

# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80  
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60  
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: 0-82112
Undernummer: --
Løpenummer: 1485
Begrenset distribusjon: -

Rapportens tittel:  Virkning av oljeforurensninger i grunnen - grunnavnsforurensning	Dato: 18.05-1983
	Prosjektnummer: 0-82112
Forfatter(e):  Hans Kristiansen	Faggruppe: HYDROØKOLOGI
	Geografisk område: Generelt
	Antall sider (inkl. bilag): 35

Oppdragsgiver: Veglaboratoriet Vegkontoret i Akershus	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.): 352.006.12b-13b
---	---

Ekstrakt:  
En litteraturoversikt er gitt over hvordan utslipp av oljeprodukter på bakken trenger ned i grunnen og kan forurense grunnvannet. Større konsentrasjoner av olje i rotsonen skader vegetasjonen, mindre konsentrasjon brytes ned av mikroorganismer og skadevirkningen er av mindre omfang. Avgjørende for nedbrytingen er tilgang på oksygen og næringssalter. Oljen trenger langsomt ned i grunnen og sprer seg med grunnvannet i den kapilære sone. En viss mengde av oljen blir igjen i grunnen som en ubevegelig rest. Uten tilgang på oksygen kan restoljemengden forbli i grunnen og være en konstant trussel mot grunnvannsforsyninger. Skadevirkninger kan unngås ved en hurtig sanering av forurenset område.

4 emneord, norske:
1. Oljeforurensning
2. Grunnvann
3. Tankbilvelt
4. Sanering

4 emneord, engelske:
1.
2.
3.
4.

Prosjektleder:

*Hans Kristiansen*

Divisjonssjef:

*Hans Olav*

For administrasjonen:

*J. E. Sundt*  
*Hans Olav*

ISBN 82-577-0620-5

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Oslo

0-82112

Virkninger av oljeforurensninger i grunnen

Grunnvannsforurensning

18. mai 1983

Saksbehandler: Hans Kristiansen

For administrasjonen :

J.E. Samdal

Lars N. Overrein

INNHOOLD

	Side
FORORD	2
1. SAMMENDRAG	3
2. SPREDNING AV OLJE SOM EGEN FASE	4
3. BEREGNING AV OLJEMENGDER I GRUNNEN	6
3.1 Undersøkelse av utslipp	7
4. PÅVISNING AV OLJEFORURENSNING I GRUNNEN VED Å MALE JORDMOTSTANDEN	11
5. FELTOBSERVASJONER	12
6. UNDERSØKELSE AV UTSLIPP	15
7. FELTFORSØK	16
8. BIOLOGISK NEDBRYTING AV OLJEFORURENSNINGER	18
8.1 Mikrobiell nedbryting av oljeprodukter	21
8.2 Anaerob nedbryting	23
8.3 Virkning av oljeforurensning på høyere vegetasjon	24
9. SANERING AV OLJEFORURENSET MASSE	27
10. OLJEPRODUKTER LØST I VANN	29
11. ANALYSEMETODER FOR OPPLØSTE OLJEPRODUKTER I VANN	30
12. FJERNING AV FLYKTIGE HYDROKARBONER VED LUFTING	31
13. BESKYTTELSE AV BOREBRØNNER MOT OLJEFORURENSNINGER	32
14. LITTERATUR	33

F o r o r d

Norsk institutt for vannforskning hadde i 1976 i oppdrag fra Statens Vegvesen ved Veglaboratoriet å foreta en litteraturundersøkelse vedrørende oljeforurensning av grunnvann. Foranledningen var at det ble mer og mer alminnelig å utnytte grunnvann som kilde for drikkevannforsyning.

På våre veier foregår stadig transporter av farlig gods som ved trafikkuhell kan lekke ut og forurense grunnen. Det gjelder særlig oljeprodukter som det transporteres mest av og som ved uhell kan trenge ned i grunnen og forurense grunnvannet. Både ved valg av vegtrassé og bygging av vegen er det nødvendig å ta hensyn til dette.

I rapport nr. 0-131/76. "Virkning av oljeforurensninger i grunnen" datert 7. november 1977, er det redegjort for den nevnte undersøkelse.

I forbindelse med videreføring av E-6 fra Jessheim ble NIVA under møtet den 4. oktober 1982 på Vegkontoret i Akershus bedt om å oppdatere nevnte litteraturundersøkelse.

Siden undersøkelsen ble gjort er det holdt flere internasjonale møter om forurensning av grunnvannet med olje og oljeprodukter. I tillegg er en rekke enkeltarbeider publisert. Under arbeidet med denne rapport er de seneste arbeider gjennomgått med tanke på å få en bedre forståelse av hvordan oljeforurensninger opptas i grunnen og hvilken betydning oljen har for vegetasjonen, hvordan forurensningen sprer seg med grunnvannet og hvordan de brytes ned i naturen.

I tillegg til den seneste litteraturen er det også gjennomgått en del arbeider som ikke var tilgjengelig da den første litteraturundersøkelse ble gjort. Et internasjonalt møte ble holdt i Israel 22-24 mars 1983, hvor forurensninger (også olje) i umettet sone ble behandlet. Referater fra dette møtet er ennå ikke publisert og derfor ikke kommet med i denne oversikt.

April 1983

Hans Kristiansen

## 1. SAMMENDRAG

Der olje eller oljeprodukter transporteres og lagres vil det alltid være en risiko for forurensning av grunnvannet ved tilfeldige utslipp og lekkasjer. Ved transport av olje/bensin i tankbil på vei vil det være risiko for trafikkuhell og olje/bensin lekker ut. I motsetning til utslipp fra nedgravde oljetanker eller ledninger vil utslipp som skyldes trafikkuhell øyeblikkelig bli lokalisert og tidfestet. Utslipp av denne art vil alltid være av begrenset omfang.

Utrent væske trenger langsomt ned i grunnen. I følsomme områder må forurenset masse fjernes. Nedbrytningshastigheten er avhengig av kornfordelingen i grunnen. Når kornfordelingen er kjent kan man beregne hvor mye tid man har på seg for en fullstendig sanering av et utslipp.

Nedtrengt olje i grunnen brytes ned av mikroorganismer. Ved tilgang på fritt oksygen går nedbrytningen forholdsvis raskt. Næringsalter som fosfat og nitrater kan være begrensede faktorer. Under anaerobe forhold går nedbrytningen meget langsomt og under slike forhold kan innesluttet olje i grunnen være en permanent trussel mot grunnvannsforurensning i lange tider.

Den beste sikkerhet mot grunnvannsforurensning som skyldes trafikkuhell er at det er utbygget en beredskap som øyeblikkelig kan tre i aksjon for så hurtig som mulig å demme inn og pumpe opp eller eventuelt brenne av så mye som mulig av utrent olje/bensin.

Flyktige oljeprodukter kan fjernes ved lufting. Tilgang på luft øker biokjemisk nedbrytning. Nedbrytningshastigheten for oppløste oljeprodukter i grunnvann kan påskyndes ved lufting av grunnvannet eller nedpumping av oksygenholdig vann. Borebrønner i truede områder kan utformes slik at de er mest mulig beskyttet mot forurensninger.

## 2. SPREDNING AV OLJE SOM EGEN FASE

Når olje renner ut over jorden vil den hovedsakelig trenge vertikalt ned i grunnen på grunn av tyngdekraftens virkning. I tilfelle et oljeutslipp har begrenset horisontal utbredning, vil oljen fortsette å trenge ned i grunnen selv etter at utslippet er stoppet, men den prosentvise del av porevolumet som er fylt med olje vil avta med dybden. Innholdet av olje avtar mot en restkonsentrasjon som også kalles den ubevegelige restmengde, ettersom oljen ikke skal kunne bevege seg ved denne konsentrasjon. Begrepet "ubevegelig restmengde" må ikke tas for bokstavelig, da en viss bevegelighet kan være igjen sett over lengre tid. Det er derfor klart at der utslippet av olje pr. flateenhet er lite og/eller grunnvannspeilet er lavt, vil oljestrømmen nedover etter hvert stoppe uten å nå grunnvannet, og det etterlater seg da en hale av ubevegelig olje i grunnen.

I tilfelle mengden utslippet olje pr. flateenhet er stort eller om grunnvannspeilet ligger nær overflaten, vil oljen snart få kontakt med grunnvannet. Oljen vil presse grunnvannspeilet noe nedover, men spre seg hovedsakelig i horisontal retning i den kapillære sone så snart en minimal tykkelse for oljestrømmen har etablert seg og denne tykkelsen svarer i store trekk til tykkelsen av den kapillære sone. Oljestrømmen vil nå bevege seg i samme retning som grunnvannet. På denne måten har det formet seg en slags "pannekake" av olje. Også den horisontale oljestrømmen vil stoppe opp når hele oljeutslippet har trent ned og tilsvarer oljemengden som inngår i restkonsentrasjonen.

Størrelsen av restkonsentrasjonen har imidlertid vært gjenstand for diskusjon. Den er i hovedsak avhengig av oljetype og jordtype. For ukomprimert sand med porøsitet 0,35 (porevolum som del av det totale jordvolum) er følgende verdier foreslått (1).

Bensin	10 %
Diesel eller lett fyringsolje	15 %
Smøreolje og tung fyringsolje	20 %

Av andre (2) er restinnholdet av et bestemt oljeprodukt (lett fyringsolje) oppgitt til  $5 \text{ l/m}^3$  for grus, ca.  $20 \text{ l/m}^3$  for sand av middels gradering og opptil  $40 \text{ l/m}^3$  for fin sand med silt.

Strømningshastigheten for olje i grunnen kan i prinsippet bestemmes når en rekke parametre er kjent, hvorav restkonsentrasjonen, væteevne og oljens relative permeabilitet er de vanskeligste å fastsette. Den relative permeabilitet har vist seg ikke bare å avhenge av metningsgraden av de forskjellige væsker, men også metningens forhistorie ved at det trykket som de forskjellige faser utøver endrer seg ved elding. Videre vil små forskjeller i de kapillære forhold ved innlagringen ha stor innvirkning på den relative permeabilitet. Bare en delvis kvantitativ beskrivelse av oljens bevegelse er mulig.

