

NEDBRYDELIGHED AF
MILJØFREMMEDE
ORGANISKE STOFFER

UDREDNINGSRAPPORT U1 OKTOBER 1987
LOSSEPLADSPROJEKTET

OM LOSSEPLADSPROJEKTET

I Danmark findes mere end 3000 gamle kemikalieaffaldsdepoter og lossepladser, hvoraf mange udgør en trussel mod grundvandet og dermed også landets vandforsyning og ferske vande. Det offentlige bruger i disse år flere hundrede millioner kroner på at kortlægge og rydde op efter tidligere årtiers uhensigtsmæssige måde at bortskaffe affald.

Forsknings- og udviklingsprogrammet "Retablering af grundvand forurenet af perkolat fra gamle lossepladser", oftest omtalt som LOSSEPLADSPROJEKTET har til formål at dokumentere og udvikle metoder til kortlægning, vurdering og afværgning af grundvandsforurening ved gamle lossepladser. Programmet omfatter 3 delprogrammer:

o Et forskningsprogram, PILOTLOSSEPLADSPROJEKTET, med fokus på en konkret losseplads omfattende 32 enkeltprojekter og 4 integrationsprojekter inden for de fire områder: hydrogeologi, forureningskemi, matematiske modeller og afværgeteknik.

o Et udviklingsprogram, AFVÆRGE-UDVIKLINGSPROJEKTER, omfattende udviklingsprojekter på en række konkrete lossepladser, hvor der allerede i medfør af Depotloven er igangsat afværgning. Udviklingsprojekterne har især til formål at undersøge og demonstrere alternative afværgeteknikker.

o Et informationsprogram, ERFARINGSUDVEKSLINGSPROJEKTET, der via informationsbreve, møder, kurser, ekskursioner og udredningsrapporter søger at fremme informationsudvekslingen mellem forskere, rådgivere og administratorer således at de indhøstede erfaringer udnyttes bedst muligt.

LOSSEPLADSPROJEKTET omfatter, vedrørende forskningsprogrammet, 8 danske institutioner:

- o Laboratoriet for teknisk Hygiejne, Danmarks Tekniske Højskole.
- o Institut for Strømningsmekanik og Vandbygning, Danmarks Tekniske Højskole.
- o Institut for Teknisk Geologi, Danmarks Tekniske Højskole.
- o Afdelingen for Generel Mikrobiologi, Københavns Universitet.
- o Dansk Hydraulisk Institut, ATV.
- o Vandkvalitetsinstituttet, ATV.
- o Danmarks Geotekniske Institut, ATV.
- o Danmarks Geologiske Undersøgelse.

I afværgeudviklingsprojekterne og i erfaringsudvekslingsprojektet medvirker endvidere rådgivende firmaer og andre offentlige institutter.

LOSSEPLADSPROJEKTET er påbegyndt i 1987 og finansieres af offentlige midler (Miljøstyrelsen, Momsfonden og EF).

Til styring af lossepladsprojektet er oprettet et sekretariat på Laboratoriet for Teknisk Hygiejne, Bygning 115, Danmarks Tekniske Højskole, DK-2800 Lyngby.

Rapporter udgivet i forbindelse med LOSSEPLADSPROJEKTET kan så længe lager haves købes hos Statens Informationstjeneste, Postboks 1103, 1009 København K. Tlf.: 01 929228.

Resultater, konklusioner og synspunkter publiceret i denne rapportserie er udelukkende de angivne forfatters ansvar og er ikke udtryk for de bevilligende instansers holdning. Ligeledes er angivelse af produkt- og firmanavne ikke udtryk for en anbefaling fra de bevilligende instanser.

STATENS INFORMATIONSTJENESTE

STATENS INFORMATIONSTJENESTE

STATENS INFORMATIONSTJENESTE

Svend Kaare Jensen, Cowiconsult

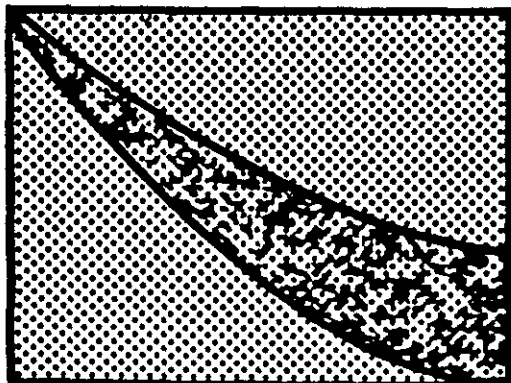
Margot Nielsen, Cowiconsult

Hans Riber, Cowiconsult

Jørgen Skaarup, Lossepladsprojektet

Udført i et samarbejde mellem Københavns Amtskommune,
Cowiconsult og Lossepladsprojektet.

MILJØSTYRELSEN
BIBLIOTEKET
STRANDGADE 29
1401 KØBENHAVN K



NEDBRYDELIGHED AF
MILJØFREMMEDE
ORGANISKE STOFFER

UDREDNINGSRAPPORT U1 OKTOBER 1987
LOSSEPLADSPROJEKTET

FORORD

Cowiconsult udførte i efteråret 1986 for Københavns Amtskommune et litteraturstudium vedrørende muligheder for biologisk oprensning af industrigrunden, Mørkhøj Bygade 30, Gladsaxe. Dette arbejde blev afrapporteret i december 1986, som fase 3 af den samlede miljøundersøgelse af Mørkhøj Bygade 30.

Litteraturreporten indeholdt blandt andet en række generelle afsnit om udvalgte stofgruppers biologiske nedbrydelighed og hæmning af nedbrydningen p.gr.a. høje stofkoncentrationer. Da Lossepladsprojektet samtidig har haft planer om en generel udredningsrapport om stoffers nedbrydelighed i jord og grundvand, var det oplagt at tage udgangspunkt i ovennævnte rapport. Både Københavns Amtskommune og Cowiconsult har vist velvillighed over for idéen, og nærværende udredningsrapport er resultatet af en udbygning og opdatering af de væsentligste afsnit i Cowiconsults rapport til Københavns Amtskommune.

