kolatomer är byggstenar i organiska molekyler, och alla organismer kräver därför tillgång på grundämnet kol från någon källa. Organismer som tillgodoser sitt energi-behov via fotosyntes tar sitt kol från koldioxid, medan övriga erhåller sitt kol genom nedbrytning av organiska föreningar. Samma organiska ämne kan samtidigt utgöra kol- och energigivare för en organism. Det finns mikroorganismer som specialiserat sig så

att de endast kan utnyttja ett visst ämne, medan andra är mycket ospecifika i sitt val av substrat. Arter av bakterien "Pseudomonas" är ett exempel på en extrem "allätare" som kan utnyttja hundratalet olika organiska ämnen (Spain *et al*, 1991).

Många gånger kan organiska föreningar brytas ned fast de inte kan fungera som ensam källa för kol eller energi för mikroorganismer. Den biologiska nedbrytningen av ämnet leder inte till energiproduktion för cellen eller celltillväxt. Detta kallas cometabolism eller co-oxidation, och uppträder när enzym som producerats av en organism för att bryta ned ett substrat som ger organismen energi och kol samtidigt bryter ned ett substrat som inte gynnar tillväxten hos cellen. Det ämne som bryts ned genom cometabolism oxideras vanligen inte fullständigt av den inblandade mikroorganismen. Däremot kan det vara så att andra mikroorganismer i närheten kan utnyttja produkterna från cometabolismen, och bryta ned dem ytterligare (Pollard *et al*, 1994; Sims, 1990; Spain *et al*, 1991).

Näring

Näringsämnen är ett samlingsbegrepp för alla de kemiska ämnen, förutom kol, som krävs för produktion av de olika molekyler som cellerna syntetiserar. Kväve och fosfor ingår till exempel i proteiner och nukleinsyror, och i vissa proteiner ingår även svavel. Det krävs också tillgång till olika metalljoner. En del behövs i något större mängd, som till exempel Kalium, medan de flesta metaller krävs endast som spårämnen. Vissa organismer kräver tillgång till komplexa molekyler som de inte själva kan syntetisera.

När man funderar över cellmaterialets kemiska uppbyggnad blir det snabbt uppenbart att grundämnena kol, väte och syre krävs i god tillgång för att cellerna ska kunna leva. Därefter kommer kväve. Utan tillgång till kväve kan ingen mikrobiell tillväxt ske, även om viss biologisk aktivitet kan upprätthållas. Fosfor, svavel, kalcium och kalium krävs tillgång till i något mindre utsträckning än kväve. Mikronäringsämnen, som bara krävs som spårämnen är ofta metaller, som till exempel kobolt, magnesium, mangan, järn och koppar. Dessa mikronäringsämnen är många gånger giftiga för organismerna i halter över spårhalterna, men är ändå nödvändiga för cellens liv. Vanligen ingår de i olika enzymer (Golueke *et al*, 1990; Golueke, 1992).

Eftersom kväve spelar så stor roll är kvävetillgången en av de mer diskuterade parametrarna vid kompostering. Vanligen beskrivs kvävetillgången i form av C/N-kvot (tillgängligt kol mot tillgängligt kväve). Om C/N-kvoten är hög, blir kvävet bristvara och tillväxten av mikroorganismerna bromsas. Mängden mikroorganismer stannar på en nivå där allt tillgängligt kväve finns bundet i cellmassan. Det tillgängliga kolet kommer snabbt oxideras till koldioxid för att ge cellerna energi, men detta sker vid en begränsad hastighet. Om C/N-kvoten är för hög räcker inte det tillgängliga kolet till för att överföra allt kväve till cellmaterial. Överskottet av kväve omvandlas av organismerna till ammoniak, vilket kan ge pH-förändringar och luktproblem vid komposteringen (de Bertoldi, 1983; Golueke *et al*, 1990; Golueke, 1992). Ammoniak är en fungicid, och ammoniakbildning kan därför inverka negativt på svamparnas aktivitet i komposten (Crawford, 1985).

Även om kompostering fungerar vid andra C/N-kvoter brukar man ange att komposteringen fungerar bäst (går så fort som möjligt) vid C/N-kvoter i intervallet mellan 20/1 och 35/1. C/N-kvoten är emellertid inte någon oproblematisk variabel, eftersom olika substrat är olika lätt nedbrytbara och därmed "tillgängliga" i olika utsträckning (VAV, 1986; Crawford, 1985; de Bertoldi, 1983; Golueke *et al*, 1990; Golueke, 1992).

Temperatur

Temperaturen inverkar starkt på mikroorganismers aktivitet. Tillväxt kan ske vid lägst fryspunkten för cellinnehållet - som ju är en vattenlösning - och högst vid en temperatur som bestäms av när viktiga enzymer i cellen denaturerar. Det finns organismer som kan leva vid så låga temperaturer som -20°C, och organismer som kan leva vid +110°C, men enskilda mikroorganismer tillväxer inom betydligt snävare temperaturintervall, vanligen vanligen av en storleksordning på 30-40°C.

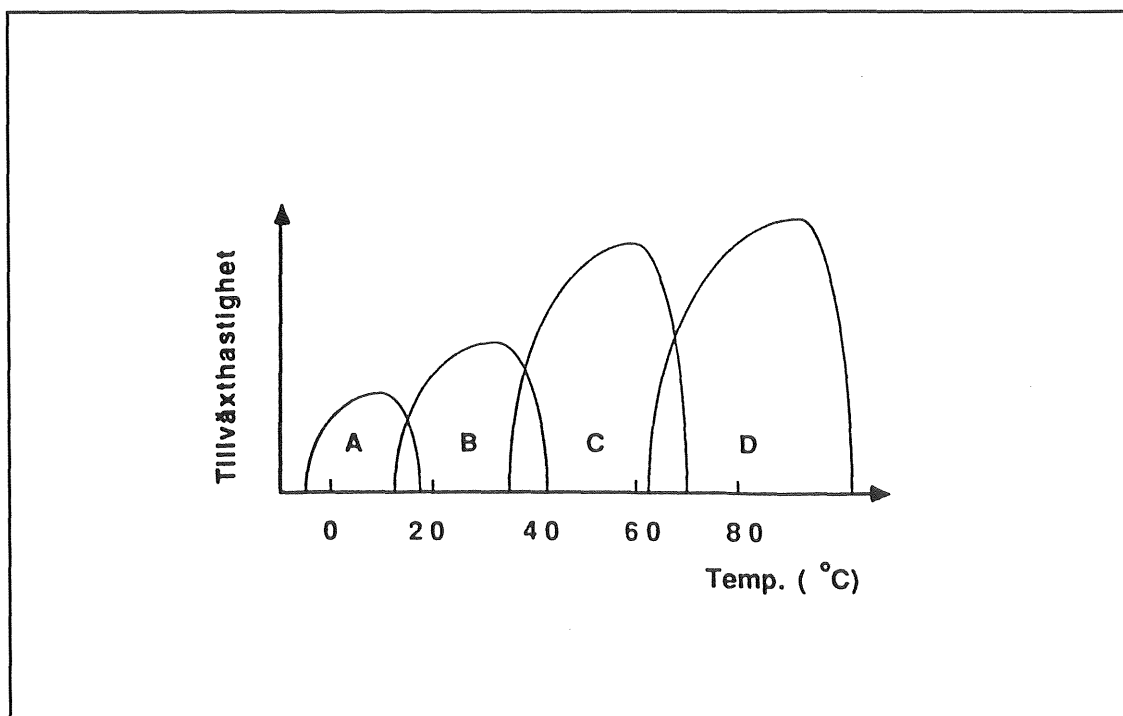
Hastigheten för en kemisk reaktion ökar med ökande temperatur enligt ett samband uppställt av Arrhenius:

$$\ln(k) = -(E_a/RT) + K$$

där k är hastighetskonstanten för reaktionen, E_a aktiveringsenergin för reaktionen, R konstanten i ideala gas-lagen, T absoluta temperaturen och K en reaktionsspecifik konstant (Atkins, 1986).

Detta samband gäller även för de biokemiska reaktionerna i levande celler. När temperaturen ökar måste man dock också ta hänsyn till att de biokemiska reaktionerna nästan alltid katalyseras av enzymer. Enzymer är stora, komplexa molekyler som för sin funktion är beroende av sin struktur. Enzymernas struktur skadas eller förstörs helt vid förhöjd temperatur. Därför kan den med temperaturen ökande reaktionshastigheten motverkas av enzymförstörelsen. Organismer kan indelas efter sina optimumtemperaturer (figur II.4).

När dött organiskt material bryts ner i en kompost kommer temperaturen att stiga. Det är en konsekvens av mikroorganismernas biologiska aktivitet och att kompostmaterialet



Figur II.4 Organismer indelas efter deras optimumtemperaturer i psyko-fila(A), mesofila (B), termofila (C) och caldoaktiva (D) organismer (bild från Everit *et al*, 1990).

har dålig värmeledande förmåga vilket ger en självisolering. Värme som frigörs vid organismernas ämnesomsättning lagras därför upp i komposten. Ökad temperatur medför ökad hastighet hos kemiska processer, och därmed av den metaboliska aktiviteten hos mikroorganismer. Detta medför ytterligare ökad värmeproduktion och kompostens temperatur stiger ytterligare. Den stigande temperaturen medför ett slags "mikrobiellt självmord", eftersom varje art har en maximal temperatur över vilken den inte kan leva och verka. På så sätt banar organismer väg för mer värmetåliga efterträdare.

Processen startar med mesofila organismer, som attackerar de mest lättnedbrutna kolhydraterna och proteinerna i komposten. Dessa skapar livsutrymme för termofila organismer, som efter en tid tar över. När kompostens temperatur kommer upp runt 55–70°C avtar vanligtvis nedbrytningshastigheten eftersom allt färre arter klarar att leva vid dessa temperaturer.

Denna utveckling, eller att någon miljöfaktor blir begränsande, leder efter en tid till minskande aktivitet i komposten. Då börjar temperaturen åter sjunka. När temperaturen sjunker kan komposten reinvaderas från kallare områden av organismer som inte tålt den tidigare, högre temperaturen.

I komposteringsammanhang är det många gånger syretillgången som blir en begränsande faktor och ger upphov till sjunkande temperatur. Luftning genom något rörsystem eller omgrävning av komposten kan då ge en ny temperaturstegring, när mikroorganismerna på nytt får god tillgång till syre.

Ibland kan man få en ny temperaturstegring även utan luftning eller omgrävning. Det kan i så fall bero på att mer svårnedbrytbart material i komposten börjar utnyttjas som näringskälla efter det att organismerna lärt sig syntetisera de enzymer som behövs för att kunna bryta ner dessa. Det kan också bero på att mikroorganismer som dött nu bryts ner och ger tillgång till "recirkulerade" näringsämnen eller att komposten invaderats av nya organismer som är anpassade till andra substrat än de tidigare.