Det volum jord ( $V_{\text{jord}}$ ) som forurenses av et oljeutslipp og det areal som berøres kan bestemmes av en likning (3). Det gjelder bare oljen i kapillærsonen.

$$V_{\text{jord}} = \frac{\text{volumutsluppet olje} - \text{olje i mettet sone}}{\text{porøsitet} \cdot \text{restoljemetning}}$$

Arealet av oljen i kapillærsonen blir:

$$A_{\text{jord}} = \frac{V_{\text{jord}}}{h_c}$$

$h_c$  = midlere tykkelse av kapillærsonen. Kapillærsonens tykkelse kan variere fra 0,05 m for grus, 0,45 m for middelgrov sand til 0,80 m for finsand med silt.

Tar man for seg et ugunstig tilfelle med grunnvannspeilet nær jordoverflaten, kan mengde olje som optas i umettet sone neglisjeres. En oljemengde på  $50 \text{ m}^3$  har rent ut i jorden. Dette tilsvarer en tankbil med tilhenger. Man har funnet at restoljekonsentrasjonen er 0,05 (5 %), tykkelsen av kapillærsonen er bare 0,20 m og porøsiteten er 0,35. Volumet av oljeforurensset jord blir da:

$$V_{\text{jord}} = \frac{50}{0,35 \cdot 0,05} = 2860 \text{ m}^3$$

og arealet av den forurensede jorden blir:

$$A_{\text{jord}} = \frac{2860}{0,2} = 1430 \text{ m}^2$$

Dersom det forurensede areal er sirkulært (det gjelder når grunnvannet ikke strømmer), blir radius omkring 70 m. Dette eksemplet viser at selv under meget ugunstige forhold og i forholdsvis homogen jord, har det forurensede området en begrenset utstrekning. Erfaringer under uhell og feltforsøk har bekreftet det.

### 3. BEREGNING AV OLJEMENGDER I GRUNNEN

Når olje slippes ut og infiltreres i grunnen og spres over et bestemt område, er ofte det kvantum olje som når ned til grunnvannet ukjent eller vanskelig å beregne. Observasjonsbrønner må bores for å ta ut prøver slik at oljens utbredelse og konsentrasjon kan bestemmes. Først etter dette kan mengden infiltrert olje bestemmes.

En annen beregning er basert på forholdet metning/permeabilitet. Dersom bare utstrekningen av et oljeutslipp er kjent, må visse metningsverdier anslås for å bestemme volumet i kapillærsonen og grunnvannet.

Det viser seg at metningskonsentrasjonen av olje avtar med tiden. I prøver tatt i senteret av utslippet noen dager etter uhellet kan man finne en metningskonsentrasjon på 50-60 % av porevolumet. Dersom målingen foretas noen måneder etter utslippet, finner man at metningen har avtatt til 36-40 % av porevolumet, og om målingene tas noen år etter utslippet finner man at de tilsvarende verdier ligger mellom 15 og 25 og 25 %. Man finner at bevegelse som skyldes gravitasjons- eller kapillærkrefter er praktisk talt ubetydelige.

Ved forandringer i grunnvannsnivået vil oljen tvinges til å bevege seg opp og ned. I slike tilfeller er det ikke mulig å foreta beregninger av metningen. Når grunnen er inhomogen og vann har bedre veteegenskaper



enn olje, vil det føre til at vannet trenger inn i de finere porer og tvinger oljen inn i de grovere hvor oljen på en måte fanges. På grunn av ujevn kornfordeling og dermed porøsitet i grunnen, vil også et eventuelt oljeutslipp bli mer heterogent fordelt i grunnen. Jo lenger oljen beveger seg i grunnen og jo større forandringer man har i grunnvannsnivået, desto mer vil inhomogeniteter i grunnen influere på oljemetningen og jo vanskeligere blir det å bestemme mobiliteten av oljefasen, og dernest også vanskeligere å bestemme den oljemengde som lar seg fjerne ved pumping.

### 3.1 Undersøkelse av utslipp

En del eldre uhell med oljeutslipp er blitt undersøkt (1). Siden det var eldre utslipp var mengden utsluppet olje lite kjent. I et tilfelle ble omkring  $170 \text{ m}^3$  bensin sluppet ut og det området som ble berørt av bensinen eller oppløste forbindelser ble anslått til omkring  $30\,000 \text{ m}^2$ . Maksimal avstand fra utslippsstedet var ca. 150 m. I et annet tilfelle under 2. verdenskrig ble det ved et uhell sluppet ut flere hundre kubikkmeter bensin. Det maksimale areal som ble berørt av utslippet ble beregnet til  $350\,000 \text{ m}^2$  etter 7 år. Etter 23 år var det ikke mulig å påvise spor etter forurensningene.

I et tilfelle (5) ble  $9 \text{ m}^3$  olje sluppet ut gjennom kjellergulvet i et hus og infiltrert i grunnen i løpet av 2-3 dager. Utslippet ble oppdaget 5 dager etter uhellet. Da hadde praktisk talt all oljen nådd den mettede sone som lå 11,5 m under jordoverflaten og spredd seg over et område på omkring  $100 \text{ m}^2$ . Opp-pumpingen av oljen begynte 8 dager etter uhellet og var så vellykket at noen videre undersøkelse ikke var nødvendig.  $7,5 \text{ m}^3$  olje ble pumpet opp og  $50 \text{ m}^3$  jord ble forurenset.

I et annet tilfelle (5) hadde  $15 \text{ m}^3$  olje lekket ut fra en tank og infiltrert i grunnen. Under opprensingen ble det brukt forskjellige petroliumsbaserte løsningsmidler, slik at til sammen  $65 \text{ m}^3$  oljeprodukter hadde infiltrert grunnen og  $1000 \text{ m}^3$  jord ble forurenset. Grunnvannspeilet lå omkring 8 m under overflaten, og av denne grunn var det av stor interesse å bestemme oljens fordeling i umettet sone. Det ble boret observasjonsbrønner og prøver ble tatt for å bestemme metningen av oljefasen. Resultatene er fremstilt grafisk på figur 1; a er fra sentrum

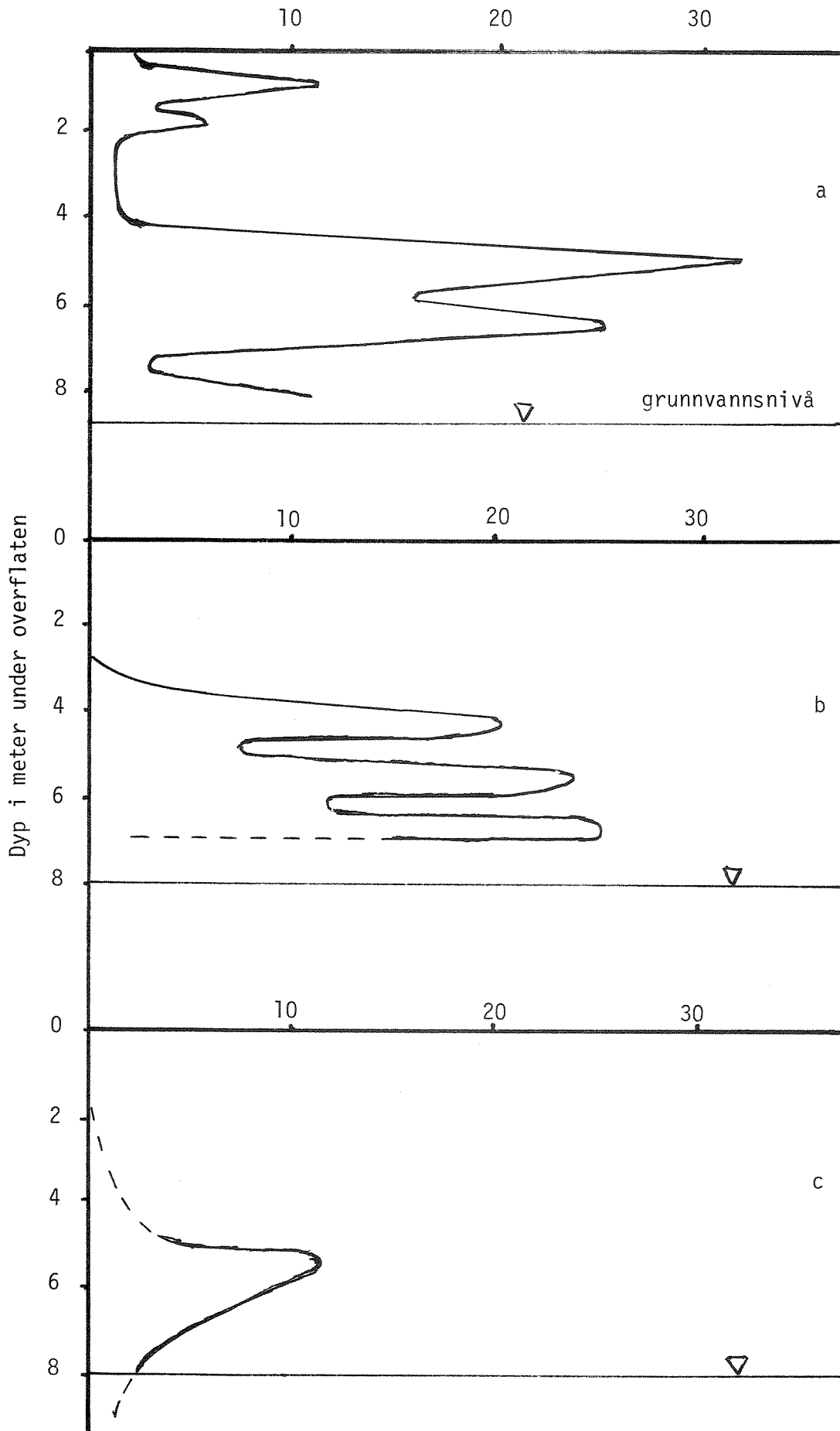


Fig. 1. Oljemetning i % av porevolum  
Forklaring: se tekst

av utslippet og c lengst fra sentrum. I sentrum av utslippet fant man noe olje i øverste lag, men meget lite mellom 2 og 4 m. Lenger fra sentrum fant man ikke olje over 3 meters dyp. Under 4 meters dyp fant man en meget ujevn fordeling av oljen mot dypet. Årsaken til det var ujevn kornfordeling i jorden og fluktusjon av grunnvannsnivået.