Udredningsrapporten omfatter litteratur indsamlet frem til april 1987 omfattende biologisk nedbrydning af de væsentligste grupper af miljøfremmede organiske stoffer. Specifikke jordbrugskemikalier, f.eks. pesticider, er ikke medtaget i udredningen. Litteraturindsamlingen har fokuseret på biologisk nedbrydning i jord og grundvand; men har ikke omfattet forhold i rodzonen, idet de indsamlede oplysninger primært forventes anvendt i forbindelse med forurening af industrigrunde og ved affaldsdepoter.

Udarbejdelsen af udredningsrapporten har været styret af en redaktionskomité bestående af cand. tech. soc. Peter Rank, Københavns Amtskommune, civ.ing. Erik Hansen, Cowiconsult og civ.ing. Jørgen Skaarup, Lossepladsprojektet.

Udredningsrapporten har været kritisk gennemlæst og kommenteret af civ.ing., lic.scient. Hans Løkke, Lab. for Økologi og Miljølære, DTH og cand. scient. Bjørn Jensen, Lab. for teknisk Hygiejne, DTH.

Forfattere, redaktionskomité samt kritikere takkes for deres værdifulde bidrag.

DTH, Lyngby, oktober 1987

Thomas H. Christensen

SAMMENFATNING

I denne rapport er foretaget en litteraturgennemgang af nedbrydeligheden af en række miljøfremmede stoffer. Gennemgangen af litteraturen viser at omkring nedbrydeligheden af de undersøgte miljøfremmede stoffer kan konkluderes:

- o Langt den overvejende del af de undersøgte organiske forbindelser har vist sig letnedbrydelige under aerobe betingelser. Stigende molvægt og stigende chloreringsgrad synes hver især at nedsætte bionedbrydeligheden.
- o Under anaerobe forhold er den overvejende del af stofferne sværtnedbrydelige. Oxygenholdige organiske stoffer synes at have lidt højere anaerob bionedbrydelighed end oxygenfri stoffer. Enkelte stoffer må udfra de tilgængelige data betragtes som persistente under anaerobe betingelser. Det drejer sig om PAH og chlorbenzener.

I denne rapport er først og fremmest fokuseret på biologisk nedbrydning. Der er dog i mange forsøg ikke skelnet skarpt mellem biologisk nedbrydning og ikke biologisk (abiotisk) nedbrydning. I enkelte tilfælde refereres også abiotiske forsøg til sammenligning med biologisk nedbrydning.

Nedbrydeligheden af de gennemgåede organiske forbindelser er sammenfattet i tabel 1. Tabellen skal kun opfattes som en meget grov karakteristik af de enkelte stoffers nedbrydelighed. Således er mange af forsøgene udført ved 20-25 °C som er væsentligt højere end normal dansk grundvandstemperatur på 8-10 °C. Som det ses, kan der registreres yderst varierende nedbrydningsforhold for de forskellige stoffer. Stofferne nedbrydeligheder er vurderet når stoffet findes alene. Tilstedeværelsen af andre stoffer kan ændre nedbrydeligheden.

I tabel 1 er ligeledes angivet ved hvilke koncentrationer af stoffet, der er konstateret hæmning af mikrobiel aktivitet. Disse resultater er et sammendrag af tabel 1.4 i introduktionsafsnittet.

Tabel 1 Nedbrydelighed af organiske forbindelser.
Biodegradability of organic compounds.

	<u>Aerob</u> nedbrydelighed			<u>Anaerob</u> nedbrydelighed			Hæmning af nedbrydning mg/l*
	Let	Middel	Svært	Let	Middel	Svært	
Alifatiske hydrocarboner	+			+			-
Benzen	+			+			92
Toluen	+			+			29-200
o-Xylen	+			+			-
m-Xylen	+			+			-
p-xylen	+			+			-
Phenol	+			+			64-2000
o-Cresol	+			+	+		33-60
m-Cresol	+			+			11,4-600
p-Cresol	+			+			16,5-1000
Naphthalen	+			+			5,8-11
Phenanthren	+	+		+			8,8
Pyren		+	+	+			10
Benz(a)pyren			+	+			0,06
Dichlormethan	+			+	+		-
Trichlormethan		+	+	+	+		125
Tetrachlormethan		+		+	+		30
1,1,1-Trichlorethan		+	+	+	+		93
Trichlorethen		+		+	+		65
Tetrachlorethen		+	+	+	+		
Chlorbenzen	+			+			2,4-487
1,2-Dichlorbenzen		+		+			5-15
1,3-Dichlorbenzen		+		+			5
1,4-Dichlorbenzen		+		+			5
Hexachlorbenzen			+	+			5-5,6
2,4,5-Trichlorphenol	+	+		+	+		15-20
2,4,6-Trichlorphenol	+			+			-
3,4,5-Trichlorphenol		+	+	+	+		-
2,3,4,5-Tetrachlorphenol		+		+			-
2,3,4,6-Tetrachlorphenol		+		+			7-400
2,3,5,6-Tetrachlorphenol		+		+			-
Pentachlorphenol		+		+			2,5-2500
2-Nitrophenol	+						0.9-300
3-Nitrophenol	+						7-100
4-Nitrophenol	+			+			4->1000
2,4-Dinitrophenol	+						3-115
DEHP		+		+	+		-
DOP		+					-
DBP	+			+			-

* Denne kolonne er et resumé af tabel 1.4 på side 13 samt de oplysninger, der er angivet under hvert stof.

Af rapportens introduktion fremgår at nedbrydeligheden af et miljøfremmed organisk stof afhænger af en række forhold, som kort resumeres nedenfor:

Biologisk nedbrydning af et miljøfremmed stof forudsætter at dette stof kan indgå i stofskiftet hos en mikroorganisme. Nedbrydeligheden afhænger dels af stoffets egenskaber (grad af miljøfremmedhed) dels af de mikroorganismer, der findes under de givne fysiske/kemiske forhold.

Tilvænnning af et biologisk system til nedbrydning af et fremmedstof kaldes adaptation. Adaptation giver ofte anledning til en såkaldt lag-fase dvs. en periode af kortere eller længere varighed mellem eksponering for et fremmedstof og start af nedbrydningen.

De processer, hvorunder nedbrydningen kan foregå, er afhængig af de tilstedeværende elektronacceptorer (oxidationsmidler). Nedbrydning med ilt kaldes aerob respiration og er den mest effektive. Uden ilt er der tale om anaerob respiration, der kan foregå med fx nitrat, sulfat eller kuldioxid som elektronacceptor. Anaerob respiration kan endelig foregå ved fermentation, hvor organiske stoffer fungerer som elektronacceptorer.