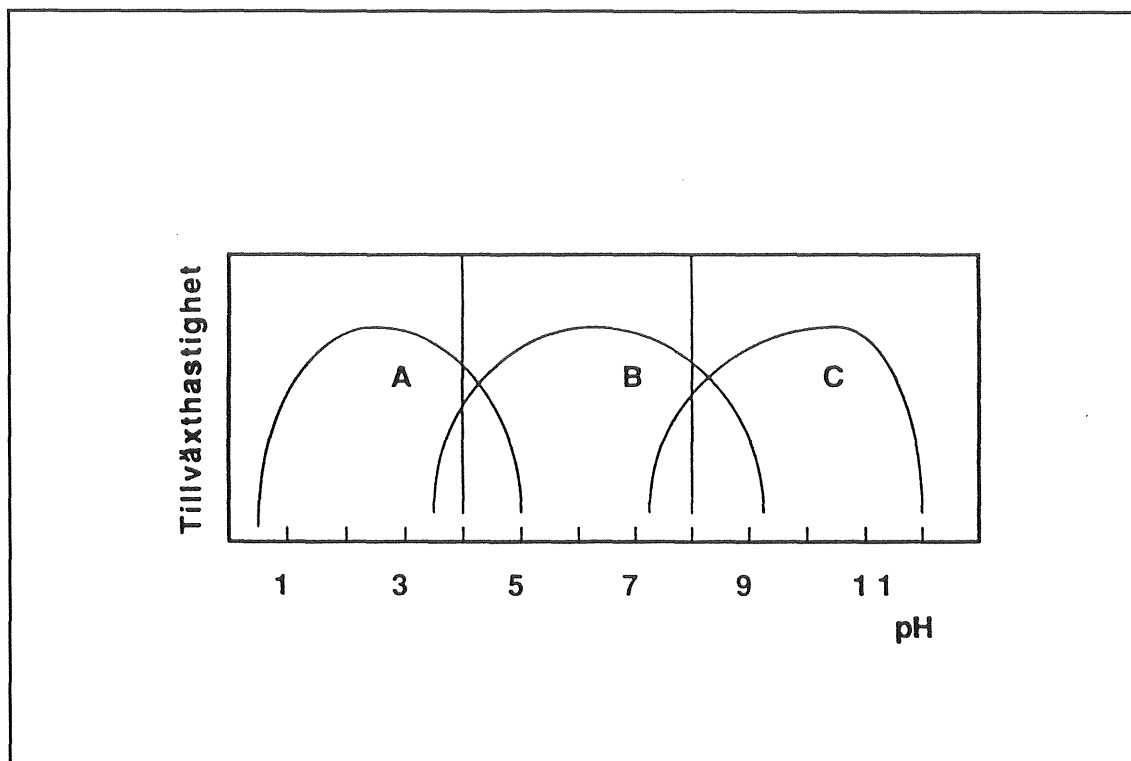
Den snabbaste biologiska nedbrytningen i komposter erhålls i allmänhet i temperaturintervallet 30–55°C (de Bertoldi *et al*, 1983; Crawford, 1985; Golueke *et al*, 1990).

En kompost övergår från att vara mesofil till termofil vid c:a 40°C. Termofila svampar är speciellt aktiva vid nedbrytning av långkedjiga molekyler, som till exempel cellulosa och lignin (de Bertoldi, 1983). Vid 60–65°C upphör aktiviteten hos de termofila svamparna. Denna temperatur är den övre gränsen för tillväxt av eukaryota organismer (Crawford, 1985).

pH-värde

Mikroorganismers pH-tolerans kan sträcka sig över 3–4 pH-enheter, medan optimum oftast ligger inom en pH-enhet. Det finns organismer som klarar extrema pH-värden, men de flesta bakterier har ett pH-optimum runt 7. Svampar trivs oftast bäst med svagt sura substrat. Allmänt sett gäller också att vid pH-värden över 11 har den mikrobiella aktiviteten i princip avstannat.

Hur pH-värdet förändras i en kompost beror naturligtvis på ursprungsmaterial och temperaturutveckling. Den vanligast förekommande pH-utvecklingen vid kompostering är att det ursprungliga materialet är svagt surt, men att pH-värdet snabbt faller ner mot 5 under den inledande mesofila fasen på grund av bildning av organiska syror som mellanprodukt. Därefter stiger pH snabbt mot 8–9 under den termofila fasen på grund av ammoniakbildning. Under avkylningsfasen sjunker sedan värdena åter mot neutrala pH-värden (Crawford, 1985).



Figur II.5 Organismer kan indelas efter hur omgivningens pH-värde påverkar deras tillväxthastighet i grupperna acidofila (A), neutrofila (B) samt alkalo- eller basofila (C) organismer (bild från Everit *et al*, 1990).

Material med ett mycket brett pH-interval kan komposteras, åtminstone i intervallet 3 till 11 kan komposteringsprocessen komma till stånd. Optimala start pH-värden brukar dock anges till mellan 5.5 och 8.0 (de Bertoldi *et al*, 1983).

Salthalt

Salthalt är också en miljöfaktor som påverkar mikroorganismer. I de flesta naturliga miljöer är salthalten lägre utanför cellen än inuti den. De flesta bakterier tolererar moderata saltkoncentrationer, medan höga koncentrationer hämmar tillväxten (jämför: insaltning av mat som konserveringsmetod). Svampar klarar i allmänhet ett högre osmotiskt tryck än bakterier.

Partikelstorlek

Den biologiska nedbrytningen i en kompost går lättare om materialet är mer finfördelat. Då blir större yta tillgänglig för mikrobiell attack. Samtidigt underlättas transporten av syre in i partiklarna, eftersom disffusionsvägen blir kortare. Ett mer finfördelat material ökar den isolerande förmågan hos komposten och temperaturen blir därmed högre. Problemet som följer med ökad finfördelning av materialet är dock att porutrymmet minskar och masstransporten av syre in i komposten och koldioxid ut ur komposten därmed försvåras. Syretillgången blir lätt begränsande faktor (Crawford, 1985).

Bilaga III Kort beskrivning av några andra försök inom området

De försök med kompostering av oljehaltigt slam som beskrivs i huvudrapporten är en vidareutveckling av försök som tidigare skett inom företaget Reci Industri AB, tidigare GRAAB-Kemi, i Göteborg. Dessa försök var dels försök i liten skala med kompostering i boxar om ca 1 m³, som beskrivs i en rapport av Bo Carlsson, 1992, och dels ett uppföljande försök i något större skala i en komposteringsanläggningen, som beskrivs i en företagsintern rapport av Henrik Eliasson, 1992.

Vad gäller kompostering av oljehaltigt avfall nämns metoden sporadiskt i litteraturen, men jag har endast funnit ett fåtal mer utförliga rapporter förutom de jag nämnt ovan. Rapporterna från de båda försök som låg till grund för mina refereras kortfattat i denna bilaga tillsammans med de rapporter om kompostering av oljehaltigt material jag hittat. Några rapporter med närliggande innehåll refereras också.

III.1 "Nedbrytning av oljehaltiga avfall - fältförsök"

Försöken är beskrivna i rapport av Bo Carlsson, 1992.

Uppläggning

Försök med kompostering av sex olika typer av oljehaltigt avfall gjordes, bland dem den sorts oljeslam från GRAAB-Kemi som använts i försöken som beskrivs i föreliggande rapport. Respektive avfall blandades med bark och hästgödsel och placerades i boxar om ca 1 m³ som var placerade utomhus. För den sorts oljeslam som undersökts vid försöken som beskrivs i föreliggande rapport gjordes också test med uppläggning i två friliggande "limpor", vilka vardera hade en bottenyta av 3,5x1,5 m och var ungefär 0,8 m höga.

Avfall, bark och gödsel blandades för respektive avfallssort samman på en betongplatta med hjälp av jordfräs, spade och grep. Under försökets gång blandades och luftades komposterna några gånger genom att kompostboxarna med spade grävdes ur och återfylldes. Försöket ägde rum under en sommarsäsong i Göteborg. De påbörjades under maj/juni och avslutades under september/oktober.

Resultat och slutsatser

Kolväteinnehållet mättes som TEX (totalt extraherbara kolväten). Startvärdena för oljehalten mätt som TEX i de olika avfallen varierade mellan 17'100 och 547'000 mgTEX/kgTS. Det senare värdet gäller det oljehaltiga avfallet från GRAAB-Kemi. Det framgår inte tydligt av rapporten om dessa startvärden avser de ursprungliga avfallen eller om de avser halterna efter blandning med gödsel och bark. Enligt Eliasson (1993) avser värdet oblandat oljeslam - startvärdet i det homogeniserade kompost-materialet skulle i stället vara 309'000 mgTEX/kgTS.

Sammantaget rapporteras från försöken en reduktion i TEX på mellan 70 och 98% för alla avfallen utom ett avfall med hög metallhalt där reduktionen stannade på 40%. För den opolära delen extraherbara kolväten (benämnda mineralolja) är reduktionen generellt något större än summanvärdet TEX. Resthalterna mineralolja i komposterna var generellt runt 1%.

För oljeslammet från GRAAB-Kemi rapporteras reduktionsgraden för både TEX och mineralolja på 93-98% i de olika boxarna och limporna. Resthalterna är ca 4% avseende totalt extraherbara kolväten och 2% avseende mineralolja (opolära kolväten).

Kompostresten är för samtliga avfall jordartad. För det oljehaltiga slammet från GRAAB-Kemi gäller dock att man kan hitta en del små oljeklumpar i komposten.

Temperaturen i boxarna med oljeslammet från GRAAB-Kemi steg snabbt efter ihopblandningen av komposterna till runt 50°C, och låg på denna temperatur i de första tre till fyra veckorna. Därefter skönte temperaturen till runt 30°C under resten av perioden. Temperaturutvecklingen i limporna var liknande, men temperaturerna något lägre.

Författaren menar att resultaten tyder på att avfall som innehåller stora mängder fett och olja med relativt enkla medel kan brytas ned i utomhusförsök, på en tid av ca fyra månader.

III.2 ”Bionedbrytning av oljehaltigt avfall”

Detta försök är ett uppföljningsförsök i större skala till det som beskrivs i avsnitt III.1. Försöket är beskrivet i rapport av Henrik Eliasson, 1992.

Uppläggning

Oljehaltigt slam, av den sort som använts i försöken som beskrivs i denna rapport, bandades med bark och hästgödsel till en slutvolym om ca 18 m³. Blandningen transporterades till en komposteringsanläggning för hushållsavfall i Kläpp, Stenungsund. Komposteringen skedde där under tak på en platta försedd med kanaler för luftning av kompoststrängarna. En maskin balandar med jämna mellanrum om kompoststrängen. Försöket startade i slutet av augusti och pågick i 11 veckor.

Resultat och slutsatser

Det ursprungliga avfallet hade 651'000 mgTEX/kgTS och 485'000 mg opolära kolväten/kgTS. Den ursprungliga kompostblandningen hade en halt TEX på 350'000mg/kgTS och opolära kolväten 160'000mg/kgTS.