Ved pumping ble det søkt å gjenvinne så mye som mulig av oljen. I den første tiden ble det over en periode på et år pumpet opp  $18 \text{ m}^3$ . Pumpen måtte så stoppe på grunn av dårlig utbytte. Etter tre år ble det igjen funnet betydelige mengder olje i den mettede sonen, slik at pumpingen kunne gjenopptas. Det ble da en diskusjon om hvorvidt man kunne stanse oppumpingen etter en periode på et år.

For å kunne gi svar på det ble det gjort teoretiske beregninger over hvor lang tid oljen tar å sive ned til mettet sone på 8 meters dyp. Man antok at oljemetningen var 16 % ved start. Resultatene er fremstilt grafisk på figur 2, og viser hvor mye olje man kan pumpe opp til forskjellige tider etter utslippet. Figuren viser at det tar lang tid før oljen slipper fra den umettede sonen, og jo lenger tiden går, jo mindre av oljen rekker ned til den mettede sonen. Oppumpingen av olje fra mettet sone må skje i intervaller. Jo lenger tiden går fra utslippet, desto lenger tid må man beregne mellom hvert pumpeintervall.

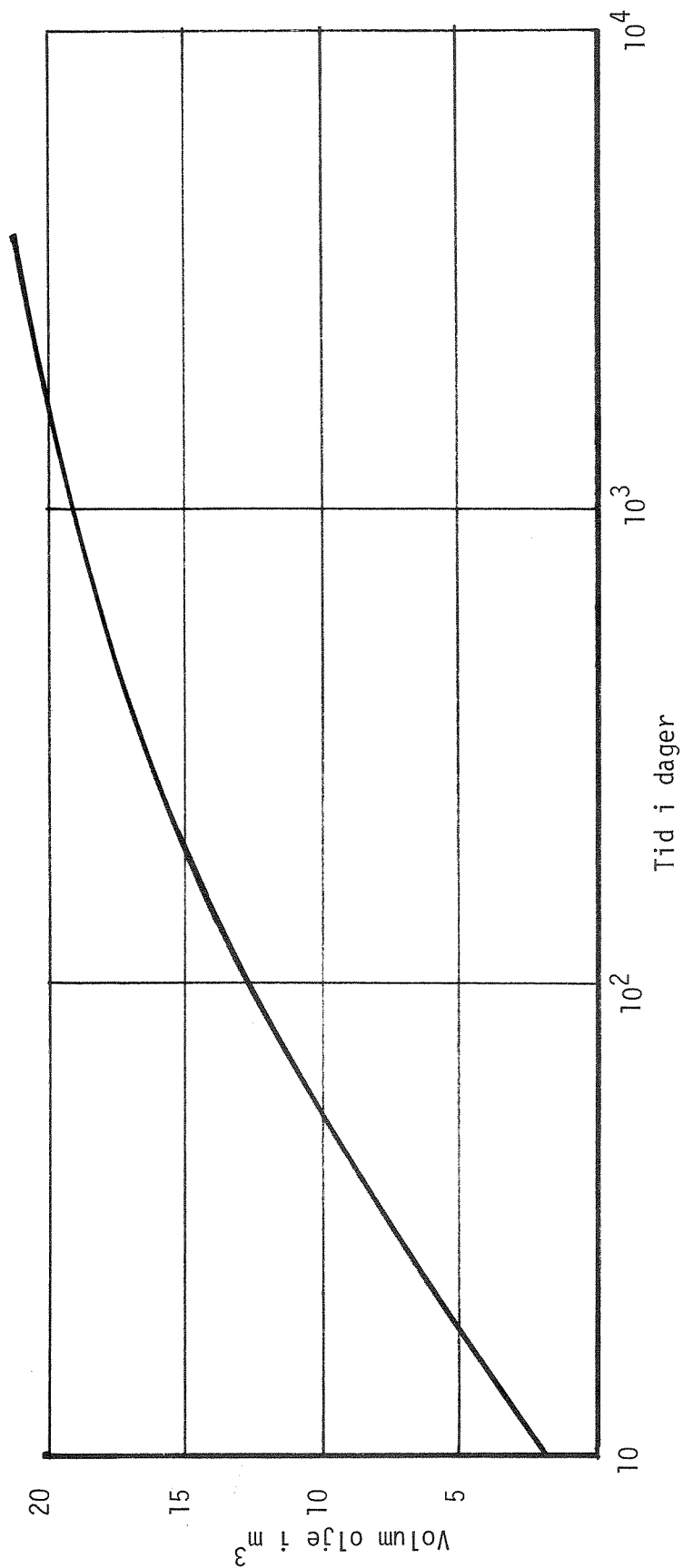


Fig. 2 Olje i mettet sone som funksjon av tiden

#### 4. PÅVISNING AV OLJEFORURENSNING I GRUNNEN VED Å MÅLE JORDMOTSTANDEN

Forskjellige jordarter oppviser forskjellige verdier for elektrolyttisk motstand, men motstanden viser også variasjoner for samme jordart. Jordvannet i umettet sone og grunnvannet i mettet sone og vannets innhold av oppløste ioner påvirker motstanden. Det er publisert et arbeid (6) hvor jordmotstandsmålinger er benyttet til å påvise oljeforurensning i jorden. Oljen virker isolerende i forhold til jorden og målingene gjør det mulig å bestemme oljens beliggenhet og tykkelse, strømningsretning og hastighet.

Det hevdes at metoden kan brukes både for direkte bestemmelse av graden av oljeforurensning av grunnvannet og å innhente opplysninger om forskjellige hydrogeologiske data av betydning for den forestående opprensningsaksjon.

Metoden har imidlertid sine meget store begrensninger. Den kan bare benyttes under bestemte betingelser avhengig av den fysiske og geometriske oppbygning av de geoelektriske lag og deres evne til å lede elektrisitet og også av elektrodene som benyttes.

## 5. FELTOBSERVASJONER

I Alberta, Canada, har man hatt en rekke større oljeutslipp over forskjellig slags jordsmonn (7). Data for utslippene fremgår av tabell 1. Mellom juli 1974 og juli 1975 ble det tatt ut prøvekjerner for analyse av den forurensede jorden. Hensikten med prøvetakingen var å fremskaffe opplysninger om: 1. Nedtrengningsdybden for oljen. 2. Mengde og den generelle sammensetning av oljen som funksjon av dybden. 3. Mengden av vannløselig olje som overføres til grunnvannet. 4. Forholdet mellom innhold av vann og innhold av olje i jorden og 5. Den biokjemiske nedbrytning av oljen som funksjon av dybden.

For bedre å kunne oppdage trender og å kunne fremskaffe hypoteser om de ovenfor nevnte effekter ble det tatt et begrenset antall prøver fra mange steder i stedet for å ta mange prøver fra få steder. Vannets evne til å sive gjennom prøvekjernene ga informasjon om vannløselige oljekomponenter og grunnens hydrauliske ledningsevne i de forurensede områdene.

Resultatene av undersøkelsene viste at ved utslipp på åkerland syntes oljen for det meste å være konsentrert i eller nær overflaten. Oljeinnholdet i jorden avtok jevnt mot dybden og var 0,014 g olje pr. g tørr jord på 60 cm dyp. Dypere hadde ikke oljen trengt på grunn av et leirlag. Oljen hadde gjennomgått en naturlig kromatograferingsprosess gjennom jorden. Som ventet hadde det absolutte innholdet av hver bestanddel av oljen avtatt mot dybden. Også det relative innhold av disse bestanddeler var endret. Innhold av alifater økte mens innholdet av aromater avtok mot dybden.

Den mikrobielle nedbrytning av oljen var størst i overflaten og avtok mot dybden, noe som har sammenheng med innholdet av mikroorganismer i jorden.

For det 13 år gamle utslippet i Pigeton Lake viste prøven tatt i juli på eng minimale spor etter utslippet da gresset var 1 m høyt. For prøven tatt i mai fant man ennå olje flytende på grunnvannet som da lå 60 cm under overflaten.

Analyser av oljeinnholdet i prøvene fra 0 til 80 cm dyp viste fullstendig biokjemisk nedbrytning, mens prøver fra dypere nivåer viste ubetydelig

Tabell 1. Data for større oljeutslipp i Alberta, Canada

Sted	Volum fat	Forurenset areal da.	Dato fra utslipp	Jordtype	Olje-type	Opprensning	Insp. prøvetid
1. Morniville	5000	12	des. 72	leire/silt dyrket	medium råolje	mekanisk gjødsling	aug. 74 mai 73
2. Nipisi	60000	142	sept. 72	myrjord	medium råolje	mekanisk	aug. 74 mai 75
3. Nipisi	13000	69	sept. 70	myrjord	41AP1 råolje	brenning	aug. 74 mai 75
4. Pigeton Lake	47000	121	feb. 62	eng	42AP1 råolje	brenning	mai 75 juli 75
5. Valleyview	8000	8	feb. 67	eng	medium råolje	mekanisk	juli 75
6. Honse River	12000	4	des. 74	eng	syntetisk råolje	brenning	jan. 75 mai 75 juli 75
7. Bowden	3	8	april 74	dyrket leirjord	medium råolje	fjerning av jord, gjødsling	aug. 74 okt. 74
8.	10000	16	jan. 72	åker	medium råolje	brenning	mai 75
9.	10000	16	feb. 75	åker	medium råolje	brenning	mai 75
10. Pigeton Lake	400	28	mai 75	eng	42AP1 råolje	mekanisk	juli 75
11. Pigeton Lake	30	8	72	eng	42AP1 råolje	mekanisk råolje	juli 75
12. Killam	12000	162	mai 74	åker	råolje	mekanisk	juli 75
13. Slettler	2000	4	april 74	sump	råolje	mekanisk brenning	juli 74

nedbrytning. Av dette kunne man trekke den slutning at det midlere laveste nivå for grunnvannet var 80 cm og under dette nivå hadde man anaerobe forhold og derfor liten mikrobiologisk aktivitet.

Forsøk med å la vann sive gjennom uforstyrrede prøvekjerner fra forurensede områder viste at i prøve fra Morniville (tabell 1) fikk man ingen vanngjennomtrengning på grunn av høyt leirinnhold i jorden. Resultatene fra de øvrige prøver viste at for de øvrige områder fant man at oljeholdig vann trengte gjennom prøvekjernene. Laveste oljeinnhold fant man i prøver som hadde trengt gjennom myr. Av dette ble det konkludert med at oljeutslipp på land er stadig en fare for grunnvannsforekomster.