Koncentrationen af aktiv biomasse (antal mikroorganismer/ml) er afgørende for nedbrydningshastigheden, idet man som grov tommelfingerregel kan antage at hastigheden er direkte proportional med antal mikroorganismer per volumenenhed.

Nedbrydningshastigheden afhænger endvidere af temperatur og pH samt nærings-salte, alternative substrater og biotilgængelighed af det pågældende stof.

Hæmning af nedbrydningen kan ske ved eksponering for høje koncentrationer af et toksisk stof. Ved hæmning taler man om tre hovedkoncentrationsområder:

- Toleranceområde: Her sker ingen hæmning. Der kan tværtimod være tale om en stimulering af væksten som følge af mikroorganismernes omsætning af det toksiske stof.
- Subletalt område: Her er væksten delvis hæmmet.
- Letalt område: Koncentrationen er dødelig og omsætningen standser helt.

Hæmning af nedbrydningen ved højere stofkoncentrationer er gennemgået for udvalgte organiske forbindelser, og resultaterne er sammenfattet i tabel 1. Resultaterne stammer i de fleste tilfælde fra laboratorieforsøg med vandige kulturer. På denne måde har det været muligt at sammenligne kemikalierne indbyrdes.

Det skal bemærkes, at de koncentrationsgrænser, hvor der kan konstateres hæmning bør undersøges under realistiske betingelser. Det kan således tænkes, at nedbrydningen kan foregå ved højere koncentrationer end de her angivne, hvis mikroorganismene er adapteret til nedbrydning af de pågældende stoffer. Det modsatte kan også tænkes at være tilfældet ved f.eks. blandede forureninger, hvor et stof (f.eks. et tungmetal eller et celledræbende stof) kan hæmme nedbrydningen af andre stoffer.

ENGLISH SUMMARY

Jensen, S.K.; Nielsen M.; Riber H. and Skaarup J. (1987): Degradability of organic contaminants. (120 pages). Lossepladsprojektet, Report U1, October 1987.

A literature review on degradability of organic contaminants have been accomplished. The review summarizes the literature up to april 1987 and focuses on informations pertinent to soil and groundwater contamination.

The review excludes specific agricultural chemicals, e.g. pesticides, and specific rootzone processes.

From the study the following can be concluded:

- o Most of the investigated compounds were found to be easily degradable under aerobic conditions. Increasing molecularweight and increasing chlorination seem to decrease the biodegradability.
- o Under anaerobic conditions the major part of the compounds are slowly degradable. Oxygen containing compounds seem to be more easily degradable than compounds without oxygen. A few of the compounds must be considered non-degradeable under anaerobic conditions. Compounds in this catagori are polyaromatic hydrocarbons and chlorobenzenes.

The reported degradeability of the investigated compounds is summarized in Table 1 on page III. As can be seen from the table, the degradability is quite variable for the different compounds.

It is apparent from the information available that biodegradability of xenobiotic organic compounds depends on a number of conditions which is summarized below:

Biological degradation of a xenobiotic compound is possible when it can be metabolized by microorganisms. Biodegradability depends partly on the characteristics of the compound, partly on the population of microorganisms under the physical/chemical conditions.

Biodegradation often require adaption. Adaption often means a so-called lag-time i.e. a period of varying length between exposure to the compound and start of degradation.

The processes of degradation is dependent of availability of electronacceptores (oxidative compounds). Degradation with oxygen is called aerobic respiration and is the most effective process. Without oxygen the respiration is anaerobic and can be using for example nitrate, sulphate or carbon-dioxide as elektronacceptor. Anaerobic respiration is also possible as fermentation, where organic matter is the electronacceptor.

The concentration of active biomass (number of microorganisms per ml) is an important factor for the rate of degradation. As a general rule the rate is directly proportional with the number of microorganisms per volume, assuming no other limitations.

The rate of degradation depends further on temperature and pH together with nutritions, salts, alternative substrates and availability of the compound.

Inhibition of degradation is possible during exposure to high concentrations of a toxic compound. Inhibition can be divided in three main concentration intervals:

- Tolerance interval: No inhibition, but maybe a stimulation of microbial growth by the compound.
- Sublethal interval: Partly inhibition
- Letal interval: The concentration is deathly and degradation stops.

Inhibition of degradation at higher concentrations has been investigated for most of the compounds and the results are summarized in Table 1. The results originate mostly from laboratory experiments with suspended cultures. In this way is has been possible to compare the chemicals.

It should be mentioned that inhibitory levels should be investigated under realistic conditions. It is possible that degradation can take place at higher concentrations if microorganisms have been adapted to compounds in question. The opposite can also be the case, for example in mixed pollutions where a compound (e.g. a heavy metal or a toxic compound) can inhibit degradation of other compounds.

INDHOLDSFORTEGNELSE

1	Introduktion til nedbrydelighed af organiske kemikalier	1
1.1	Adaptation	4
1.2	Nedbrydningsprocesser og elektronacceptor (oxidationsmiddel) ...	5
1.3	Biomasse og nedbrydningskinetik	7
1.4	Temperatur-afhængighed	9
1.5	pH-afhængighed	11
1.6	Næringssalte	11
1.7	Biotilgængelighed	11
1.8	Alternative substrater	12
1.9	Hæmning af nedbrydning	12
1.10	Overførsel fra teori til praksis	15
2	Alifatiske kulbrinter (hydrocarboner)	17
3	Monoaromatiske kulbrinter og phenoler (opløsningsmidler)	21
3.1	Benzen	21
3.2	Toluen	24
3.3	Xylen	26
3.4	Phenol	29
3.5	Cresoler	31
4	Naphthalen	35
5	Polyaromatiske kulbrinter (PAH)	39
5.1	Phenanthren	39
5.2	Pyren	42
5.3	Benz(a)pyren	43
6	Lavere, alifatiske chlorerede kulbrinter (opløsningsmidler)	47
6.1	Dichlormethan (metylenchlorid)	49
6.2	Trichlormethan (chloroform)	51
6.3	Tetrachlormethan (carbontetrachlorid)	53
6.4	1,1,1-Trichlorethan (chloroethene)	54
6.5	Trichlorethen (trichlorethylen, TCE)	57
6.6	Tetrachlorethen (tetrachlorethylen, PCE)	60