Efter 11 veckor hade halten TEX sjunkit till 79'600 mg/kgTS och opolära kolväten till 46'800 mg/kgTS. Det innebär en reduktion av TEX på knappt 80% och av opolära kolväten (mineralolja) på 70%.

Temperaturen i komposten var under de första fyra veckorna runt 50°C, varefter den sjönk till runt 30°C resten av perioden.

III.3 ”Biologisk nedbrytning av oljehaltigt avfall från stålindustrin”

Detta försök är ett uppföljningsförsök till det som beskrivs i avsnitt III.1. Försöket är beskrivet i rapport av Bo Carlsson och Bertil Mattsson, 1993. Försöket är uppdelat i två delar, en del som utfördes i labbskala i lådor och en del som utfördes i fullskala i en strängkompost.

Uppläggning

Flera av de oljehaltiga avfall som användes innehöll relativt höga halter metaller. Ett av syftena med försöken var att studera om metallinnehållet hindrade biologisk nedbrytning av oljekomponenterna.

- Lådförsöken

Oljehaltigt avfall - 11 olika sorter - blandades för hand i varierande proportioner med bark och hästgödsel och placerades i lådor som vardera innehöll ca 30 kg avfallsblandning. Lådorna var försedda med en ventil i botten för luftinblåsning och en temperaturgivare som monterats mitt i lådan. Viss vattentillförsel skedde, i huvudsak för att studera det lakvatten som bildades. Innehållet i lådorna grävdes om några gånger. Lådorna var placerade utomhus från försökets start i början av juni, men flyttades inomhus i början av oktober. Mätningar pågick till mitten av januari.

Vid lådförsöken gjorde man gasmätningar med hjälp av fotojonisationsdetektor för att se om farliga gaser emitterades från avfallet. Mätresultaten är ett summavärde "flyktiga kolväten".

- Strängkomposterna

Det avfall som användes var avfall från sedimentationsbassänger med en oljehalt av 5–10% och en TS-halt på 60%. Avfallet var fast, kompakt, utan fririnnande olja och vidhäftande. Samma sorts avfall användes till en av lådorna i lådförsöket.

Två strängkomposter anlades med dimensionerna 8 m långa, 2,5 m basbredd och 2 m högsta stränghöjd. Till den ena strängkomposten användes det volymsmässiga blandningsförhållandet 1:3:5 för oljeslam:bark:hästgödsel, för den andra användes blandningsförhållandet 1:2:4.

Materialen blandades med hjälp av en ombyggd dumper. I dumpersnals balja hade man en roterande axel, med kraftöverföring från dumpersn, på vilken slagor monterats. Rekonditionering (omgrävning) av strängarna skedde vid några tillfällen med hjälp av lastmaskin. Provtagning för analys skedde efter rekonditionering. Provtogs på flera olika ställen och blandades samman. Ur blandprovet togs prov för analys.

För att studera lakvatten placerades en tratt i centrum av den ena strängen. Från denna gick en slang ur vilken man kunde ta lakvattenprov. Mätningar av temperatur skedde i tre punkter i varje sträng. Man mätte även CO₂-halter.

Försöket startade i augusti och avslutades i juni året därpå.

Resultat och slutsatser

- Lådförsöken

Reduktionen avseende TEX var för några avfall upp mot 90%, men för de flesta var reduktionen mellan 50 och 70%. Beräknad nedbrytningshastighet i lådorna under de första 60 dygna varierar från 100 till 2200 mgTEX/dygn och kgTS. Nedbrytningshastigheten avtar efter hand under förloppet.

Lådorna höll under perioden en temperatur något över omgivningstemperaturen. För några lådor var temperaturskillnaden i början av försöket upp mot tio grader över omgivningstemperaturen, för övriga mindre. Detta var en mindre temperaturdifferens än man räknat med. Man kunde konstatera att vid en omgivningstemperatur runt 10°C "dog" komposteringsprocessen. Efter det att man flyttat lådorna inomhus testade man att kyla ned lådorna till +8°C, varvid aktiviteten avstannade i samtliga lådor, för att komma igång igen när temperaturen höjts till +16°C i alla lådor som haft aktivitet före nedkylningen. Man drar slutsatsen att det går en kritisk temperaturgräns vid 10-15°C.

CO₂-halterna som uppmättes var genomgående 10-20 ggr över omgivande luft, men man kunde inte konstatera någon entydig samvariation med temperaturdifferens eller

nedbrytningshastighet.

De högsta värden flyktiga kolväten som uppmättes i luftrummet över en låda efter att detta varit förslutet under ett dygn var 8,5 ppm.

Restprodukterna från avfallen var lucker, och endast för något av avfallen luktar den olja. I några av restprodukterna förekommer små klumpar. Efter drygt ett halvårs nedbrytning har volymsreduktionen varit mellan 25 och 30 %.

För ett av avfallen, som i ursprunglig blandning endast uppvisade låg aktivitet, gjorde man ett nytt försök med ökad inblandning av gödsel. Därvid fick man en markant högre nedbrytning, vilket man tolkade som att det för varje avfall finns en minsta tillsats mikroorganismer och näring under vilken aktivitet har svårt att utvecklas.

- Strängkomposterna

För komposten med den lägre gödselinblandningen skedde en reduktion av TEX från ca 40'000 mg/kgTS till ca 20'000 mg/kgTS, dvs en minskning med ca 50%, och av mineralolja från ca 22'000 mg/kgTS till ca 14'000 mg/kgTS, dvs en minskning med ca 35%. För komposten med den högre gödselinblandningen skedde en reduktion av TEX från ca 43'000 mg/kgTS till ca 25'000 mg/kgTS, dvs en minskning med ca 42%, och av mineralolja från ca 25'000 mg/kgTS till ca 15'000 mg/kgTS, dvs en minskning med ca 40%.

Nedbrytningshastigheterna de första 60 dygnen var lägre i strängkomposterna än i lådförsöket med motsvarande avfall.

Temperatuutvecklingen i komposterna resovisas inte fullständigt, men direkt efter sammanblandningen av respektive kompost steg temperaturerna upp mot 70°C för att sedan avta när det blev kallare utomhus. Efter vintern återaktiverades inte någon av stängkomposterna.

Som orsaker till den uteblivna reaktiveringen diskuterades förgiftning. Eftersom inga tecken på metallfögiftning av mikroorganismerna kunnat konstateras i lådförsöken undersöktes om något organiskt gift kunde vara orsaken till inaktiviteten genom en analys av sk primary pollutants. Denna analys visade dock på låga halter, varför man inte ansåg detta var orsaken.

CO₂-mätningarna visade sig vara svåra att utvärdera. Metallanalyser på lakvatten visade på motsvarande halter som från lådförsöken. Man noterar vid omgrävningarna att det uppträder "oljeslamsklumpar" i komposterna som är svåra att sönderdela. Klumparna är av ungefär en tennisbolls storlek.

Restprodukten efter avslutad kompostering är jordlik och doften påminner om den i en jordkällare. En del klumpar fanns kvar i materialet.

- Gemensamma slutsatser

Nedbrytning av olja och fett i de testade avfallen är möjlig, och man har inte kunnat notera någon signifikant minskning i nedbrytningshastighet för avfall med höga metallhalter. Lakvattnen innehåller så höga metallhalter att de bör tas omhand. Koncentrationerna flyktiga gaser anses liten. Blandning och homogenisering när avfallet blandas med bark och gödsel är en nyckelfaktor. En svårighet vid bestämning av nedbrytningen har varit heterogeniteten hos avfallen, och den av detta följande spridningen i analysvärdena.

III.4 ”Fullskaleförsök med kompostering av oljeslam”

Försöket är beskrivet i en rapport av Åsa Bengtsson, 1995. Rapporten är en delrapport, och avsikten är enligt rapporten att fortsätta följa komposteringsförloppet ytterligare någon tid.

Bakgrund

Försöken utfördes vid Filborna avfallsanläggning av Nordvästra Skånes renhållnings AB (NSR). Oljeslammet som användes i försöken kom dels från NSR:s anläggning för behandling av oljehaltiga slam och dels från en motsvarande anläggning hos Kemiavfall i Malmö. Det använda oljeslammet uppkommer bland annat vid bensinstationer och bilverkstäder i de oljeavskiljare dessa anläggningar har kopplade till sitt avlopp. Slammet består till största delen av vatten (80-95%) och olika kemiska produkter som oljor och lösningsmedel samt sand och finpartiklar.

Behandlingsmetoden för sådana slam skiljer sig en hel del mellan olika anläggningar runt om i landet, men de baseras i regel på gravimetrisk avskiljning av olja via sedimentering och flotation. Kompleterande behandlingssteg kan utgöras av biologisk behandling, kemisk fällning eller olika filter. I rapporten anser man att av hittills provade metoder för vidare behandling av slammet och grovkornigt material är biologisk behandling genom kompostering den som visat sig vara den mest utvecklingsbara tekniken, på grund av metodens enkelhet.

Uppläggning

Det maskinella arbetet vid komposteringsförsöket har så lång som varit möjligt utförts med de maskiner som normalt ingår i driften av Filborna avfallsanläggning. Tre strängkomposter lades upp på en cefyllyta iordningställd för behandling av förorenade jordar.

I två av komposterna behandlades en blandning av grovslam och finslam från NSR och Kemiavfall. Grovslammet består huvudsakligen av grus och partiklar med diameter >1[mm], finslammet uppkommer huvudsakligen i oljeavskiljare och består av ett mer finkornigt material. I den tredje komposten behandlades enbart finslam från Kemiavfall. De tre komposterna fick olika tillstser. Den ena av blandslamskomposterna tillsattes endast torv (volym slam:torv 50:50) och benämndes ”**mager blandning**”, medan den andra även tillsattes stallgödsel (volym slam:torv:gödsel 50:25:25) och benämndes ”**fet blandning**”. Den tredje komposten, med endast finslam tillfördes förutom torv och stallgödsel av strukturskäl också avharp från grönkompst (volym slam:torv:gödsel:avharp 25:33:17:25).

Inblandning av slam till torv, gödsel och avharp skedde med hjälp av en kompostmaskin. Uppläggningsen av komposterna skedde i mitten av sommaren, som var varm och torr. De tre komposterna fick vardera ungefärligen proportionerna 3x2x2m. Under de första tre månaderna vändes komposterna varannan eller var tredje vecka och vattnades fyra gånger. När rapporten skrevs hade komposterna följts fram till slutet av året (drygt fem månader).

Resultat och slutsatser

Temperaturutvecklingen i de tre komposterna var mycket likartad under perioden juli - december. I finslamkomposten var medeltemperaturer runt 50°C fram till slutet av september, i de två andra komposterna ca 40°C. Därefter sjönk temperaturerna sakta, för att från början av november sjunka snabbt ner till 5-10°C (strax över uppmätta lufttemperaturer).