Når oljen ikke brytes ned av mikroorganismer, kan de vannløselige komponenter i råolje representere en langsiktig fare for grunnvannsforurensning. Det synes som om en oljeforurensning på land kan bli meget langvarig. I tillegg har tidligere erfaringer (8,9) gitt indikasjoner om at en massiv forurensning av grunnen ikke behøver å påvirke grunnvannet før flere tiår etter utslippet, slik at dagens utslipp kan forårsake morgendagens problemer.



## 6. UNDERSØKELSE AV UTSLIPP

Når et utslipp har funnet sted må en innledende undersøkelse være å få oversikt over hydrologien i området i forhold til utslippets lokalisering og dets natur. Av eksisterende data fra borebrønner, topografiske og geologiske kart, kan en foreløpig bedømmelse gjøres, av den sannsynlige utstrekningen for det hydrogeologiske system, en grov bedømmelse av grunnforholdene og den sannsynlige strømningsretning anslås.

Der grunnprofilet består av flere forskjellige lag må det under feltområdet bores ut jordprøver. Prøvene må tas ut på en slik måte at massen ikke forstyrres eller at eventuell olje i massen ikke blåses ut (10). Prøvene undersøkes for å bestemme kornfordeling og beliggenhet av de forskjellige lag i profilet. I uforstyrrede prøver kan porøsiteten bestemmes og borehullene kan benyttes til permeabilitetsmålinger. For å bestemme grunnvannsspeilet og kapasiteten av magasinet er det nødvendig å innføre sandspisser for vannstandsbestemmelser i borehullene. Vannstandsbestemmelsen i sandspissene kan suppleres med nivåavlesninger i eksisterende prøver hvor det er mulig. Det kan også være nødvendig å innføre et perforert rør med diameter på ca 100 mm. Perforeringen skal strekke seg over en viss lengde over og under grunnvannsspeilet. I røret skal det kontrolleres om det flyter olje på grunnvannet ved at det med jevne mellomrom tas vannprøver for analyse. Røret gjør det også mulig å analysere gasser avdampet fra oljen ved bruk av eksplosimeter eller tilsvarende utstyr.

Visse borebrønner kan være egnet til å føre ned avskjerminger og å foreta prøvepumper fra forskjellige lag for derved å kunne kvantifisere grunnens hydrogeologiske egenskaper. Prøvepumper gir mulighet for en enklere bestemmelse av permeabilitet og grunnens lagringskapasitet.

Nøyaktig bestemmelse av strømningshastigheter for oljefasen er i praksis forbundet med store usikkerheter. Faktorer som influerer er bl.a. kapilarkreftenes størrelse, metningsgrad og verdier for permeabilitet. En øvre grense for strømningshastigheter i sub-horisontal retning på grunnvannsspeilet kan imidlertid anslås på grunnlag av feltmålinger utført på uforurenset grunnvann. Med kjennskap til nivået for grunnvannsspeilet og grunnens permeabilitet kan man dra slutninger om strømningshastighet og -retning og kunne forutsi mulige fremtidige forurensninger, eller assistere ved identifisering av kilder for oljeforurensning.

## 7. EKSPERIMENTELLE UNDERSØKELSER

Langtidsforsøk er utført i Delft, Nederland (11) for å finne hvordan oljeprodukter løses ut og tilføres grunnvannet fra en stagnert oljemasse i grunnen. Forsøket startet i 1974 og ble utført i 12 store sandkolonner med støpte vegger 2x2 m i tverrsnitt og dybden under oljekaken var 3 m.

I alle kolonner med unntak av to testkolonner, ble det øverste sandlag forurenset med olje slik man vil få ved et oljeutslipp. Kolonnene var gravd ned i bakken og utsatt for naturlig skiftende værforhold. Nedtrengningshastigheten for regnvannet i grunnmassene var i middel omkring 1 m/år. Anlegget måtte være så stort at uttak av vannprøver for analyse ikke utgjorde mer enn 5 % av vannet i kolonnene.

Det ble funnet at vannkvaliteten endret seg ved strømming gjennom oljekaken. Innholdet av fritt oksygen blir brukt opp. Dette førte til et økt innhold av jern, mangan og uorganisk karbon i vannet. Det ble vist at regnvannet på vei gjennom grunnen løste opp litt av oljen og førte den videre til grunnvannet i en konsentrasjon mellom 1 og 10 ppm, som var noe mindre enn ventet.

Det ble videre vist at hydrokarbonene i oljekaken var utsatt for både aerob og anaerob oksydasjon. Oksydasjonsproduktene var tilstrekkelig løselig i vann til å bringe innholdet av organisk karbon i vannet opp mot 50 ppm avhengig av oljeproduktet og temperaturforhold. Dette organiske karbonet, særlig på grunn av sitt oksygeninnhold, ble senere redusert ved anaerob oksydasjon til 0,5 til 0,1 ppm etter 2 års transporttid gjennom grunnen. I løpet av denne tiden hadde innholdet av uorganisk karbon i vannet økt.

Grunnvannets smak økte etter hvert som det ble forurenset med olje og det så ikke ut til at smaken hadde avtatt etter 3 år da resultatene første gang ble publisert, men forsøkene skulle ytterligere pågå i 3 år til.

I Sverige (12) er det utført feltstudier av dels hvordan fett, fyringsolje og bensin sprer seg i grunnen under vekslende meteorologiske og geologiske forhold og dels hvordan disse produkter sprer seg med grunn-

vannet. Forsøkene ble utført i forskjellig slags avsetninger sand, morene, leire og med innlagringer av sjikt med forskjellig gjennomtrengelighet for olje.

Undersøkelsene viste at olje kan spre seg meget raskt gjennom leire med tørre sprekker. Oljen kunne holdes tilbake i jorden over lengre tid for så senere å oppstå som forurensning. Denne støtvisе spredning var vanskelig å forklare, men skyldtes antagelig meteorologiske forhold. Dette innebar at små utslipp over lang tid kunne være årsak til gjentagne forurensninger. Etter lang tid uten forurensninger kunne plutselig forurensninger oppstå.

Oljestrømmen følger jordens helning mot lavere nivåer. I forsøkene ble det funnet at strømhastigheten for lett fyringsolje kunne komme opp i 1,0-1,6 m/døgn i ren middels grov sand og kraftig grunnvannstrøm, mens vanlig hastighet lå i området 0,1-0,2 m/døgn. Bensinens strømningshastighet var vesentlig lavere, 0,03-0,06 m/døgn.

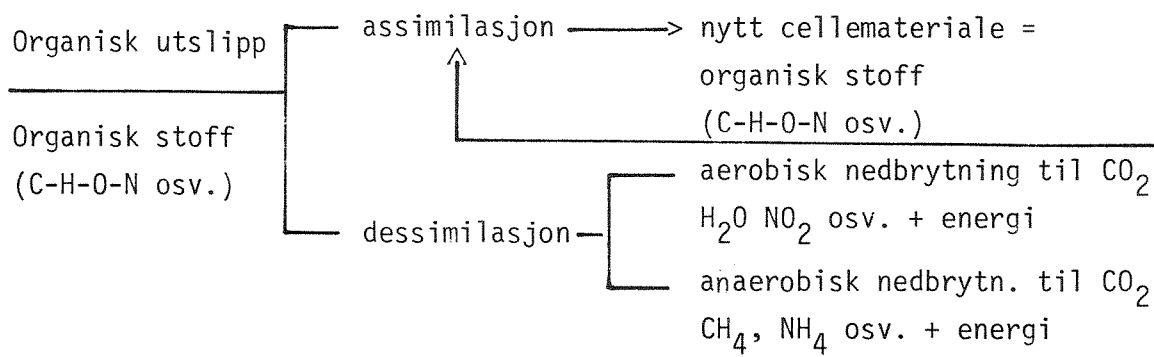
Langtidsforsøk viste at vannets oljeinnhold avtok vesentlig over en avstand på 20 m. Fra metning til 0,7 mg/l for fyringsolje.

Det kan bemerkes at det ved disse forsøkene bare ble sett på oljens bevegelse i en rett linje fra utslippsstedet. I homogen grunn beveger oljen seg i vifteform fra utslippsstedet, mens den i inhomogen grunn kan oppvise et mer komplisert spredningsbilde.

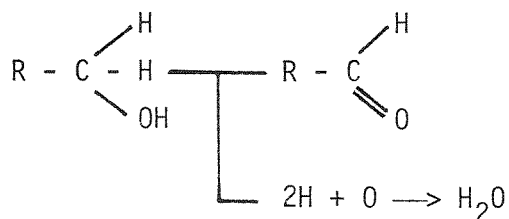
## 8. BIOLOGISK NEDBRYTNING AV OLJEFORURENSNINGER

I den biologiske energisyklus dannes kontinuerlig nye celler av naturlige utgangsstoffer. Med unntak for fotosyntesen blir den nødvendige energi tilført ved forbrenning av organisk materiale.

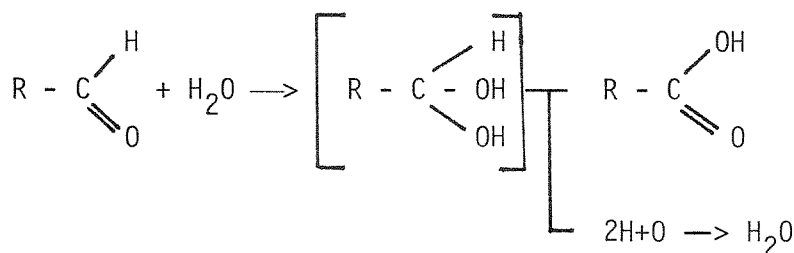
Skjematisk kan dette fremstilles slik:



Med hensyn til naturlig selvrensing er desimilasjon den viktigste fordi organisk stoff forsvinner ut av syklusen ved denne prosess. For desimilasjonen er en grunnmodell blitt utformet som synes å ha universell gyldighet. Det er overføring av hydrogen fra en donor (organisk stoff) og til en abseptor (oksygen):



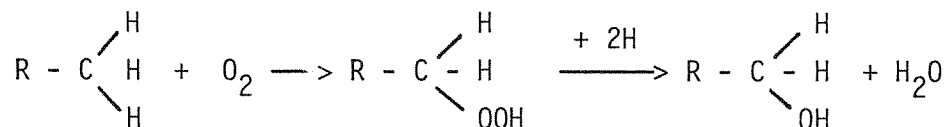
Innlagring av oksygen i forbindelsen skjer ved en etterfølgende dehydrogenering:



Grunnmodellens anvendbarhet for den fullstendige metabolisme i et system avhenger av den individuelle organisme og dens omgivelse. Her skal bare en miljøfaktor betraktes, nemlig fritt oksygen.