7	Chlorbenzener	61
7.1	Chlorbenzen	61
7.2	Dichlorbenzener	64
7.3	Hexachlorbenzen	67
8	Chlorphenoler	69
8.1	Trichlorphenoler	69
8.2	Tetrachlorphenoler	72
8.3	Pentachlorphenol	74
9	Nitrophenoler	79
9.1	Mononitrophenol	79
9.2	Dinitrophenoler	81
10	Phthalater	85
10.1	Diethylhexylphthalat (DEHP)	86
10.2	Diöctylphthalat (DOP)	87
10.3	Dibutylphthalat (DBP)	88
11	Referencer	91
12	Ordforklaring	103

1 INTRODUKTION TIL NEDBRYDELIGHED AF ORGANISKE KEMIKALIER

Denne rapport omhandler nedbrydelighed af en række organiske forbindelser, som idag er almindeligt forekommende fremmedstoffer i miljøet.

I denne introduktion gives en oversigtsmæssig gennemgang af de væsentligste aspekter for biologisk nedbrydning. De følgende kapitler 2-10 er tænkt som et opslagskatalog når man interesserer sig for detailoplysninger om et eller flere enkeltstoffer.

Organiske kemikalier i jord og grundvand kan i princippet nedbrydes biologisk, idet organiske kemikalier under gunstige forhold kan udnyttes i stofskiftet hos levende organismer. Mikroorganismer (hovedsagelig bakterier samt gær- og skimmelsvampe) er den mest almindelige gruppe af organismer, der kan udnytte organiske fremmedstoffer i stofskiftet og dermed nedbryde disse.

Biologisk nedbrydning af et fremmedstof forudsætter, at der findes en levende organisme, der kan omsætte stoffet. For hvert trin i en biologisk proces kræves et enzym, der katalyserer dette trin. Omsætningen af et bestemt stof kræver at den pågældende organisme kan fremstille de enzymer, der er nødvendige for hvert trin i nedbrydningen.

Den hastighed hvormed et givent stof nedbrydes afhænger af en række faktorer (iltforhold, biomasse, pH og næringsstoffer), hvoraf de væsentligste gennemgås i denne introduktion til nedbrydelighed.

Nedbrydningen af et organisk fremmedstof kan være mere eller mindre fuldstændig. Ved fuldstændig eller komplet bionedbrydelighed forstås en total mineralisering til kuldioxid, vand og andre uorganiske forbindelser. Dette kan ved laboratorieforsøg f.eks. måles ved udvikling af kuldioxid-ækvivalenter. Omsætningen kan også registreres ved at følge den primære kemiske omdannelse af et stof (brydning af en dobbeltbinding, brydning af en aromatisk ring, dehalogenering m.v.). Herved fås ikke automatisk et udtryk for stoffers komplette bionedbrydelighed. Et stof med høj primær bionedbrydelighed kan godt tænkes at have lav komplet bionedbrydelighed, hvis et eller flere af omsætningsprodukterne er svært nedbrydelige eller virker toksiske over for mikroorganismene.

Nedbrydningsveje for et fremmedstof er normalt beskrevet ved nedbrydningen hos en enkelt art - ofte en bakterie. I mange tilfælde kan alternative nedbrydningsveje ikke udelukkes, og især hos svampe synes der at kunne forekomme nedbrydningsmønstre, som afviger fra de generelle.

Nedbrydningen er i de fleste tilfælde koncentrationsafhængig, hvilket vil sige, at nedbrydningen kan variere ved forskellige koncentrationer af det forurenende stof.

Primært substrat

Et organisk fremmedstof kan udgøre det primære substrat når en mikroorganisme kan udnytte dette stof som eneste kulstof- og energikilde.

Sekundært substrat

Et sekundært substrat kan ikke udnyttes som eneste kulstofkilde, men substratet mineraliseres fuldstændigt når der er primære substrater tilstede. Dette kan fx. skyldes, at de nødvendige enzymer induceres af det primære substrat. Nedbrydning ved sekundær metabolisme afviger fra co-metabolisme (se næste afsnit) ved, at det sekundære substrat udnyttes som kulstofkilde.

Co-metabolisme

Co-metabolisme er, jvf. Aamand og Jørgensen (1987), ikke præcist defineret i litteraturen. Ved co-metabolisme skal i denne rapport forstås omdannelse af et ikke-primært substrat under kravet tilstedeværelse af et primært substrat eller et andet omsætteligt stof. Den co-metaboliske omsætning kræver energi, hvilket er grunden til at der kræves tilstedeværelse og omsætning af et andet substrat. Dette betyder også, at en co-metabolisk omsætning i en ren bakteriekultur altid vil danne mellemprodukter da stoffet ikke kan anvendes som kulstofkilde.

Tilfældig metabolisme

Tilfældig metabolisme er når et ikke-primært substrat omdannes uden nødvendig tilstedeværelse af et primært substrat. Tilfældig metabolisme sker når de nødvendige enzymsystemer er til stede, men uden energiforbrug. Grænserne

mellem sekundær metabolisme, co-metabolisme og tilfældig metabolisme er i sagens natur svære at trække.

Kommensal nedbrydning

I naturlige systemer kan der ofte være tale om, at forskellige mikroorganismer deltager i en koordineret nedbrydning af et organisk fremmedstof. Dette fænomen kaldes kommensal nedbrydning. Et stof, som ved laboratorieforsøg med en renkultur af en bakteriestamme f.eks. viser sig at være svært nedbrydeligt, kan i nogle tilfælde vise sig at kunne nedbrydes kommensalt af blandede bakteriepopulationer.

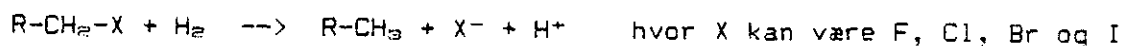
Abiotisk nedbrydning

Ved abiotisk (dvs. ikke biologisk) nedbrydning forstås kemisk nedbrydning. Ved kemiske processer sker ofte de samme reaktioner, som ved biologisk nedbrydning. Processerne er blot ikke katalyseret af enzymer og derfor væsentligt langsommere. De vigtigste kemiske nedbrydningsprocesser i jord- og grundvandssammenhæng er oxidation, reduktion, hydrolyse og elimination.