Vändningar av komposterna verkar ha gett positiv inverkan under sommaren (höga utomhustemperaturer) men sämre resultat när omgivningstemperaturen sjunkit.

Reduktionerna av TEX och opolära kolväten som uppmäts var följande:

	Start [mg/kgTS]	"Slut" [mg/kgTS]	Reduktion
<u>"Mager blandning"</u>			
• TEX	46'000	20'000	56%
• opol	38'000	11'000	71%
<u>"Fet blandning"</u>			
• TEX	48'000	20'000	58%
• opol	47'000	11'000	77%
<u>"Finslam"</u>			
• TEX	90'000	22'000	76%
• opol	82'000	15'000	82%

Slutvärden anges egentligen inte i rapporten då avsikten är att följa komposterna ytterligare under våren. De angivna värdena är resultat efter ca 5 månaders kompostering (5/7 - 22/11). För alla komposterna planar reduktionskurvorna ut från och med september mot de här angivna "slutvärdena".

Reduktionsgraden sjunker mellan komposterna med sjunkande uppmätta medeltemperaturnivåer (dvs finslamskomposten har under försöket hela tiden haft högst medeltemperatur, den "feta" komposten legat i mitten och den "magra" komposten haft lägst medeltemperatur).

III.5 "Försök att med kompost bryta ned kreosotkontaminerade sediment"

Försöket är beskrivet i rapport av PO Seman, 1990.

Uppläggning

Det material som behandlats är sediment som tagits upp från Vanån, där det förorenats av tidigare impregneringsverksamhet med kreosot. Sediment blandades med bark och kompost från komposteringen av hushållsavfall. Sex olika bandningsförhållanden användes. Sediment/kompostblandningarna placerades i nätsäckar med en maskvidd på 5 cm. Säckarna placerades innuti en kompost på en luftningsplatta vid Björklhyttans komposteringsanläggning utanför Ludvika. Luftning av komposten skedde med omväxlande blåsning och sugning. Försöket pågick under nio månader. Prov uttogs åtta gånger. I samband med provtagningarna har kompostmassan grävts om. Vid låg fukthalt har vatten tillförts.

Analyser har skett med avseende på kreosothalt, PAH och några enskilda polyaromatiska kolväten. Dessutom har toxicitetsgraden för kompostmaterialet analyserats med Microtoxbestämning.

Resultat och slutsatser

Kreosot innehåll och toxicitet hos kompostblandningarna minskar kraftigt under komposteringsförloppet. Kreosot- och PAH-halterna har minskat med 90-100%. Låg molekylära PAH-föreningar reduceras snabbt, och är under detektionsgränserna efter 15 veckor. Mer högmolekylära föreningar fodrade i vissa fall hela försöksperioden för att reduceras till låga nivåer. Man konstaterar att vissa lättflyktiga PAH-föreningar kan ha avgått till luft i stället för att brytas ned.

Mängden ursprungligen inblandat sediment verkar inte ha så stor betydelse för sluthalten, men större mängd sediment gör att processen tar längre tid. Att blanda sedimentet med äldre hushållskompost, i detta fall tre månader gammal, ger bättre resultat än att blanda sedimentet med färsk hushållskompost. Man tolkar detta så att i en äldre kompost finns allt mindre material att bryta ned. De lättnedbrytbara fraktionerna bryts naturligtvis ned först. I en äldre kompost kan konkurrensen bland mikroorganismerna ha gynnat mer toleranta arter eller varianter som är bättre rustade att bryta ned kreosotens olika fraktioner.

I några fall visar Microtox-analyserna på en ökande toxicitet under en period av komposteringen innan toxiciteten sjunker. Detta kan bero på att kreosotkomponenterna komplexbinder till humusämnen i sedimentet och sedan lossnar vid komposteringen och därmed får högre biotillgänglighet och giftverkan. Det kan också bero på att det bildas toxiska metaboliter som mellanprodukter vid den biologiska nedbrytningen.

Man konstaterar att inblandningen är viktig samt att det finns svårigheter vid provtagning eftersom kompostmaterialet är inhomogent.

III.6 "Fullskalekompostering av kreosotförorenade sediment, Björkhyttan, Ludvika"

Detta försök är en uppföljning av försöken beskrivna i avsnitt III.5. Försöket är beskrivet i rapport av PO Seman och A Rydergren, 1991.

Uppläggning

Försöket skedde vid Björkhyttans komposteringsanläggning för hushållsavfall. Komposten bereddes av 134 ton dränerat, kreosotförorenat sediment, uppgrävt från Vanån. Sedimentet bandades med 50 ton hushållskompost som var 30 dagar gammal. Detta innebar ett volymsmässigt blandningsförhållande på 1:1 för sediment:kompost.

Blandningen skedde med hjälp av hjullastare, och det blandade materialet lades ut i en kompoststräng som hade en max-höjd på 1,5 m, en längd av 30 m och en bredd på 7 m. Försöket ägde rum under perioden juli 1990 till maj 1991. I syfte att homogenisera blandningen har komposten grävts om med hjälp av hjullastare ungefär en gång i veckan. På grund av kraftig nederbörd flyttades komposten in under tak i mitten av september. Eftersom man fick sjunkande temperaturer i komposten tillfördes denna vid tre tillfällen ytterligare hushållskompost.

Provtagning har gått till så att delprover tagits ut på ett tiotal platser av komposten och därefter blandats till ett generalprov för analys.

Resultat och slutsatser

PAH visade ingen minskning under de första veckorna, men efter ungefär en månad bröts dessa föreningar ned i snabb takt. Efter fyra månader hade PAH-halten reducerats med 90%. Därefter skedde nedbrytningen av resterande PAH-innehåll långsammare. Efter ca 10 månader återsod 2-3% av ursprunglig PAH-halt. Toxicitet mättes med

Microtox-metoden. Efter två månaders kompostering har den akut toxiska effekten försvunnit.

Temperaturkurvorna stiger markant efter att ytterligare hushållskompost tillsatts, vilket tolkas som att den inledande mängden hushållskompost inte var tillräcklig för att bibehålla en hög nedbrytningsintensitet under hela perioden. Temperaturen i komposten ligger under huvuddelen av perioden runt 30°C, ibland något högre och ibland något lägre.

Vid första omblandningen av komposten var kreosotlukten så svag att man bedömde kreosothalten i luft var under mätgränserna, varför inga ytterligare luftanalyser gjordes.

Totalt tillförd mängd sediment och hushållskompost var 344 ton. Vid komposteringsförsökets slut återstod 304 ton material. Lakvattnet höll så höga halter PAH att man bedömde att det bör recirkuleras. Effektiv luftning anser författarna vara en kritisk parameter för lyckad nedbrytning.

III.7 ”Utvärdering av utnyttjad ’sludge farming’ och nedbrytningsundersökning av oljehaltigt slam från Statoil Petrokemi AB”

Försöket är beskrivet i rapport av Anders Persson, 1991.

Uppläggning

I rapporten försöker man dels utvärdera ’sludge farming’ som använts under ett antal år och dels undersöks i lab-skala olika parametrar som kan påverka nedbrytningen.

Den ’sludge farming’ som beskrivs i rapporten utgör slutbehandling för oljehaltigt slam från ett biologiskt reningssteg samt ett tremediafilter hos Statoil Petrokemi AB. Slammet har blandats med kalk och arbetats in ner i jorden på tre olika arealer vid några tillfällen under sommarmånaderna i flera år. Genom att överslagsmässigt räkna på ackumulerad tillförd mängd olja till de olika arealerna och jämföra med uppmätta halter i jordprov från ytorna kan man få ett överslagsvärde på reduktionen. Man studerade också halter i jordprov som tagits något djupare från de använda arealerna för att få en uppfattning av lakningen av olja.

I lab-försöken blandades oljeslam med jord som placerades i dunkar. Varje dunk innehöll ungefär 25 liter jord. De olika dunkarna utsattes för olika behandlingar, som till exempel pH-justering, tillförsel av närsalter, tillförsel avsyre och tillförsel av mikroorganismer. Jord från en av ytorna som utnyttjats för ’sludge farming’ användes. Det gjordes också ett kortare försök med jord från annan mark.

Några enkla indunstningsförsök gjordes för att ge en uppfattning om hur mycket av slammets kolväteinnehåll som kan avgå till luft.

Resultat och slutsatser

En viss reduktion av oljehalten i marken verkar ha skett på de ytor som utnyttjats för ’sludge farming’. Det handlar dock inte om några stora reduktioner. Analyser av både totalt kolväte och PAH tyder på att de tillförda kolväteföreningarna i huvudsak verkar stanna stanna i jordens ytskikt, de översta 30 cm, och inte sprids vidare.

Vid lab-försöken med jord från den yta som utnyttjats för ’sludge farming’ tidigare noterades i princip ingen reduktion alls av kolväteinnehållet under de 30 veckor försöket pågick, oavsett vilken av behandlingarna jorden utsattes för. Detta tolkades som att någon annan parameter än de undersökta var begränsande. Man antog att den höga kalkhalten i jorden som användes var orsaken. Kalken blandades in i jorden när

oljeslammet tillfördes vid 'sludge farming' processen, för att stabilisera slammet och motverka luktproblem.

Därför gjordes ett kompletterande försök där okalkat oljeslam blandades in i jord från en yta som ej använts för 'sludge farming'. Jorden sattes till två dunkar, likadana som i de tidigare försöken. Den ena dunken tillfördes syre och närsalter (N och P). I jorden som tillfördes syre och närsalter reducerades kolväteinnehållet med ca 25% under drygt fyra veckor. I det andra provet skedde en mindre minskning, runt 5%, av kolväteinnehållet under samma period.

Resultatet tolkades som att kalkning inhiberar mikrobiell nedbrytning av oljekomponenter, men att näring också kan behöva tillsättas för effektiv behandling.

Vid indunstningsförsöken fick prov om 25-50 g oljeslam stå i rumstemperatur under drygt en vecka. Efter perioden återstod ca 10% av ursprungsvikten. Uppmätt mängd totalt kolväte steg från ca 8 g/kg till ca 34 g/kg, vilket skulle innebära att ungefär hälften av kolvätena avdunstat.

Som alternativa behandlingsmetoder för oljeslammet diskuteras översiktligt biologisk behandling i vätskefas/slurryreaktor och kompostering av oljeslammet.

III.8 "Försök att accelerera sludgefarmingprocessen, samt nedbrytningsförsök av oljehaltigt slam i vätskefas"

Försöket är beskrivet i rapport av Anders Persson, 1992.

Uppläggnig

Försöken är en uppföljning av deförsök som beskrivs i avsnitt III.7. Då man vid de föregående försöken fick små kolvätereduktioner när slam tillfördes jord som tidigare utnyttjats för 'sludge farming' och större reduktioner när tidigare obrukad jord användes ville man undersöka om det gick att restaurera tidigare nyttjad jord eller ändra behandling så att man kunde få bättre nedbrytning även i sådan jord.