I aerobe prosesser tjener molekylært (fritt) oksygen som akseptor for hydrogen og det foregår hurtig og uten hindring. Dersom oksygentilførselen blir mindre enn forbruket, oppstår anaerobe forhold og bundet oksygen må nyttes som akseptor for hydrogen; nitrater, sulfater og karbonater reduseres. Anaerobe prosesser går langsomt og kan være til ulempe for miljøet.

Det første oksydasjonsprodukt som dannes under nedbrytning av hydrokarboner antar man er alkoholer. Det oksygenfrie hydrokarbon tar opp et oksygenatom. Som et unntak fra regelen skjer dette ikke ved en hydrering, men ved en peroksidering.



I følge modellen er det innlysende at fritt oksygen nødvendigvis må være til stede i det første oksydasjonsstadiet. Etter det første oksydasjonssteget vil videre nedbrytning kunne skje både i aerobt og anaerobt miljø i henhold til skjemaet.

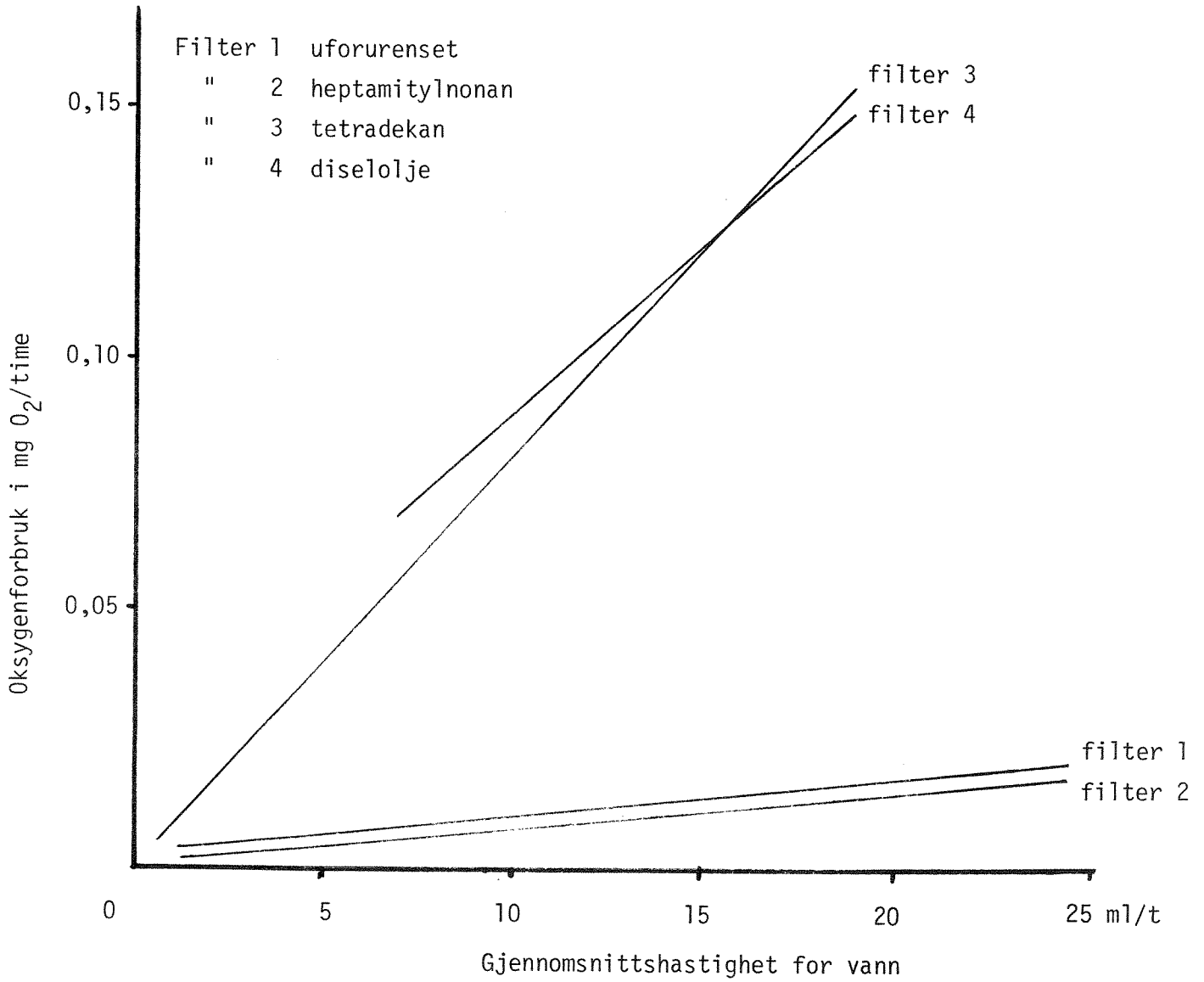


Fig. 3 Biokjemisk oksygenforbruk for hydrokarboner i sand

## 8.1 Mikrobiell nedbrytning av oljeprodukter

Olje og oljeprodukter er naturlige produkter som naturen selv i stor grad har evne til å omsette. I denne omsetningen har mikroorganismene størst betydning. Mikroorganismene har stor tilpasningsevne og formerer seg raskt. Mikroorganismene trenger organisk stoff og mineralstoffer til å bygge opp cellene, og til forbrenningen trengs oksygen. Oljeproduktene inneholder vesentlig organisk karbon og meget lite mineralstoffer og bundet oksygen. Ved oljeutslipp blir grunnen i det vesentlige tilført organisk stoff. Det organiske stoffet i oljeproduktene er lett tilgjengelig for mikroorganismene og omsetningen kommer igang. (Denne første omsetningen er aerob, dvs. at energien fås ved omsetning av det frie oksygenet). Mineralstoffer finnes normalt i jorden og disse stoffene har det vist seg ikke å være mangel på. Under mikroorganismenes virksomhet går mineralstoffene i resirkulasjon. Mineralstoffer fra døde organismeceller utnyttes igjen av nye mikroorganismer til videre nedbrytning av mer organisk stoff. I nærvær av oksygen skjer også en kjemisk og biokjemisk oksydasjon og nedbrytning av store molekyler til mindre som er lettere løselig i vann.

Med unntak av de tungt nedbrytbare hydrokarboner, f.eks. hydrokarboner med forgrenet karbonkjede, er det oksygeninnholdet på stedet som styrer nedbrytingen. På figur 3 er vist det biokjemiske oksygenforbruket i uforurenset filtersand, sand forurenset med heptamitylnonan (forgrenet karbonkjede), sand forurenset med tetradekan (rett karbonkjede) og i det siste filteret er sanden forurenset med dieselolje. Som det fremgår av figuren er det biokjemiske oksygenforbruket for dieselolje forholdsvis høyt. Samme erfaring har vi gjort av undersøkelser utført ved NIVA. For at nedbrytingsreaksjonen skal fortsette må forbrukt oksygen erstattes. Det gjøres ved at oksygenet tilføres gjennom nedbøren eller diffusjon av luft inne i tørre porer.

Den vannløselige del av oljeproduktene er lettest tilgjengelig for mikrobiell nedbrytning. En undersøkelse av nedbrytingshastigheten for 47 vannløselige oljeprodukter er gjort i Sveits (13). Undersøkelsen ble gjort ved en temperatur på 10 °C. Man fant at nedbrytingen først kom i gang etter en forsinkelse på 5-6 dager, men når den først kom i gang gikk den fort og etter 11-12 døgn var alt nedbrutt. Tabell 2 viser hvordan de ulike komponenter ble nedbrutt med tiden. Det ble videre funnet at foruten