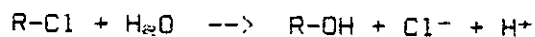
Ved **oxidation** oxideres stoffet ved at reagere med et iltningsmiddel oftest ilt (O_2). Herved øges stoffets oxidationstrin, som fx.:



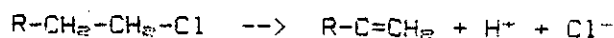
Ved **reduktion** reduceres stoffet ved at reagere med et reduktionsmiddel. Herved mindskes stoffets oxidationstrin, som fx.:



Ved **hydrolyse** reagerer stoffet med vand og spaltes. For eksempel kan uorganiske komponenter såsom klorid og brintion fraspaltes:



Ved **elimination** dannes en dobbeltbinding ved at der fraspaltes en komponent fx. hydrogenklorid (HCl), der hydrolyseres til klorid og brintion:



1.1. ADAPTATION OG LAGFASE

Ved adaptation forstås tilvænnning af et biologisk system til nedbrydning af et givent fremmedstof. Adaptation giver ofte anledning til en lag-fase, d.v.s. en periode af kortere eller længere varighed mellem mikroorganismernes eksponering for et fremmedstof og start af nedbrydningen. I forsøg ser man ofte, at mikroorganismer, der har været dyrket under tilstedeværelse af et stof, nedbryder dette hurtigere end mikroorganismer af samme type, dyrket uden tilstedeværelse af stoffet.

Lagfaser skyldes ofte at de nødvendige enzymer først skal induceres. Når det gælder fremmedstoffer, kan adaptationen bestå i at udvikle tolerance mod stoffets giftvirkning. Her har den enkelte organisme en vis evne til at tilpasse sig.

I naturlige systemer som jord, hvor mange forskellige mikroorganismer er til stede, medfører tilsætning af et fremmedstof typisk, at organismer som er tolerante overfor stoffet og/eller er i stand til at nedbryde det, formerer sig på bekostning af andre organismer. Før nedbrydningen kan registreres kræves, at de "rigtige" organismer opformerer sig til et passende stort antal. I praksis er denne tilpasning af artssammensætningen givetvis den vigtigste proces i jordsystemets adaptation.

Tærskelværdi

Ved en tærskelværdi forstås, at nedbrydning udebliver, når koncentrationen er under en vis tærskelværdi (Alexander 1985, Wilson & McNabb 1983).

Nedbrydningen sker som nævnt ved hjælp af enzymer, og mikroorganismer danner normalt kun de enzymer, de har brug for. Når de eksponeres for et nyt nedbrydeligt stof, skal produktionen af de nødvendige enzymer først iværksættes (induceres), såfremt disse ikke hører til det basale stofskifte (konstitutive enzymer). Denne induktion forudsætter, at stoffet er egnet som kulstofkilde for organismen, eller kan omdannes til et stof, der er det. Desuden skal stoffet forekomme i så høj koncentration, at det er muligt at opretholde bakterierne basale stofskifte.

Tærskelværdier kan nedsættes ved sekundær metabolisme, co-metabolisme eller tilfældig metabolisme. Tilstedeværelsen af et letomsætteligt substrat, der

forøger den mikrobielle aktivitet, er ofte en forudsætning for, at svært nedbrydelige stoffer nedbrydes under tærskelværdien (Klint og Hessel-Andersen (1987)).

Plasmidoverførsel

Naturlig genoverførsel kan spille en rolle for tilvænningen. Mange bakterier indeholder plasmider, som er små stykker arvemateriale, der relativt let kan overføres fra art til art. Plasmider findes frit i cellernes cytoplasma, hvorved de kan replikeres og overføres uafhængigt af bakteriens øvrige arveanlæg. Tolerance overfor fremmedstoffer og produktion af specielle enzymer er ofte styret af plasmider. Ved plasmidoverførsel kan en bakterie opnå en ny kombination af egenskaber, som måske sætter den i stand til at nedbryde et fremmedstof. Dette kan være en forklaring på, at nedbrydningen i nogle tilfælde starter pludseligt efter en meget lang lag-fase.

1.2 NEDBRYDNINGSPROCESSER OG ELEKTRONACCEPTORER (OXIDATIONSMIDLER)

De tilstedeværende elektronacceptorer er afgørende for hvilke typer nedbrydningsprocesser, der er mulige. Der findes tre hovedtyper af nedbrydningsprocesser, nemlig aerob respiration, anaerob respiration og fermentation. Alle tre typer nedbrydning foregår ved enzymatiske processer.

Ved **aerob respiration** foregår nedbrydningen med molekylært ilt (O_2) som endelig elektronacceptor (oxidationsmiddel). Mikrobiel omsætning af organiske kemikalier sker mest effektivt ved aerobe processer.

Ved **anaerob respiration** foregår nedbrydningen uden ilt. I stedet anvendes fx nitrat, sulfat eller kuldioxid som elektronacceptorer under henholdsvis denitrificerende (nitratreducerende), sulfatreducerende og methanogene (methanproducerende) forhold. Nedbrydning uden ilt, men med nitrat kaldes også **anoxisk respiration**

Ved **fermentation**, som også foregår under anaerobe forhold, fungerer organiske stoffer som elektronacceptorer. Slutprodukterne ved fermentation er forskellige lavmolekylære organiske stoffer, som kan videreomsættes ved anaerob respiration. Under såkaldt methanogene forhold er endeprodukterne CO_2 og CH_4 .

Sammenhængen mellem biologiske nedbrydningsprocesser og redoxforhold fremgår af tabel 1.1. Af tabel 1.1 fremgår endvidere den potentielle energigevinst ved de forskellige redoxreaktioner.

Tab.1.1 Sammenhæng mellem biologiske nedbrydningsprocesser og redoxpotentiale. Tabellens data er primært hentet fra Stumm & Morgan (1970). Relationship between biological degradation processes and redox-potential.