Samtidigt gjordes orienterande studier av nedbrytning av oljeslam i vätskefas/slurryreaktor, vilket skulle kunna vara en alternativ metod för behandling av slammet.

• Försök att accelerera sludge farming

Tolv olika celler, vardera innehållande ungefär 35 kg jord, studerades. Man använde både tidigare för 'sludge farming' brukad jord och jord som ej brukats tidigare. För åtta av cellerna tillfördes respektive cell ca 2 kg okalkat oljeslam, vilket gav en kolvätehalt på ca 5 g/kgTS i cellerna. Fyra av cellerna, med jord från tidigare brukad mark, tillfördes ingen ytterligare olja utöver den befintliga resthalten efter tidigare 'sludge farming'. De flesta av cellerna tillfördes näringslösning, och några av cellerna hade man tillfört sand och bark som jordförbättring. Cellerna omblandades var 14:e dag. Försöket pågick i 30 veckor. Analyser gjordes bland annat på total halt kolväten och PAH-halt.

• Vätskefasreaktor

Försöken utfördes i bägare om 450 ml vid rumstemperatur. Okalkat oljeslam blandades med vatten för att erhålla en pumpbar slurry. Slurryn tillfördes sedan två gånger dagligen till bägarna, som var omrörda med magnetomrörare och syresattes genom luftinblåsning. Bägaren var att anse som en totalomblandad reaktor. Man analyserade bland annat COD, BOD(7), kolvätehalt och PAH-halt.

Resultat och slutsatser

• Försök att accelerera sludge farming

Reduktionsgrader på 17-38% med avseende på totalt kolväte erhöles i cellerna, undantaget en cell där ingen reduktion ägde rum. Cellerna med tidigare obrukad jord gav högre reduktioner än de med jord som tidigare använts för 'sludge farming', även om man räknade bort den olja som före försökets början fanns befintlig i den tidigare brukade jorden. En viss reduktion skedde av "restoljan" i jorden i de celler som ej tillförts ytterligare oljeslam vid försöket. Näringstillförsel och jordförbättring gav ingen effekt för tidigare brukad jord, men viss effekt för sådan jord som ej tidigare brukats för 'sludge farming'.

En intressant detalj är att det är reduktionen av opolära kolväten som står för i princip hela reduktionen av total kolvätehalt. Halten polära kolväten visar samtidigt en svagt stigande tendens under försökets gång. En förklaring kan vara att det först sker en oxidation av de polära kolvätena, vilket gör dem polära, och att den fortsatta nedbrytningen sedan går långsammare än detta första steg. Då skulle opolära kolväten ackumuleras.

Reduktion av PAH-komponenter skedde med ca 90% för tidigare ej brukad jord och ca 65% för tidigare brukad jord. Av analyserade PAH kan man se att det finns en grupp som är mer lättnedbrytbar och bryts ned nästan helt under försökets 30 veckor, samt en grupp mer inerta föreningar som påverkas mycket mindre. I den mer inerta gruppen ingår mer komplicerade, flerringade, PAH-föreningar. Efter 30 veckor ligger totalhalten identifierade PAH-föreningar för samtliga celler under 10 mg/kgTS.

Författaren konstaterar att PAH har reducerats snabbare än total halt kolväten, och menar att detta överensstämmer med liknande resultat som rapporterats tidigare. Vidare konstateras att det i slammet finns en svårnedbrytbar fraktion kolväten, vilka tar längre tid än 30 veckor att bryta ned, men att man inom försöket inte studerat vilka komponenter denna fraktion innehåller.

• Vätskefasreaktor

Olika uppehållstider användes, men ingen skillnad i reduktionsgrad kunde märkas när uppehållstiden ökade från 3,5 till 14 dagar. Halten totalt kolväte har sjunkit från drygt 5 g/l till ca 2,5 g/l oavsett uppehållstiden, vilket innebar reduktioner på runt 55%. Reduktionen av opolära kolväten har varit något större än reduktionen av polära kolväten. Reduktionen av totalt identifierade PAH-föreningar har varit 92-95%. COD/BOD-kvoten på ingående slam var ungefär 6, vilket innebär att slammet anses svårnedbrytbart.

Vid längre uppehållstider än 3,5 dagar uppkom skummningsproblemen i reaktorn. Vid mikroskopstudier av prov från reaktorn konstaterades att högre organismer, som t ex protozoer, endast förekommer periodvis. Dessa slås lättare ut av toxiska komponenter än bakterier. Protozoer är önskvärda, då de kan reducera halten biomassa och på så sätt reducera den mängd slam som erhålls.

III.9 "Biologische Sanierung ölversmutzter Böden am Beispiel eines Rohöl-Leitungsschadens"

Projektet är beskrivet i artikel av C. L. F. Webb, 1990.

Uppläggning

Vid sanering efter ett oljeläckage från en råoljeledning användes olika metoder för behandling av uppgrävt material.

Ungefär 568m³ jord med oljehalt över 5000 mg/kg behandlades genom kompostering. Komposteringen ägde rum ett stort tält. En kompost bestående av bark, halm, träflis och annat organiskt material gjordes i ordning, och tillfördes en näringslösning innehållande nitrat, ammonium och fosfat. Från den jord som skulle behandlas avlägsnade man större stenar, betongklumpar och dylikt. Därefter mellanlagrades jorden utanför tältet där komposteringen ägde rum.

Den oljeförorenade jorden blandades sedan med den förberedda komposten i förhållandet 1:1 och lades ut i strängar i tältet. I botten lades ett 10cm tjockt humus-skikt, för att ta hand om eventuell fririnnande olja. Mellan var fjärde och var sjätte vecka grävdes komposterna om med en speciell fräs för att lufta och blanda dem. Komposteringen pågick under tolv månader.

Resultat och slutsatser

Oljehalten reducerades med ca 90% från 18'200 mg/kg till 1'700 mg/kg under de tolv månaderna. Tvåtedjedelar av reduktionen skedde under de första fyra månaderna.

Författarna menar att övertäckt kompostering är att föredra, bland annat på grund av att det är lättare att kontrollera fuktigheten då. De mikroorganismer som finns i jord är fullt tillräckliga för att bryta ned olja. Eventuellt kan man behöva tillsätta speciella svampar eller bakterier senare i processen för att kunna bryta ned mer komplexa kolväte-föreningar. Med kompostering som metod bör behandlingen av jord förorenad genom utsläpp kunna ske på olycksplatsen. Cirka 1000 mg/kg TS anser författaren vara ett vettigt målvärde för sanering.

III.10 "Behandling av oppsamlet oljesøl - praktiske erfaringer fra deponering og kompostering"

Projektet är översiktligt beskrivet i artikel av Arild Danielsen, Erling Sendstad och Per Sverum, 1982.

Uppläggning

Ojehaltigt material som samlats upp vid sanering efter oljeutsläpp till havs har behandlats i två former av komposter. Man har dels använt sig av en centralt placerad komposteringsanläggning med strängkomposter och dels av "aktiva deponier" som byggs upp lokalt på den plats där det oljehaltiga materialet samlats upp.

Uppsamlad oljehaltig massa som innehöll 10-30% olja blandad med tång, havsvatten och strandvegetation behandlades. Den oljehaltiga massan blandades med bark som absorptionsmedel och gödselmedel innehållande kväve och fosfor. Strängkomposterna blandades, lades upp och luftades maskinellt.

De "aktiva deponierna" lades upp för hand enligt "lager på lager" principen, där man varvade bark, gödselmedel och oljehaltig massa till en höjd av ca 1,5 meter.

Resultat och slutsatser

Vid strängkomposteringen skedde under ett år en volymsreduktion på 50-60% av kompostvolymen och en reduktion av oljeinnehållet på 50-70%. Komposten vändes i början flera gånger per vecka. Man fick oljeförorenat lakvatten som behövde tas omhand. Tången i den oljeförorenade massan bröts ned så mycket snabbare än oljan att man fick ökande oljehalter i komposten i stället för minskande, trots att totala oljemängden sjönk.

Vid "aktiv deponi" skedde under ett år en volymsreduktion på 50% av kompostvolymen och en reduktion av oljeinnehållet på 50-70%. Metoden gav små lakvattenproblem, var billig och enkel att utföra samt minimerade transportbehovet av oljeförorenad massa. Nackdelen var att små deponier blev utspridda i upprepningsområdet.

Råolja som uppehåller sig några dagar i havet förändrar sina egenskaper. Efterhand som lättare komponenter avdunstar och en vatten-i-olja emulsion bildas blir oljan mer och mer segflytande, vilket samtidigt kan göra den mer svårbehandlad.

Bilaga IV Försök med extraktion och GC-analys av kolväten ur TV8-material.

Bakgrund

Under de försök som finns beskrivna i huvudrapporten skedde arbete med extraktion och analys av kolväteinnehåll i TV8-slam och kompostmaterial. Arbetet gav många insikter och erfarenheter både om det oljehaltiga materialets egenskaper och av problem med analyser av inhomogent material. Därför redovisas arbetet kortfattat här, trots att det inte resulterade i någon metod som kom att användas.

Syfte

Syftet med det i denna bilaga redovisade arbetet var att ta fram en metod för extraktion och analys av kolväteinnehåll i kompostmaterial och slam som kunde genomföras med den utrustning som fanns tillgänglig på företagets laboratorium vid arbetets start. Det innebar analys med GC. Den önskade metoden skulle även kunna användas för att ge svar på frågan om olika kolväten i oljeslammet bryts ned likformigt under kompostering, eller om några komponenter står för hela den minskning i översiktsparametern TEX som noterats vid tidigare försök.

Metoden skulle alltså identifiera några enskilda komponenter i avfallsblandningen för att sedan kunna följa dessa över tiden och jämföra deras reduktionsförlopp. Valet föll på n-alkanerna, då det i förväg var naturligt att anta att de förekom i någorlunda rikliga mängder. De är samtidigt relativt lätta att identifiera vid användning av flamjonisations-detektor (Pole *et al*, 1984; Petersson *et al*, 1988).

Oljehaltigt material

Det material som användes vid försöken var oljehaltigt hämtat direkt ur TV8, sådant material jag senare skulle försöka kompostera. Några extraktioner och analyser gjordes senare även på prov från oljeslamskomposterna.

Försök med extraktion genom utskakning

Efter att ha sneglat på beskrivningen av den extraktion som används vid TEX-analyser (SS 02 81 45) tänkte jag mig att man relativt enkelt skulle kunna skaka ut de intressanta kolvätena i separertratt med ett lämpligt lösningsmedel. Eftersom den freon som används vid TEX-analyser inte förekom vid Recis lab ville jag använda något annat effektivt och billigt lösningsmedel. Valet föll på diklormetan, som redan användes för andra extraktioner.