TABELL 2. MIKROBIELL NEDBRYTNING AV VANNLØSELIGE FORBINDELSER AV GASSOLJE I GRUNNVANN VED 10°C

Nr.	Forbindelse	Timer	24	48	72	96	120	144	168	192	216	240	264	288
1	METYL BENZEN		81.6	85.2	83.5	80.5	81.4	83.6	49.5	10.6	2.0	0	0	0
2	ETYL BENZEN		52.3	54.3	52.8	50.5	51.3	50.4	47.4	35.9	24.0	14.0	4.1	0
3	1,3-/1,4-DIMETYL BENZEN		185.9	183.0	182.7	178.3	178.8	156.6	0	0	0	0	0	0
4	1,2-DIMETYL BENZEN		141.5	139.3	142.7	141.9	143.7	144.7	139.7	126.6	94.3	59.9	17.9	0
5	ISO-PROPYL BENZEN		9.9	10.6	10.1	9.0	9.2	9.4	8.4	6.7	4.2	2.1	0	0
6	PROPYL BENZEN		22.4	22.5	21.6	20.3	20.4	19.7	18.1	14.1	8.8	4.3	0	0
7	1-ETYL-3-METYL BENZEN		98.5	94.5	92.4	86.6	87.9	84.2	35.1	11.0	1.4	0	0	0
8	1-ETYL-4METYL BENZEN		65.4	64.7	67.2	67.3	63.3	55.6	0	0	0	0	0	0
9	1,3,5-TRIMETYL BENZEN		63.3	62.5	61.7	60.1	60.1	60.0	53.0	33.1	17.0	7.9	1.5	0
10	1-ETYL-2-METYL BENZEN		108.0	106.8	106.4	105.1	105.6	105.5	100.8	90.4	64.9	41.1	11.7	0
11	1,2,4-TRIMETYL BENZEN		293.8	278.5	278.8	276.3	272.5	230.1	0	0	0	0	0	0
12	SEC. BUTYL BENZEN		1.3	1.3	1.1	0.8	0.9	0.8	0	0	0	0	0	0
13	1,2,3-TRIMETYL BENZEN		144.4	144.4	144.4	144.4	144.4	144.4	134.9	109.5	63.9	35.3	6.3	0
14	x		6.8	9.0	8.6	7.8	8.0	7.7	6.0	3.8	1.6	0	0	0
15	INDAN		22.8	26.3	26.3	24.9	25.4	25.7	21.9	16.3	8.1	3.2	0	0
16	1,3-DIETYL BENZEN		6.6	7.0	6.7	6.0	6.1	5.6	4.9	2.9	0	0	0	0
17	x		10.6	11.4	10.9	9.6	9.7	8.3	3.5	0	0	0	0	0
18	BUTYL BENZEN/1,4-DIETYL BENZEN		8.9	8.5	7.7	6.1	5.3	4.5	3.3	0	0	0	0	0
19	1,3-DIEMETYL-5-ETYL BENZ/1,2-DIETYL BENZ.		19.3	19.1	18.4	17.3	17.5	17.4	16.4	13.8	9.9	5.7	2.6	0
20	x		16.9	16.8	16.2	15.0	15.0	14.9	14.3	12.6	8.6	4.5	0	0
21	x		4.2	4.7	4.5	4.1	4.1	4.3	4.1	3.5	1.9	0	0	0
22	1,4-DIMETYL-2-ETYL BENZEN		18.9	19.4	17.9	17.5	16.1	17.3	0	0	0	0	0	0
23	1,3-DIMETYL-4-ETYL BENZEN+x		33.4	32.3	33.3	31.0	32.3	32.2	9.6	8.6	5.9	2.8	0	0
24	1,2-DIMETYL-4-ETYL BENZEN		18.5	18.7	18.1	17.3	17.0	17.2	14.5	8.3	3.7	1.2	0	0
25	1,3-DIMETYL-2-ETYL BENZEN		1.1	1.4	1.4	1.3	1.3	1.4	1.4	1.1	0	0	0	0
26	1,2-DIMETYL-3-ETYL BENZEN		11.4	12.3	12.1	11.0	11.3	11.5	10.6	9.4	6.8	3.9	0.9	0
27	1,2,4,5-TETRAMETYL BENZEN		8.2	8.7	8.2	8.0	7.6	7.7	7.5	6.2	3.2	0	0	0
28	1,2,3,5-TETRAMETYL BENZEN		17.9	17.5	17.2	16.6	16.6	16.5	16.1	8.7	2.4	0	0	0
29	x		2.6	2.9	2.9	2.6	2.6	2.6	1.0	0	0	0	0	0
30	x		10.5	11.3	11.3	11.0	11.2	11.5	10.8	9.5	5.2	1.3	0	0
31	1,2,3,4-TETRAMETYL BENZEN		37.3	38.6	36.5	36.0	35.5	35.4	34.5	28.2	13.9	5.1	0	0
32	1,2,3,4-TETRAHYDRONAFTALEN		7.8	7.9	9.1	8.5	8.8	8.9	7.7	5.8	3.7	0	0	0
33	NAFTALEN		98.4	99.2	99.0	101.2	98.6	97.1	74.2	19.0	0	0	0	0
34	1,3-DIMETYL-5-TERT. BUTYL BENZEN		3.8	4.9	4.4	4.3	3.8	4.3	3.8	2.7	2.1	0	0	0
35	x		3.1	3.7	3.7	3.5	3.5	3.7	2.0	3.2	2.2	1.1	0	0
36	x		5.1	5.1	5.3	5.1	5.3	5.1	4.8	3.4	1.9	0	0	0
37	2-METYLNAFTALEN		70.2	76.9	73.0	70.6	68.6	63.1	29.4	0.7	0	0	0	0
38	1-METYLNAFTALEN		63.3	65.9	65.5	64.2	64.0	61.4	47.7	11.0	0	0	0	0
39	C 2 NAFTALEN		1.0	2.1	2.3	1.7	1.7	1.4	0	0	0	0	0	0
40	C 2 NAFTALEN		4.9	5.9	6.1	5.3	5.4	5.1	2.6	0	0	0	0	0
41	C 2 NAFTALEN		6.3	6.9	6.8	6.3	6.2	5.5	2.2	0	0	0	0	0
42	C 2 NAFTALEN		4.0	5.1	5.3	4.6	4.6	3.7	0	0	0	0	0	0
43	1,4-DIMETYLNAFTALEN		22.8	24.4	24.3	23.4	23.3	23.4	19.8	6.4	0	0	0	0
44	2,3-DIMETYLNAFTALEN		20.2	23.2	23.0	22.1	22.3	22.4	17.6	2.1	0	0	0	0
45	C 2 NAFTALEN		8.5	9.9	9.5	9.4	9.3	4.3	7.8	1.3	0	0	0	0
46	C 2 NAFTALEN		7.0	7.9	7.6	6.1	5.1	4.4	2.4	0	0	0	0	0
47	C 3 NAFTALEN		1.0	2.0	2.1	1.8	1.8	1.8	1.2	0	0	0	0	0
	Total Ni/l Grunnvann		1661.	1662.	1650.	1602.	1793.	1701.	990.5	626.4	361.6	193.4	45.0	0
	Total µg/l		1663.	1673.	1662.	1619.	1611.	1528.	890.0	562.8	324.9	173.8	40.4	0



oksygen er nitrogen en minimumsfaktor for nedbryting av organisk stoff. Man fant at for hvert mg organisk stoff trengtes 0,17 mg nitrogen.

I California skjedde et større utslipp av bensin (mellom 378 og 946 m<sup>3</sup>) i 1968 og grunnvannet ble forurenset (14). Utover 1970 fant man meget høye bakterietall i grunnvannet og det luktet bensin, men i midten av 1971 hadde bakterietallet sunket og det luktet ikke lenger bensin av vannet. Dette viste mikroorganismenes betydning for nedbryting av olje-produkter i grunnen.

## 8.2 Anaerob nedbryting

Når fritt oksygen er brukt opp, nytter bakteriene bundet oksygen. Høyere oksydasjonstrinn av metallioner reduseres. Det er særlig jern- og manganoksyder som reduseres til toverdige for derved å bli lett løselig i vann. Nitrat reduseres til ammonium via nitritt som mellomprodukt. Sulfat reduseres til sulfid. Under anaerobe forhold går nedbrytingen av olje-produkter langsomt og når det ikke lenger er mer bundet oksygen tilgjengelig stopper nedbrytingen helt opp og oljen vil forbli i grunnen uomsatt.

Vann fra et anaerobt område har høyt innhold av jern og mangan og kan lukte råttent på grunn av sulfidinnholdet.

### 8.3 Virkning av oljeforurensning på høyere vegetasjon

Da mineralolje har skadelig virkning på grønne planter blir den brukt som herbisid. I USA brukes hvert år millioner av liter oljeherbisider til bekjempelse av ugress i kanalskråninger, veikanter og fruktplantasjer. Inntil 1932 ble det bare brukt diesel- eller råolje, senere er spesielle herbisidoljer blitt brukt. Ved forskriftsmessig bruk skal nytteplanter ikke bli skadet. Foruten i fruktplantasjer blir olje også brukt under gulrot dyrking ved selektiv besprøyting av langsomt spirende utløpere fordi oljer er tungt løselig i vann og derfor langsomt trenger ned i jorden med nedbøren. Oljebesprøyting brukes fortsatt som ugressmiddel i f.eks. Nederland og Tyskland.

I den tyske liste over plantebekjempningsmidler av 1960 står fortsatt oppført to oljeherbisider for bruk i gulrot-, persille- og selleri dyrking. I distrikter i Tyskland hvor det har vært dyrket mye gulrøtter har det år om annet vært bruk betydelige mengder olje uten at det har skapt problemer.

I Nederland er fire oljeherbisider anerkjent og brukes bl.a. i mengder på 300-700 l pr. hektar for å hindre vekst på kulturlandskap til landbruks- eller gartnerformål som midlertidig skal ligge brakk. Etter virkningen er så kort at området kan beplantes på nytt etter en uke. Olje brukes også i blomsterløkproduksjonen til ugressbekjempning under spiringen. Det sprøytes fra 600 til 1000 liter pr. hektar uten at svakt spirende planter tar skade.

I høyere konsentrasjoner virker imidlertid oljeprodukter skadelig eller hemmende på alle planteslag. Fra gartnerier har man eksempler på at blomster som er blitt vannet med oljeforurenset vann enten har visnet eller er blitt hemmet i vekst eller blomstring. Man antar at oljen danner en tynn film rundt jordpartiklene og virker som en slags isolasjon mellom jord og røtter og hindrer dermed opptak av vann og næringsstoffer. I tillegg kan oljen trenge inn i planter og lagre seg inne i cellemellomrommene.

Store trær kan visne og dø av oljeforurensninger. En massiv gjennomtrengning av bensin i jorden ved Wesel førte til at skogstrær døde. Et utslipp av kerosin i en bekk førte til at frukttrærne langs bekken døde.

En oljeforurensning vil generelt redusere vekst av høyere vegetasjon (15) mens oljeforurensning i meget små mengder endog kan stimulere vekst (15). Vekstreduksjonen vil i alle tilfeller være tidsbegrenset. For oljeforurensningers innflytelse på vegetasjon skilles mellom akutt giftighet som skyldes vekstreduksjon på grunn av total eller partsiell destruksjon av vegetasjonen og kronisk giftighet som skyldes vekstreduksjon på grunn av hel eller delvis forstyrrelse av blomstring, fruktmodning etc.

I samspillet mellom oljeprodukter, vegetasjon og jordsmonn er det utvilsomt en serie av enkeltprosesser som er bestemt av produktets fysikalsk-kjemiske egenskaper, om det er gass, væske eller fast stoff, kjemisk sammensetning og geokjemisk opprinnelse. De metoder som må brukes for å studere oljeproduktenes innflytelse på vegetasjonen er arbeidskrevende. Hvert enkelt stoff må studeres for seg på en isolert fysiologisk prosess for å eliminere de innbyrdes molekylære kreftene man har i et oljeprodukt samtidig som det fysiologiske samspillet mellom dem må studeres for samme plante.