Biologisk proces	Elektron-acceptor	Redoxproces	Redoxpotential E i mV (pH = 7)	Procesenergi -G ⁰ * kJ/mol e ⁻
Aerob:				
Heterotrof respiration	ilt	$O_2 + 4H^+ + 4e^- = 2H_2O$	+810	+78
Anaerob:				
Denitrifikation	nitrat	$NO_3^- + 6H^+ + 5e^- = 1/2N_2 + 3H_2O$	+750	+71
Fermentation	org. stof	$(CH_2O) + 2H^+ + 2e^- = CH_3OH$	-180	-17
Sulfat-reduktion	sulfat	$SO_4^{2-} + 9H^+ + 8e^- = HS^- + 4H_2O$	-220	-21
Methanproduktion	kul-dioxyd	$CO_2 + 8H^+ + 8e^- = CH_4 + 2H_2O$	-240	-24

* Procesenergien er bestemt ved pH=7 og øvrige aktiviteter sat lig med 1 dvs. procesenergien kan skifte fortegn afhængig af de aktuelle aktiviteter.

Iltforhold i jordsystemet

Tilstedeværelsen af ilt er som nævnt en betydende faktor for hastigheden af de mikrobielle nedbrydningsprocesser. Modeleksperimenter med nedbrydning af råolie har f.eks. vist stigende nedbrydningshastighed ved stigende mængder af tilgængeligt ilt (Jobson et al. 1972). Iltforholdene i jordens vandumættede zone afhænger generelt af jordbundens struktur og fugtighed. Strukturen er bestemmende for den potentielle tæthed og størrelse af luftfyldte mikro-hulrum i jord, mens nedbør og fordampning bestemmer vandmætningsgraden af disse. I rodzonen vil normalt mere end 10% af porevoluminet være luftfyldt. Den umættede zone vil ofte indeholde vekslende aerobe og anaerobe områder. Jordens vandmættede zone vil derimod i reglen være anaerob og have lavt redoxpotentiale.

1.3 BIOMASSE OG NEDBRYDNINGSKINETIK

En vigtig faktor for nedbrydningshastigheden er den tilstedeværende biomasse (antal celler per ml). I figur 1.1 er givet en oversigt over, hvordan startkoncentrationen af et substrat (fremmedstof) og startbiomassen giver anledning til forskellige nedbrydningskinetikker.

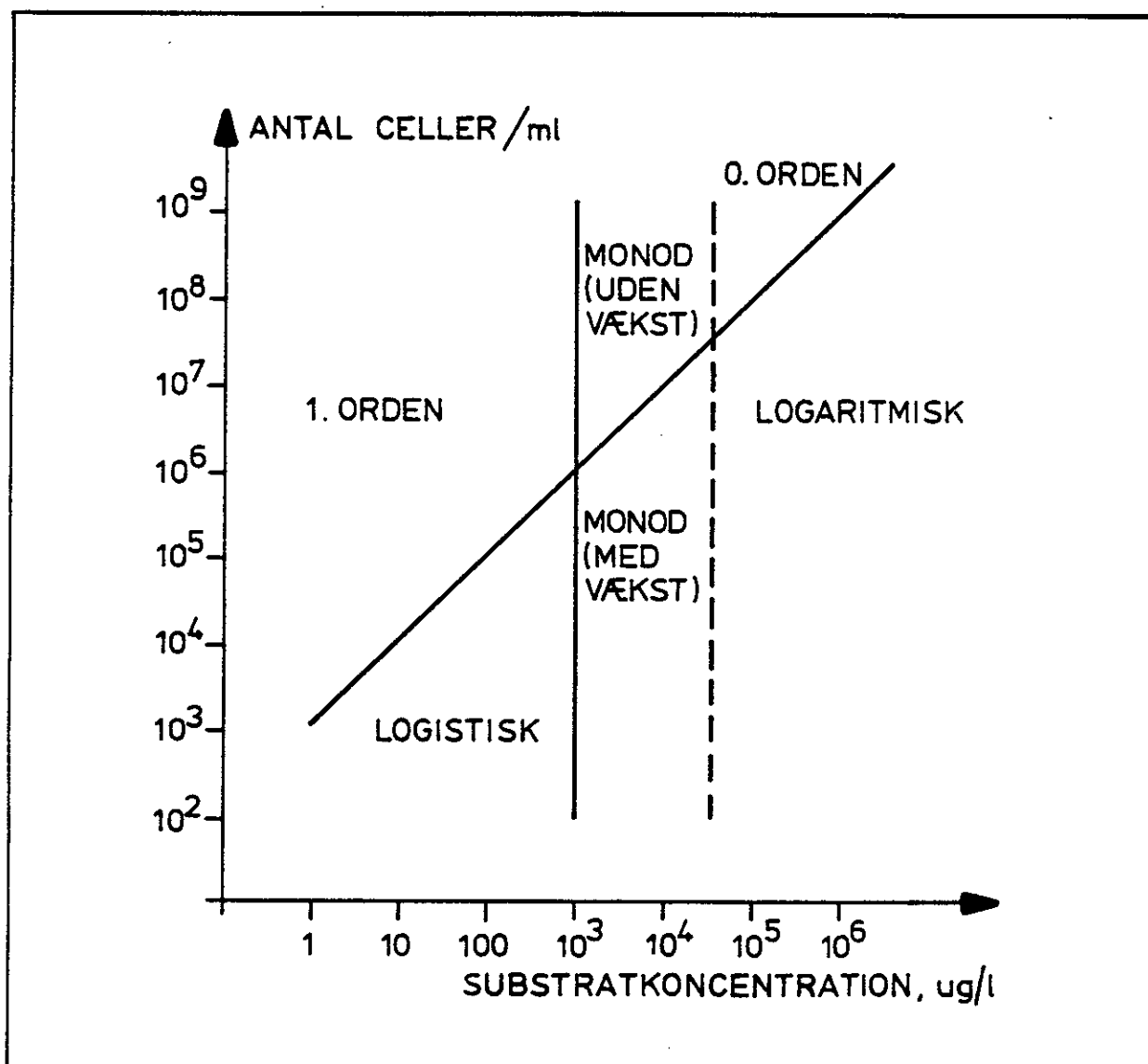


Fig. 1.1 Resulterende nedbrydningskinetik ved forskellige startbetingelser for substratkoncentration og celleantal per ml. Alexander (1985). Kinetic models as a function of initial concentration and bacterial cell density.