I praktiken visade sig dock den i teorien enkla metoden utskakning vara behäftad med besvärliga problem. Vid utskakningen bildade prov och lösningsmedel en emulsion. Separertratten i viken utskakningen utfördes fylldes helt med klibbig gegga. Det skedde aldrig någon fassparation. För att bryta emulsionen prövades utan framgång bland annat centrifugering, värmning och filtrering.

Troliga orsaker till den kraftiga emulsionsbildningen vid utskakning är:

- att det slam vi försökte extrahera innehåller en mycket komplex blandning av olika kolväten, som reagerar olika på lösningsmedlet.
- att slammet innehåller förutom olika oljekomponenter också rengörings-, vät- och emulgeringsmedel som använts för att få loss olja vid olika rengöringsprocesser, vilka fungerar emulsionsbildande vid skakningen i skakmaskinen.

Vid fortsatta utskakningsförsök provades kraftig minskning av provmängden i förhållande till lösningsmedelsmängden samt att salta ut och surgjöra provet. Med hjälp av sådana metoder, efterföljda av centrifugering och filtrering, erhöles en liten mängd lösningsmedelsfas som kunde separeras av. Eftersom mängden lösningsmedelsfas var liten och man samtidigt starkt kunde ifrågasätta om de kolväten jag var intresserad av verkligen befann sig i lösningsmedelsfasen och inte fanns kvar i emulsionen, var det motiverat att söka efter en annan extraktionsmetod.

Försök med Soxhletextraktion

Vid konsultation av Olle Ramnäs vid Kemisk Miljövetenskap, CTH, om hur man skulle förfara för att lyckas vid extraktion av ett material av typen TV8-slam rekommenderade han Soxhletextraktion. Soxhletextraktion har ett mycket stillsammare förlopp än utskakning, och kanske kunde man därigenom undvika emulsionsbildning. Olle ansåg att diklormetan var ett lämpligt lösningsmedel vid en så komplex blandning som TV8-slam, då diklormetan brukar fungera bra som extraktionsmedel för de flesta kolväten. Om det skulle visa sig fungera dåligt kunde man eventuellt tänka sig att byta lösningsmedel till exempelvis toluen, och extrahera vid högre temperaturer.

En Soxhletextraktor fungerar så att provet placeras i en cellulosahylsa i en extraktor. Lösningsmedlet värms i en kolv och övergår till ångfas. Det kyls därefter ut i en kylare och får vid sin kondensationstemperatur droppa ner i extraktorn på hylsan med provet. Hylsan dränks efter en tid av lösningsmedel. När lösningsmedelsnivån nått upp en bit över hylsan sugas allt lösningsmedel i extraktorn via ett hävertrör tillbaka ner i kolven tillsammans med extraherade komponenter. I kolven kokas lösningsmedlet på nytt till ånga och vandrar upp till extraktorn, medan utlakade komponenter stannar i kolven.

Även denna metod var behäftad med en del problem av praktisk natur. När lösningsmedlet droppade ner i hylsan bildades - på samma sätt som vid utskakningen fast i mindre omfattning - en emulsion som fick provet att svälla. Därigenom kom även fast material att sugas ner i kolven. Ett annat problem var att slammet innehöll små plastpellets. Dessa flöt i diklormetan, och när lösningsmedlet sögs över via hävertröret fastnade de där och stoppade flödet, varvid extraktorn slutade fungera. På grund av Soxhletextraktorns utformning var det mycket svårt att få loss de plastpellets som fastnat i hävertröret. Genom att sätta igen cellulosahylsans öppning med glasull minskades dessa problem. Det hade dock olägenheten att extraktionstiden ökade mycket markant.

Utseparation av polära kolväten

Avsikten var att analysera extraktet med gaskromatograf (GC) försedd med en 30 meter lång kapilärkolonn och flamjonisationsdetektor. Kolonnen ifråga är något polär. Då det inte var exakt känt i förväg vilka ämnen som kunde finnas i extraktet, ville jag inte injicera extraktet direkt. Det kunde finnas ämnen som bands hårt till kolonnen och förorenade den eller på annat sätt kunde störa efterföljande analyser. Då Recis GC används kontinuerligt för rutinanalyser bör den inte bli stående. Därför valdes att försöka ta bort polära föreningar i extrakten genom kromatografering över en kolonn med aluminiumoxid (som är starkt polär) på samma sätt som man gör i metoden för "opolära kolväten" (SS 02 81 45).

Kolonnen med aluminiumoxid hade en klar tendens att sätta igen. För de extrakt som skakats ut kom aldrig mer än några ml lösningsmedel genom kolonnen innan den ohjälpligt sattes igen. Metoden fungerade dock hyfsat för soxhletextrakten, om de först sugfiltrerades genom filterpapper Munktell 1F och man hjälpte till med inträngningen genom att försiktigt röra i det översta lagret av aluminiumoxiden (vilket annars sattes igen med en svart hinna). Det var möjligt att få igenom 20-30 ml extrakt innan genomrinningen avstannade. Vid kromatograferingen ändrade extraktet färg från brunsvart till gulbrunt.

Kvalitativ analys med GC/FID

GC-analysen skedde med en 30 meters kapilärkolonn och flamjonisationsdetektor. Flamjonisationsdetektor lämpar sig väl för analys av kolväten och framförallt n-alkaner blir lättidentifierade i kromatogrammet (Pole *et al*, 1984; Persson *et al*, 1988).

Bärgasen för GC:n var kvävgas, flödet var c:a 1,7 [ml/min]. FID-detektorn eldades med vätgas och luft. Temperaturprogrammet för kolonnen startade på 70°C i en minut, därefter ökning med 7°C per minut till 300°C. Sluttemperaturen hölls sedan i 20 minuter. Injektortemperaturen var 275°C och detektortemperaturen 300°C. Kolonnen var en 30 m lång kapilärkolonn, DB1701, med en innerdiameter på 0,324 mm och en filmtjocklek på 1,0 µm.

Analys på GC visade ett mycket brett spektrum av toppar, några av n-alkanerna var dock lätt urskiljbara. Några av topparna identifierades utifrån sina retentionstider med hjälp av ett uppkört referensspektrum innehållande n-alkanerna C12, C14, C16, C17, C18, C20. Alkanerna hade vägts in och lösts upp i diklormetan.

Analys skedde både på utskakat extrakt och soxhletextrakt. Kromatogrammen från soxhletextrakten uppvisade betydligt fler toppar än extrakten från utskakningarna.

Kvantitativ analys med GC/FID

Vid manuell injektion blir de kvantitativa resultaten från GC-analyser något osäkra. För att göra säkrare kvantitativa bestämning (så att jämförelser mellan olika prov skulle kunna göras) ville jag tillsätta en inre standard. En inre standard tillsätts i känd mängd till provet före extraktionen, och man antar sedan att ungefär samma andel inre standard försvinner vid de olika beredningsstegen som för de substanser man är intresserad av. Därigenom kan man kvantifiera mängden olika ämnen i provet utifrån kromatogrammens topphöjder genom jämförelse med inre standard-toppen.

Några krav på en inre standard är:

- att den inte förekommer i det prov man skall analysera
- att den vid extraktion och upparbetning kan antas bete sig ungefär på samma sätt som de substanser i provet man är intresserad av
- att ingen annan substans i provet har samma retentionstid
- att ämnet går att köpa och få levererat till rimligt pris och med rimlig leveranstid.

”Rimlig leveranstid” är inte trivialt. Man kan tänka sig en mängd molekyllkonfigurationer, vilka passar utmärkt som inre standard för just den analys jag vill göra. De är dock inte mycket värda om substansen ifråga inte finns tillgängliga i kemikaliekatalogerna från leverantörerna.

I mitt fall var det mest uppenbara problemet att hitta en substans som inte redan förekom i mitt prov. Efter ytterligare konsultation av Olle Ramnäs bestämde jag mig för metylisosanoat - den metylerade estern av en rak fettsyra med 20 kolatomer.

Tyvärr visade den sig inte fungera så bra. I min första analys återfann jag inre standardtoppen utan problem, men vid efterföljande analyser var den helt borta. Jag gjorde därför försök att kromatografera ren lösning av min inre standard genom dels aluminiumoxidkolonnen och dels genom en motsvarande kolonn med kiselgel (opolär), med efterföljande GC-analys av extrakten. Jag återfann därvid min inre standard i den lösning som kromatograferats genom kiselgelen. Däremot återfanns den inte i den lösning som kromatograferats genom aluminiumoxiden, trots kraftig eluering.

Den inre standard jag valt var alltså alltför polär för att kunna ta sig igenom aluminiumoxidkolonnen. Att jag återfann den vid min första analys berodde förmodligen på att jag överbelastat kolonnen, så att alla polära bindningssäten var upptagna. Därefter gick resterande inre standard igenom kolonnen.

Efter denna motgång lades försöken med kvantitativa GC-analyser tills vidare på hyllan. Senare gjordes några försök med extraktion av prov tagna på komposterna.

Försök med prov från komposterna

Soxhletextraktioner gjordes dels av infruset startprov från strängkomposten och dels av prov taget dag 253 (30 augusti). Inre standard sattes denna gång till extraktet, direkt före injicering till GC:n. Det förfarandet gör det möjligt att korrigera för skillnader i injicering mellan olika prov, men inte för skillnader i extraktionssteget. När dessa analyser gjordes hade den kolonn som användes i GC:n varit i bruk en längre tid, och var aktuell att bytas inom en inte alltför avlägsen framtid. Därför vågade jag mig denna gång även på injektion av extrakt direkt, utan föregående kromatografering genom aluminiumoxid. Därigenom kunde jag jämföra extrakt som innehöll både polära och opolära kolväten, med ett extrakt från samma prov där de polära komponenterna avlägsnats.

Jag förväntade mig många fler toppar i kromatogramet från extraktet som innehöll både de polära och opolära kolvätena, men skillnaden var inte speciellt påtaglig. Vid diskussion med Olle Ramnäs påminde han mig om att många polära föreningar, som till exempel karboxylsyror, är känsliga för nedbrytning i kolonnen och därför måste derivatiseras om de ska kunna analyseras. Detta är förmodligen orsaken till skillnaden mellan extrakten blev liten.

Jämförelse mellan start- och slutvärden av de n-alkantoppar som erhöles gav reduktionsvärden som är mindre än de som erhöles med standardmetoderna TEX och opolära kolväten. Några tänkbara orsaker till skillnaden är analysfel och att startprovet kan ha förändrats under lagringen. I ett examensarbete av Magnus Sparrevik (1992) noterades förändringar i ett infruset startprov.