Det er gjort undersøkelser av spireevnen for forskjellige slags frø (17) etter større eller mindre kontakt med hydrokarboner og det ble funnet at hos noen slag ble spireevnen hemmet og hos andre ikke. Størst hemning fant man hos frø som krever høyt oksygentrykk så som mais og solsikkefrø.

For mais fant man at kontakt med hydrokarboner ikke hadde innflytelse på vannopptaket, men mobilisering av størrelsesreservene ble betydelig redusert. Syntesen av amylase og peroksydase ble inhibert. Den oksydative respirasjon ble vesentlig redusert. Disse fenomener opptrådte med normale alkaner fra nr. C8 til nr. C16, med rene isoalkane og med oljeprodukter som kerosen, gass-oljer, tungoljer etc.

Frø av ris kan spire anaerobt og tåler godt hydrokarboner. Det samme er i varierende grad også tilfelle for frø av gulrøtter, salat, kløver og lucern.

Selv om frø ikke er istand til å spire i nærvær av oljeprodukter kan man dermed ikke trekke den slutning at selve planten er ømfindtlig overfor

oljeforurensning, eller omvendt: om frøene tåler oljeforurensning behøver ikke plantene å gjøre det. Som eksempel kan tas mais og ris. Maisfrøene får vesentlig redusert spireevne, mens plantene tåler store oljeforurensninger. Omvendt er det med ris. Spireevnen for frøene reduseres meget lite av oljeforurensninger, mens plantene ikke tåler slik forurensning. Slike forhold er viktig å være oppmerksom på når oljeforurenset jord skal rehabiliteres. Mens frøene ofte må gis mulighet til å spire uten oljeforurensning, kan plantene vokse i oljeforurenset grunn og være med å bryte ned forurensningene. For noen planteslag er imidlertid både frøene istand til å spire og plantene å vokse i nærvær av oljeforurensninger.

Når dyrket mark forurenset med hydrokarboner forstyrres karbon/nitrogenforholdet i retning av karbon. Dette forholdet er særlig viktig for mikroorganismene; for planten mener man at reduksjonen i vannopptaket har større betydning.

Fra Canada er det beskrevet et tilfelle av oljeforurensning av dyrket mark (18). En nedgravd oljeledning sprang lekk og et område på 16 ha ble forurenset. Uhellet skjedde om vinteren da marken var frosset og dekket med snø. Omkring 2500 m<sup>3</sup> olje rant ut og omkring 1600 m<sup>3</sup> ble tatt opp fra grøfter, noe fordampet og noe fjernet sammen med snø. Jorden i det forurensete området hadde meget varierende oljeinnhold. Maksimum var 13 % som man antok var metning.

Første året etter uhellet fikk man ingen vekst der jorden hadde mer enn 1 % olje. Andre året fant man avtakende vekst med økende oljeinnhold i jorden og ingen vekst der oljeinnholdet var over 3 %. Jorden ble godt gjødslet særlig med nitrogen. Det ble påvist en nitrogensvikt i jorden, men ikke stor nok til å forklare svikten i veksten. Fjerde året etter uhellet lå det forurensete området brakt og ble sterkt gjødslet. Femte året etter uhellet ble området dyrket og da var veksten normal.

Vi kjenner også til utslipp av olje og virkning på mark fra vårt land. En bensinstasjon i Gjerdal kommune i Øst-Agder hadde forurenset et udyrket område. Da vi kom til stedet, 2 år etter utslippet, kunne man av planteveksten ikke se at området hadde vært oljeforurenset. Prøver av jorden i overflaten viste bare spor av olje. Noen større undersøkelse ble ikke foretatt.

## 9. SANERING AV OLJEFORURENSET MASSE

Olje som slippes ut i naturen vil nedbrytes og forsvinne på naturlig måte men det kan ofte ta meget lang tid (19). I følsomme områder er det viktig at også forurenset masse fjernes etter at så mye som mulig av oljen er pumpet opp (20). All masse med et oljeinnhold på over 2-3 % bør graves opp og fjernes. Når et oljeutslipp har skjedd vil det være nødvendig å beregne hvor mye masse som må fjernes. En slik beregning vil være desto lettere jo mer homogen massen er. Ved et trafikkuhell vil man alltid kunne ha oversikt over hvor store oljemengder som har trengt ned i grunnen.

Den forurensede masse transporteres til en deponeringsplass hvor den først pulveriseres og homogeniseres og iblandes nitratgjødsel. Massen spres deretter utover deponeringsplassen i en tykkelse av mindre enn 20 cm. På grunn av bakterievirksomheten i det oljeholdige jordlaget vil temperaturen stige og hydrokarbonene brytes ned på mindre enn 6 måneder (21). Etter den tid er det ikke mulig å påvise spor av olje.

Under biologisk nedbryting har nitrogen vist seg å være en minimumsfaktor og dessuten er nitrat en oksygenkilde ved anaerob nedbryting. Når hydrokarbonene nedbrytes dannes karbondioksid, som kan forårsake en forsurening, og bakterievirksomheten avtar. Ved tilsetning av kalk ( $\text{CaCO}_3$ ) til den forurensede massen bindes karbondioksyd og forsurening unngås.

Det har også vært gjort forsøk med å bruke oljeforurenset masse direkte som utjevningssmasse i landbruket og la mikroorganismene besørge nedbrytingen (22). God og homogen blanding av massene er da av stor betydning.

I England (23) ble det i 1974 innledet et program for å undersøke virkningen og betydningen av å deponere problemavfall på fyllplasser. I dette programmet inngikk en rekke fyllplasser for deponering av forurenset mineralolje og oljeholdig avfall av forskjellig slag. I tillegg ble det utført laboratorieforsøk for nærmere forståelse av hvordan oljeprodukter brytes ned og hvordan de ellers oppfører seg under naturlige forhold på en fyllplass.

Det ble funnet både eksperimentelt og ved undersøkelser på eksisterende fyllplasser at hovedårsaken til at oljen ble holdt tilbake i fyllmassen var adsorbsjonsprosesser. Oljeholdig avfall som ble dumpet i laguner kunne tilbakelegge betydelige avstander gjennom grunnen, men det gjaldt når det ble dumpet mer olje enn hva som kunne holdes tilbake av underliggende avfall eller grunn. Når oljeholdig avfall skal deponeres sammen med annet avfall må det være balanse mellom mengde oljeavfall og mengde annet avfall. Det er bare når oljemengden blir for stor at olje kan trenge ned i grunnen og forurense grunnvannet.

## 10. OLJEPRODUKTER LØST I VANN

Olje som har sivet ned i grunnen er utsatt for vannets oppløsende evne. Når regn faller over et oljeforurensset område og trenger ned i bakken, vil det få intim kontakt med den ubevegelige oljekonsentrasjon i grunnen. Ved variasjoner i grunnvannsnivået, vil det også oppstå intim kontakt mellom olje og vann. I begge tilfeller løses noe av oljen seg i vannet. Løseligheten av oljekomponentene vil avhenge av oljetypen. Lette komponenter er mer løselig i vann enn tyngre. De er også mere flyktige og lettere utsatt for mikrobiell nedbryting. Vann forurensset med slike produkter lar seg ofte rense ved en enkel luftning og nedbryting i biologiske filtre. Tyngre komponenter i oljen er meget tungt løselig i vann slik at de ofte har liten eller ingen virkning på vannet. Det er produkter med mellomstore molekylvekter og som finnes i lette fyringsoljer, dieselolje og råolje, som er det største trussel mot vannforurensning. Oppløste oljeprodukter påvirker først og fremst vannets lukt og smak.

Forsøk har vist at ved den intime kontakt som oppstår mellom vann og olje, blir vannet mettet med olje nesten momentant. Det første vannet som passerer det oljeforurensede laget har høyeste oljeinnhold. Etterhvert som mer vann passerer løses det ut mindre og mindre olje slik at konsentrasjonen i vannet avtar omtrent eksponensielt.

Eksempler på at oppløst olje i vannet avtar med tiden har man også her i landet. I Gjerstad kommune i Aust-Agder ble grunnvannet i løsmasser forurensset og i tre brønner fikk vannet oljesmak. To år etter utslippet ble vannet i brønnene analysert. Det ble da bare påvist spor av olje i brønnen nærmest utslippet (ca. 100 m), tydeligere spor i vannet i brønnen lenger fra utslippet (ca 300 m) og mest olje i vannet i brønnen lengst fra utslippet (ca 500 m). Det var tydelig at det oljeforurensede vannet var på vei ut av området sammen med grunnvannet. Det ble ikke tatt flere analyser for å fastslå hvor lang tid det ville ta for oljeforurensningene helt hadde forlatt området.

## 11. ANALYSEMETODER FOR OPPLØSTE OLJEPRODUKTER I VANN

Det er utarbeidet norsk standard (24) for bestemmelse av olje og fett i vann. Standarden er i overensstemmelse med skandinavisk standard. Standarden er imidlertid grov og er ikke egnet for bestemmelse av olje i drikkevann, idet olje setter smak på vannet i langt lavere konsentrasjon enn det er mulig å analysere etter standarden.

Øvre grense for oljeinnhold i drikkevann ligger i området 0,3 til 0,01 mg/l. For å kunne analysere så små oljemengder trengs bedre analysemetoder enn beskrevet i Norsk Standard. En meget nøyaktig metode for bestemmelse av olje i vann er den såkalte Grobs metode (25). Metoden går ut på at oljen i vannet drives ut med  $N_2$ -gass ("stripping") og oppfanges ved adsorpsjon til aktivt kull. Nitrogengassen pumpes i resirkulasjon fra vannprøven gjennom aktivt kull og tilbake til vannprøven. Resirkulasjonstiden er avhengig av flyktigheten for de oljeprodukter som skal analyseres. Oljeproduktene i kullet overføres til et organisk løsningsmiddel og bestemmes ved gasskromatografi. Metoden er meget nøyaktig. Oljekomponenter kan bestemmes i langt lavere konsentrasjoner enn hva som kan påvises ved lukt og smak. Foruten å kunne bestemme oljeinnhold i meget lave konsentrasjoner kan også en forurensning til en viss grad identifiseres. Det vil si at om man har mistanke til at et bestemt oljeutslipp har forurenset vannet, kan man ved å sammenlikne gasskromatogrammet for vannanalysen med et tilsvarende gasskromatogram av et vannuttrekk av oljen si om vannforurensningen stammer fra det bestemte utslippet.