De enkelte nedbrydningskinetikker giver anledning til forskellige nedbrydningsforløb som illustreret på figur 1.2.

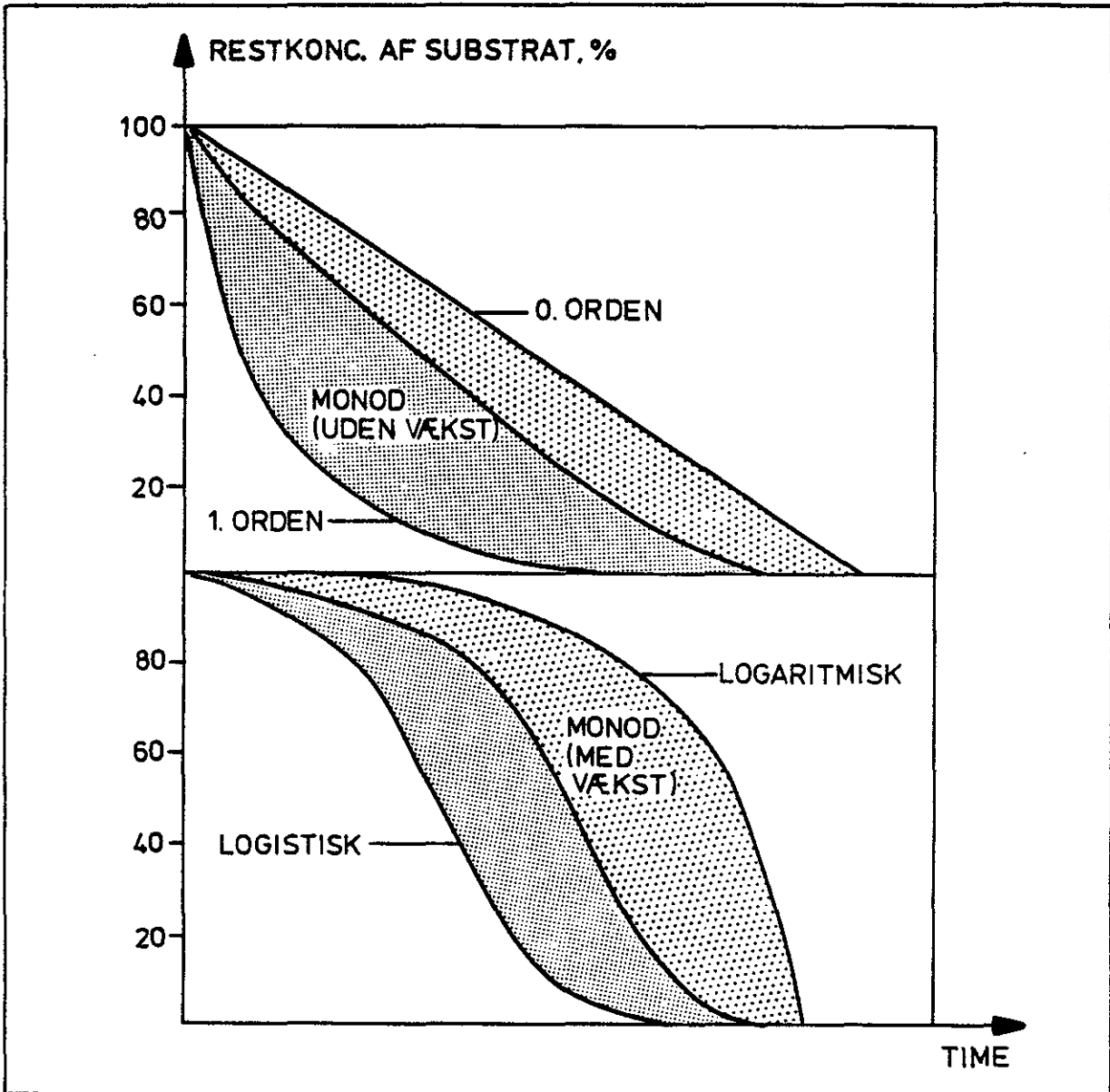


Fig.1.2 Nedbrydning af kemikalier efter forskellige kinetiske modeller. Alexander (1985). Disappearance curves for chemicals that are mineralized as related to individual kinetic models

I grundvandszonen har man fundet bakterietætheder på 10^4 - 10^7 per gram tørstof eller ml (Wilson 1983b, 1985b). Bouwer (1982) mener, at i grundvandszonen vil nedbrydningshastighederne være langsomme og begrænset af de biologiske reaktioner og ikke af diffusion af substrat eller produkter. Dette betyder at ved lave koncentrationer vil nedbrydningshastigheden approximativt følge en 1. ordens differentialligning:

$$dC/dt = -k * X * C$$

hvor k er en specifik hastighedskonstant for biomassen

X er biomassekoncentrationen

C er koncentrationen af det betragtede stof

Antagelse af batchbetingelser og integration af ovenstående giver følgende udtryk for halveringstiden:

$$t_{1/2} = \ln 2 / (k * X)$$

Bouwer (1982) anfører videre, at k for chlorerede benzener er omkring 5 l/mg celler * dag ved aerobe betingelser og omkring 0,5 l/mg celler * dag ved anaerobe betingelser. Dette giver anledning til de i tabel 1.3 givne halveringstider for et typisk fremmedstof og typiske koncentrationer i grundvandszonen.

Tab. 1.3 Halveringstider for nedbrydning efter 1. ordens kinetik som funktion af koncentrationen af aktiv biomasse. Bouwer (1982).
Half live in days for degradation following 1. order kinetics as function of concentration of active biomass.

X mg/l	X^c antal/ml	Aerobe forhold ^a $t_{1/2}$ i dage	Methanogene forhold ^b $t_{1/2}$ i dage
1	10^8	0,14	1,39
0,1	10^7	1,39	13,9
0,01	10^6	13,9	139
0,001	10^5	139	1400
0,0001	10^4	1400	14000

a) Skønnet $k = 5$ l/mg celler * dag (Bouwer (1982))

b) Skønnet $k = 0,5$ l/mg celler * dag (Bouwer (1982))

c) Organisme vægt anslået til 10^{-14} g/celle (Wilson (1983c))

Af tabel 1.3 ses, at ved lave organismetætheder og methanogene forhold kan et ellers forholdsvis let nedbrydeligt stof opnå halveringstider på flere år.