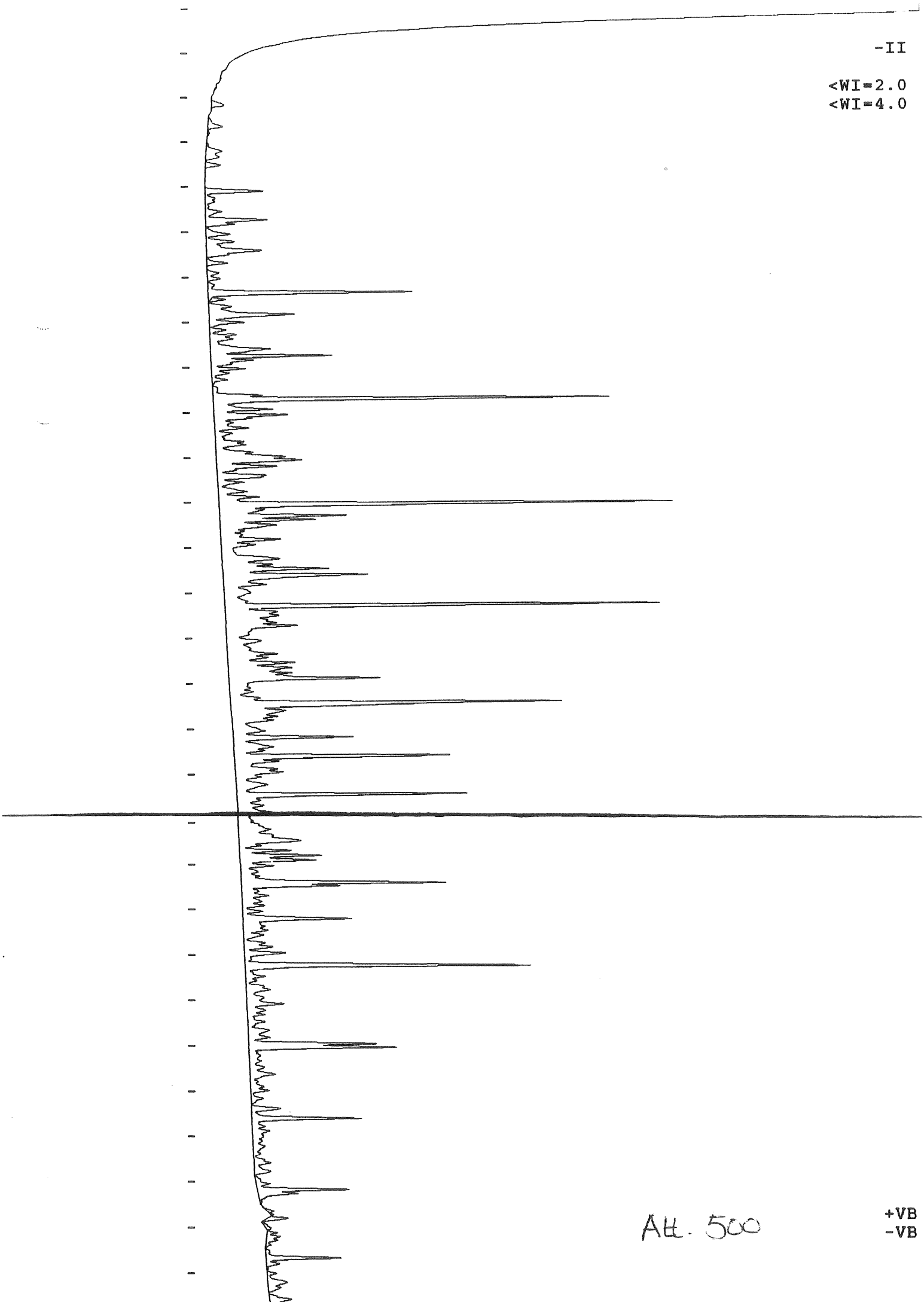
Kromatogram

Sammanlagt ett tiotal utskakningar, runt 15 soxhletextraktioner och ett fyrtiotiotal GC-körningar gjordes. Då arbetet aldrig ledde fram till önskade resultat visas här till höger (sid 127) endast ett kromatogram på extrakt från TV8-slam, vilket kan ge en uppfattning om komplexiteten i sammansättningen av kolväteinnehållet i slammet. Extraktet är inte kromatograferat genom aluminiumoxid före analysen.

-II

<WI=2.0

<WI=4.0



Alt. 500

+VB

-VB

Bilaga V Andel av totaltkolvätehalt som avgått till lakvatten och luft

Lakvatten

Underlaget är något för magert för att ge en exakt kvantifiering av hur mycket kolväten som totalt avgått från strängkomposten med lakvattnet. En överslagsräkning för att ge en storleksordning, kan göras som ett "värsta fall", om man utgår från det största uppmätta lakvattenflödet och den högsta halten.

Max flöde: 0,4 [l/h] (halva strängkomposten) $\Rightarrow 0,4 \times 24 \times 30 \times 2 = 576$ [l/månad]
Max halt: 14,4 [mgTEX/l] $\Rightarrow 14,4 \times 576 = 8294,4$ [mg/månad]
Hela försöksperioden, 8 månader $\Rightarrow 8 \times 8294,4 = 66355$ [mgTEX, hela perioden]

Slutvolym, sträng $\approx 20\text{m}^3$, $\rho = 900 \text{ kg/m}^3$, TS = 0,739 kg/kg, GR = 0,830 kg/kgTS
 $\Rightarrow 11'040 \text{ kgGR}$ i slutkomposten

Avgång till lakvatten omräknat som reduktion per kgGR:

$66355/11040 = 6,0$ [mgTEX/kgGR]

Detta är mindre än 1‰ av den totala reduktionen.

Gasavgång

Underlaget är något för magert för att ge en exakt kvantifiering av hur mycket kolväten som totalt avgått från strängkomposten till luften. En överslagsräkning för att ge en storleksordning, kan göras som ett "värsta fall", om man utgår från det luftflöde som sögs genom komposten vid mätning och den högsta uppmätta halten.

Flöde: 40 [l/s] (halva strängkomposten) $\Rightarrow 40 \times 3600 \times 24 \times 30 \times 2 / 1000 = 207360$ [m³/mån]
Max halt: 25 [mg/m³] $\Rightarrow 25 \times 207360 = 5184000$ [mg/månad]
Hela försöksperioden, 8 månader $\Rightarrow 8 \times 5184 = 41472$ [g, hela perioden]

Slutvolym, stäng $\approx 20\text{m}^3$, $\rho = 900 \text{ kg/m}^3$, TS = 0,739 kg/kg, GR = 0,830 kg/kgTS
 $\Rightarrow 11'040 \text{ kgGR}$ i slutkomposten

Avgång till lakvatten omräknat som reduktion per kgGR:

$41472/11040 = 3,76$ [g/kgGR]

En avgång till luft på 3,76 g kolväte/kgGR utgör ungefär 3,3% av den totala reduktionen av TEX/kgGR

Bilaga VI Kromatogram från Gasfasprovtagning

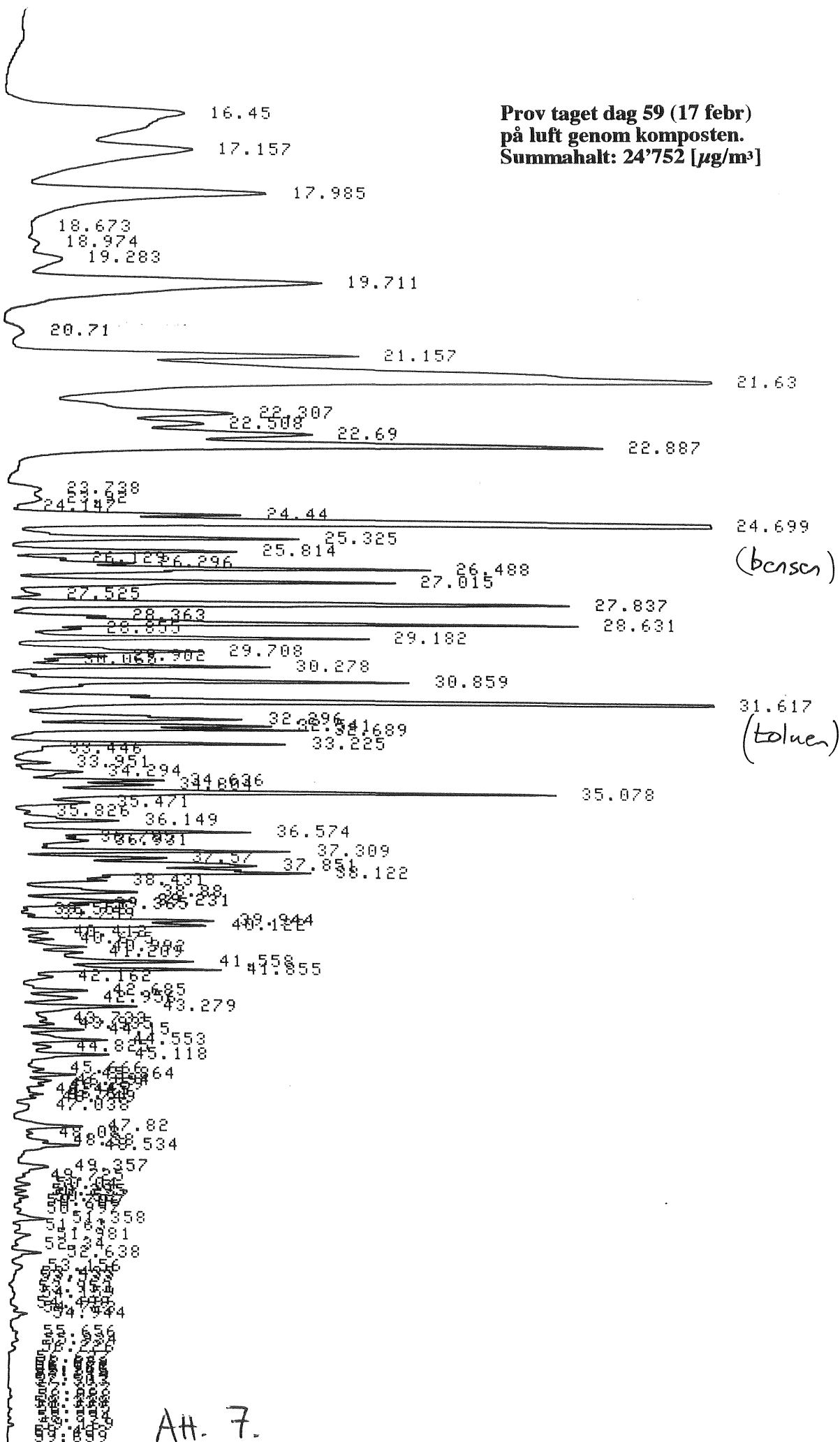
Kromatogrammen ligger i nedanstående ordning på de följande sidorna:

1) -gasprov genom kompost, dag 59 (17 februari)	sid 133
2) -bakgrundsprov, dag 59 (17 februari)	sid 135
3) -gasprov genom kompost, dag 248 (25 augusti)	sid 137
4) -gasprov inneslutning, dag 248 (25 augusti)	sid 139
5) -bakgrundsprov, dag 248 (25 augusti)	sid 141

Kommentarer till kromatogrammen finns i huvudrapportens avsnitt 3.4.3 (sidan 57).