Grobs metode er forøvrig modifisert (26) slik at oljeforurensningen fra vannet kan tas direkte opp i et organisk løsningsmiddel ved ekstraksjon uten resirkulerende nitrogengass. Dette gjør metoden noe enklere, men noe mindre følsom.

Hydrokarboner kan finnes i naturen uten at de skyldes forurensning. Når analysemetodene er meget følsomme kan det i mange tilfeller være vanskelig å avgjøre hva som skyldes forurensning og hva som ikke gjør det. En større undersøkelse er gjort i Japan (27). Hydrogenkarboninnholdet i vannprøver fra et forurenset område i Tokyo-distriktet ble sammenliknet med



hydrogenkarboner i prøver fra et uforurenset område.

Det ble funnet at hovedmengden av hydrogenkarbonene fra det forurensete området besto av en blanding av alkaner med like og ulike C-atomer, mens hydrokarbonene fra det uforurensete området bare besto av alkaner med ulike C-atomer. Videre ble det funnet komplekse blandinger av hydrokarboner i prøvene fra det forurensete området. Det ble søkt å finne indikasjoner på forurensning ved å sammenlikne innholdet av total organisk karbon med hydrokarbonenes konstellasjon i vannprøvene.

## 12. FJERNING AV FLYKTIGE HYDROKARBONER VED LUFTING

Utslipp av flyktige hydrokarboner som bensin og mange løsningsmidler damper for en stor del av på overflaten, men etterhvert som de synker ned i grunnen avtar avdampningen. Slike produkter kan fjernes ved å blåse luft ned i grunnen. Ved luftingen tilføres også oksygen som er viktig for den biokjemiske nedbrytingen. Flyktige hydrokarboner kan også fjernes effektivt fra vann ved lufting. Om vannet inneholder en blanding av flere forbindelser og bare den ene er egnet for fjerning ved lufting, vil også innholdet av de andre forbindelser reduseres ved luftingen.

En blanding av løsningsmidler ble luftet for å fjerne tetrakloretylen (28) og det viste seg at også andre løsningsmidler ble fjernet som vist i tabell 3. Luften ble tilført gjennom diffusor med 10 minutters kontakttid og et luft/vannforhold på 4:1 i en dybde av 0,8 m.

Flyktige hydrokarboner i grunnvann vil det også være mulig å fjerne ved lufting, når luften blåses inn under grunnvannspeilet.

Tabell 3. Virkning av lufting for å fjerne løsningsmidler fra grunnvann

Forbindelse	Middelkonsentrasjon µg/l		% fjerning
	Før lufting	Etter lufting	
1,3 dikloretylen	122	4	97
1,1,1-triklormetan	237	23	90
Tetrakloretylen	94	9	90
cis-1,2-diklor- metylen	0,5	< 0,1	> 80
1,1-diklormetan	6	1	83
1,2-diklormetan	1,5	0,8	42

### 13. BESKYTTELSE AV BOREBRØNNER MOT OLJEFORURENSNINGER

Oljeforurensninger som har trengt ned til grunnvannet beveger seg med grunnvannstrømmen i den kapilære sone. Vannløselige komponenter i oljen forurenses stort sett bare de øverste lag av grunnvannet i overflaten og sprer seg langsomt nedover i vannmassene. Ved større fluktasjoner av grunnvannspeilet vil forurensningene spre seg hurtigere mot dybden. Jo dypere en borebrønn er ført under grunnvannspeilet desto mer beskyttet vil brønnen være mot forurenset vann.

Når det pumpes vann fra en borebrønn senkes grunnvannspeilet. Ved kraftig pumping kan grunnvannspeilet senkes så meget at mulig forurenset vann pumpes opp. For borebrønner i truede områder bør det foreligge oversikt over hvor dypt under grunnvannspeilet vannet tas og hvor store variasjoner man har i grunnvannspeilet ved normal pumping.

En senking av grunnvannspeilet vil dirigere grunnvannstrømmen mot det senkede området hvor eventuell olje og forurenset vann kan samles. Oljen pumpes opp fra toppen av grunnvannet og dyser kan føres ned i grunnvannet for å luften ut flyktige forbindelser. Tilførsel av oksygen er viktig for å få igang biokjemisk aktivitet.

Grunnvann er ofte oksygenfritt og med høyt innhold av jern og mangan. En teknikk er utviklet med sikte på å pumpe oksygenholdig vann ned i grunnen rundt borehullet. Jern og mangan blir dermed oksydert og man får jern- og manganfritt vann opp av borehullet (29). En slik teknikk kan også brukes for å beskytte en borebrønn mot oljeforurensninger.

Grunnvannet som pumpes opp, luftes og tilsettes eventuelt næringsalter (f.eks. nitrater) og pumpes ned igjen godt under grunnvannspeilet. Dersom oljeforurenset vann passerer vil den biokjemiske aktivitet som settes i gang hindre at det forurensete vannet når ned til vanninntaket i borebrønnen.

#### 14. LITTERATUR

- (1) Dietz, D.N.: Pollution of permeable strata by oil components. Proc. of Seminar on water pollution by oil Avinon Scotland, May 4-8 1970, Inst. of Petr. 61, New Cavendish St., London 1971.
- (2) Arbeitskreis "Wasser und Mineralöl". Beurteilung und Behandlung von Mineralölunfällen auf dem Lande im Hinblick auf Gewässerschutz. Bundesministerium Bonn, 2 Anlage, Dezember 1970.
- (3) Blokker, P.C.: Migration of oil in soil. Stichting Concawe, The Hague, November 1970.
- (4) Schwille, F.: Die migration von Mineralöl in porösen Medien. G.W.F.112 306-311, 331-339, 465-472 (1971).
- (5) Mull, R.: Calculations and experimental investigation of the migration of oil products in natural soils. International symposium on ground water pollution by oil hydrocarbons. Prague, 5.-9. juni 1978.
- (6) Mazac, O. and Lada, I.: The application of vertical electrical sounding in treating the problems on groundwater contamination by petroleum hydrocarbon. International symposium on ground water pollution by oil hydrocarbons. Prague 5.-9. June 1978.
- (7) Duffy, J.J.; Peake, E. and Mohtadi, M.F.: Oil spills on land as potential sources of groundwater contamination. Environment International 3, 2. S. 105 (1980).
- (8) Dietz, D.N.: Pollution of permeable strata by oil components. Water Pollution by Oil Inst. Petrol., London 1971.
- (9) Burnham, A.K., Calder, G.V., Fritz, J.S., Junk, G.A., Svec, H.J. and Vinek, R.: Trace organics in water: Their isolation and identification. J.A.W.W.A., 722-725 (1973).
- (10) Harper, T.R.: Investigation, prediction and control of the contamination of groundwater by oil. Petroleum Review, Aug. 1976, s. 484.

- (11) Dietz, D.N.: Large scale experiments on groundwater pollution by oil spills - interim results. International symposium on ground water pollution by oil hydrocarbons Prague, 5.-9. June 1978.
- (12) Sellberg, B.: The rate of spread of petroleum products. International Symposium on groundwater pollution by oil hydrocarbons Prague, 5.-9. June 1978 (Petroleumprodukters spredning i jordlager. Stockholms universitet (Kvartärgeologiska institutionen 1972).
- (13) Kappeler, Th. og Wuhrmann, K.: Microbial degradation of the water-soluble fraction of gas oil - II, Bioassays with pure strains. Water Research 12, 335-342 (1982).
- (14) McKee, J.E., Finley, L.B. and Hertel, R.H.: Gasoline in groundwater. Jour. WPCF, 44, 2, 293-302 (1973).
- (15) Plise, M.J.: Some effects of crude petroleum on soil fertility. Proc. Soil. Sci. Soc. Amer. 13, 413-16 (1948).
- (16) Carr, R.H.: Vegetative growth in soils containing crud petroleum. Soil. Sci. 8 67-68 (1919).
- (17) Gudin, C.: Interaction between oilvegetation and soil. International Symposium on Ground Water Pollution by Oil Hydrocarbons. Prague, 5.-6. June 1978.
- (18) de Jong, E.: The effect of a crude oil spill on cereals. Environmental Pollution (Series A) 22, 187-196, (1980).
- (19) Duffy, J.J., Peake, E. and Mohardi, M.F.: Oil spills on land as potential sources of groundwater contamination. Environ Int. 3, 2, 107-120 (1980).
- (20) Vanlooche, R., De Borger, R., Voets, J.R., Verstraete, W.: Soil and groundwater contamination by oil spills. Problems and remedies. Int. J. environ Stud. 8, 2, 99-111 (1975).

- (21) Sidenvall, J.: Safeguarding Uppsala from oil pollution (s. 328). Groundwater Pollution in Europe Water Information Center. Inc. Port Washington, New York 1974.
- (22) Wahbeh, N.: Disposal of oily waste from oil spills by land farming. ASTM Spec. Tech. Publ. 703. Disposal of oil and debris resulting from a Spill Cleanup Oper. Symp., Denver, Colo. Nov. 6-7 1978.
- (23) Mather, J.D., Day, J.B.W.: The movement of oils from landfills and its effect on ground water quality. International Symposium on Ground Water Pollution by Oil Hydrocarbons, Prague 5.-9. June 1978.
- (24) Norsk Standard NS 4752 og NS 4753: Vannanalyse - Bestemmelse av olje og fett.
- (25) Olufsen, B. og Bjørseth, A.: Stripping av flyktige, organiske forbindelser i vann. SI-rapport 720205-9, januar 1977.
- (26) Dowty, B.J., Green, L.E. and Laseter, J.L.: Automated Gas Chromatographic Procedure to Analyze Volatile Organics in Water and Biological Fluids. Anal. Chem. 48 946-949 (1976).
- (27) Matsumoto, G.: Comparativ study on organic constitutes in polluted and unpolluted - IV. Water Res. 16, 1521-1524 (1982).
- (28) Roberts, P.V., Reinhard, M. and Valocchi, A.J.: Movement of organic contaminants in groundwater: implications for water supply. J. A.W.W.A. 74, 8, 408 (1982).
- (29) Martinell, R.: Controlled water treatment in the soil - in situ removal of iron and manganese according to the vyredox method. International Water Supply Congress - Paris Sept. 1979.