AH7

Prov taget dag 59 (17 febr)
på luft genom komposten.
Summahalt: 24'752 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]



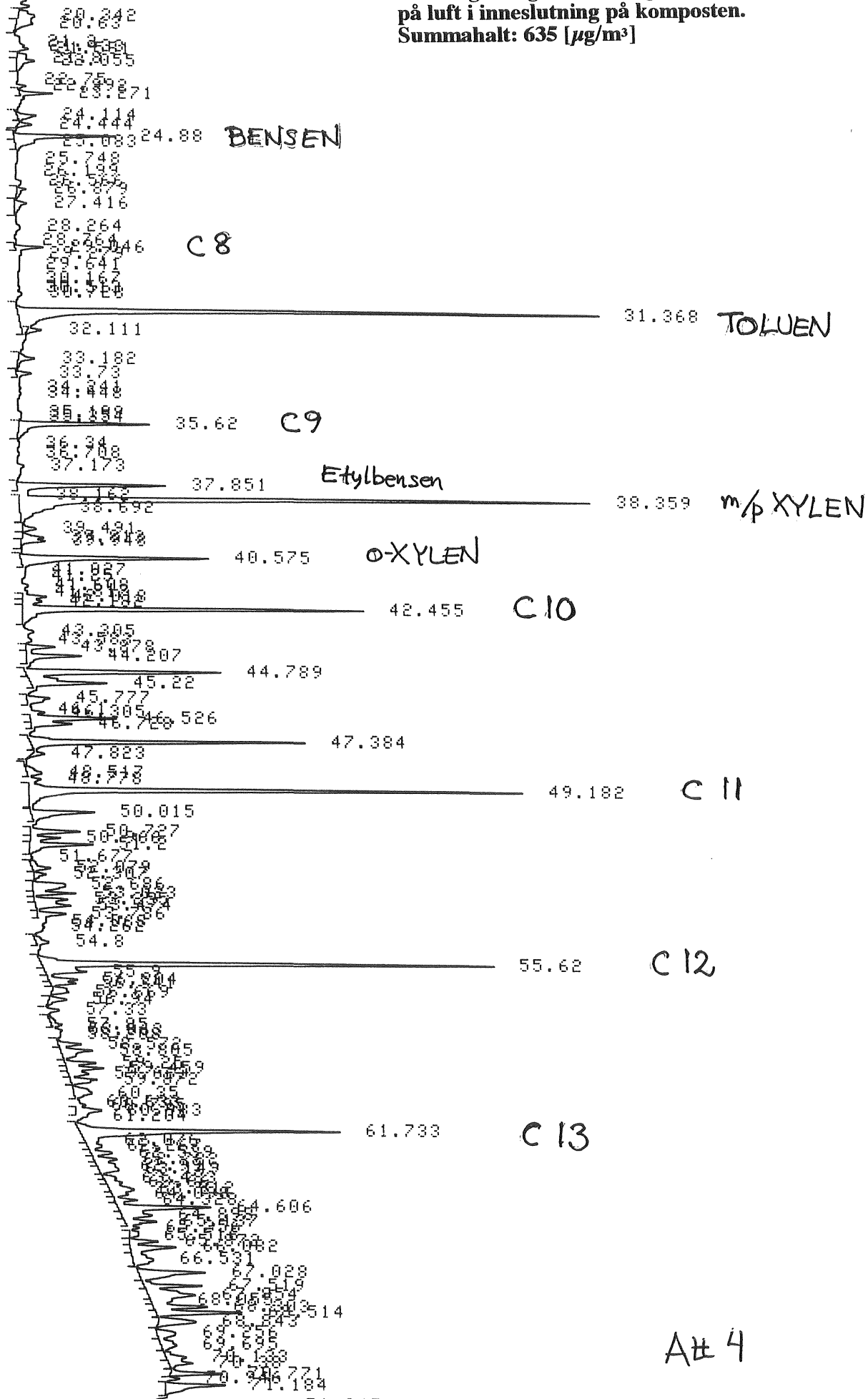
X2

Prov taget dag 248 (25 aug)
på luft genom komposten.
Summahalt: 235 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

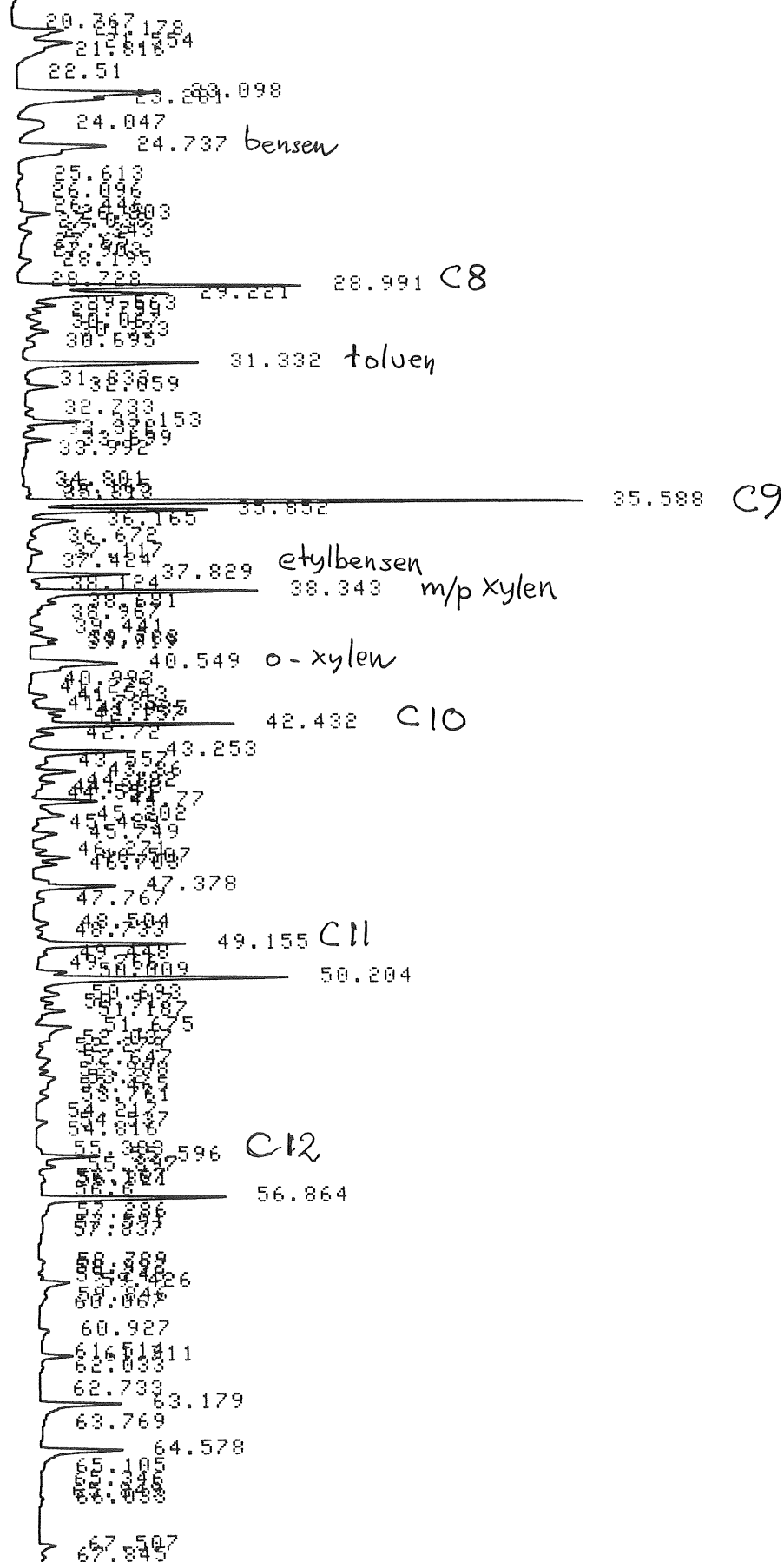
20.239
21.017
21.379
21.972
22.4593 23.109
23.842
24.1881
25.035 25.841
25.664
26.113
26.8516
27.367
28.217
29.031
29.783
31.217 31.399
32.08
32.657
33.031
33.713
34.459
35.148
35.835.59
36.034 36.194
36.678
37.512.121
37.831
38.158.4068.55
38.999
39.469
40.145
40.725
41.0194
41.572
42.028 42.299
42.779
43.274
43.6146 44.03
44.427 44.916
45.032
45.413
46.077
46.446
46.721
47.383
47.804
48.094
48.74 48.363
49.315
49.657
50.011 50.204
50.887
51.377 51.659
52.039
52.383
52.987 53.331
53.597
54.375
54.646
55.5414
56.232
56.497 56.851
57.474

AH-2

Prov taget dag 248 (25 aug)
på luft i inneslutning på komposten.
Summahalt: 635 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]



Prov taget dag 248 (25 aug)
 på omgivningsluft (bakgrund).
 Summahalt: 234 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]



Bilaga VII

Naturvårdsverket angående oljehalter.

När denna rapport skrivs finns inga gränsvärden eller riktlinjer som talar om hur oljehaltigt jord eller material i allmänhet skall vara för att betraktas som miljöfarligt avfall eller på annat sätt behandlas restriktivt. Arbete pågår dock för att ta fram sådana.

För att ge en uppfattning om hur vilka tankegångar som förekommer inom verket kan man läsa Naturvårdsverkets yttranden i koncessionsärenden av närliggande art. Ett sådant yttrande angående kompostering av oljehaltigt avfall i Stockholmstrakten finns på nästa sida (Appelberg, 1995).

OBS!

Arbetsmaterial

Naturvårdsverket anser att följande krav bör gälla för omhändertagande av olika typer av oljehaltiga massor

- 1 Oljeförorenade massor klassas som miljöfarligt avfall, åtminstone när oljehalten överstiger 2 vikts-% av T.S., och bör ej deponeras utan föregående behandling.
- 2 Kompostering, eller annan biologisk behandling, av oljeförorenade massor bör alltid utföras på invallad, oljebeständig och hårdgjord yta med tak som skydd för regnvatten.
- 3 Om oljehalten överstiger 10 vikts-% av T.S. eller om de oljeförorenade massorna innehåller speciellt flyktiga föroreningar, bör komposteringen ske på sådant sätt att avgående luft samlas upp, kontrolleras och vid behov behandlas.
- 4 Oljeförorenade massor med en oljehalt överstigande 30 vikts-% av T.S. bör inte komposteras. För dessa massor bör en annan metod väljas, t ex förbränning i anläggning med erforderligt tillstånd.
- 5 I de fall de oljeförorenade massorna är avsedda för användning som täckmassor bör kompostering fortgå tills oljehalten understiger 0,1 vikts-% av T.S. För användning av massorna till andra ändamål bör kompostering ske ner till 0,01 vikts-% av T.S. I båda fallen gäller att massorna inte får innehålla andra miljöfarliga ämnen som gör att massorna är olämpliga att använda för dessa ändamål.