1.4 TEMPERATURAFHÆNGIGHED

De mikrobielle nedbrydningsprocesser er som alle andre enzymatiske processer stærkt afhængige af temperaturen. Mikroorganismernes enzymsystemer vil normalt arbejde optimalt ved temperaturer på 25-40°C (mesofile

mikroorganismer), og nedbrydningen af organiske kemikalier vil derfor foregå mest effektivt ved disse temperaturer (se figur 1.3). Visse mikroorganismer har dog optimale væksttemperaturer ved 5-15°C (psychrofile mikroorganismer) og andre igen ved 40-60°C (termofile mikroorganismer) (Atlas & Bartha 1981). Laboratorieundersøgelser af temperaturafhængigheden har vist manglende nedbrydning ved temperaturer under 4°C og over 40°C (Sherril & Sayler 1980, Trevors 1982, Crawford & Mohn 1985, Inman et al. 1984).

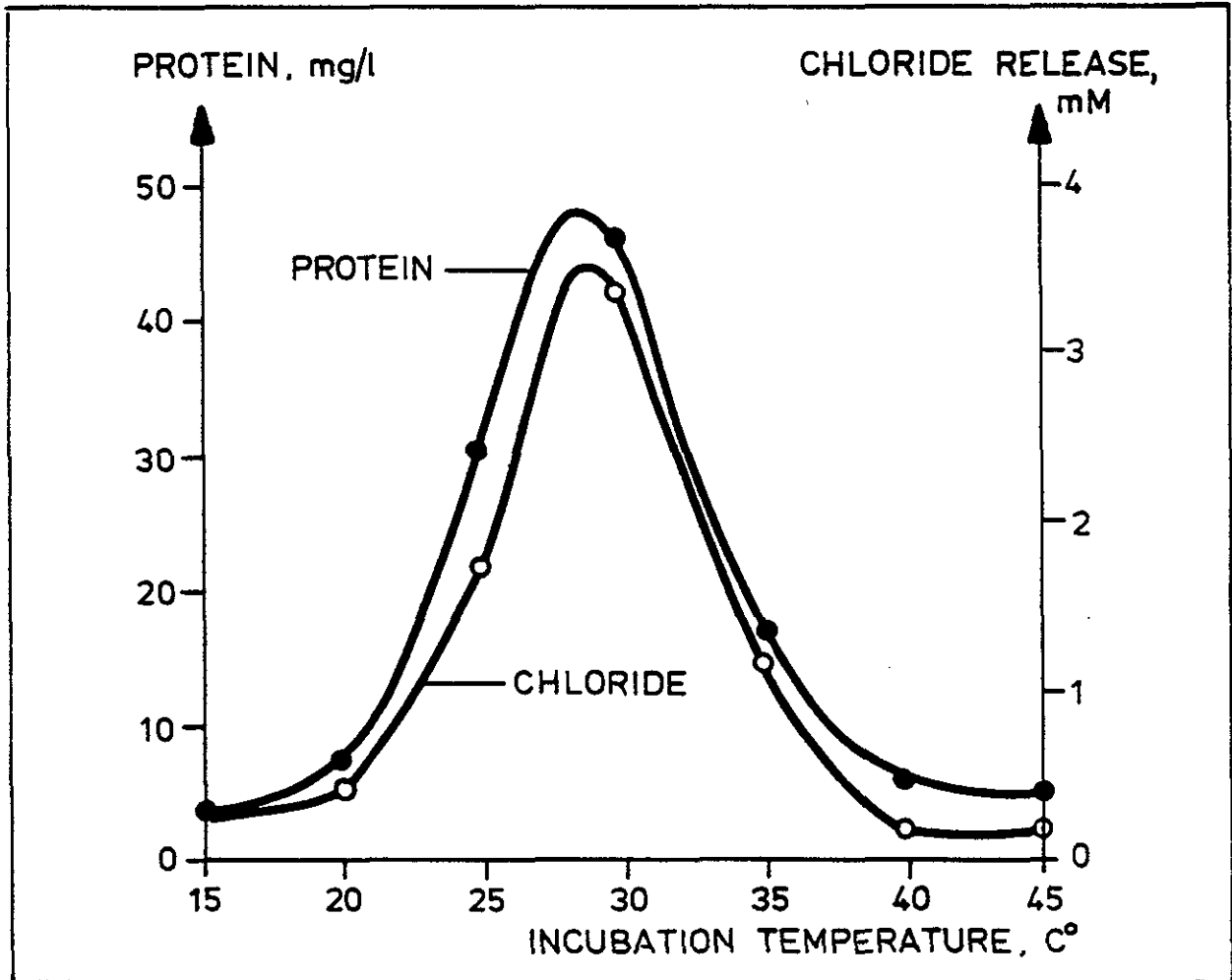


Fig.1.3. Mikrobiel vækst som funktion af temperaturen. Schraa et al. (1986). Protein concentration and chloride release after growth of *Alicaaligenes* sp. strain A175 at different incubation temperatures. Growth took place in 100-ml bottles with mineral salts medium (low in chloride) and with an excess of 1,4-DCB. Incubation time was 48 h. DCB = DiChlorBenzen.

Af figur 1.3 ses at er temperaturen 10° C over eller under den optimale temperatur er væksthastigheden kun en tiendedel af den optimale.

1.5 pH AFHÆNGIGHED

pH-værdien (minus logaritmen til brintion-aktiviteten) influerer også på den mikrobielle nedbrydning af organiske kemikalier. Mikroorganismer som helhed tåler hverken ekstremt høje eller ekstremt lave pH-værdier, idet organismernes enzymsystemer ødelægges (Atlas & Bartha 1981). Endvidere er opløseligheden og dermed biotilgængeligheden pH-afhængig for stoffer med syrebase-egenskaber (f.eks. phenoler og carboxylsyrer).

1.6 NÆRINGSSALTE

Mikroorganismernes næringssaltbetingelser er afgørende for nedbrydningshastigheden for organiske fremmedstoffer. Tilførsel af makronæringsstofferne N og P øger såvel bakteriel vækst som bakteriel omsætning af organiske fremmedstoffer. Gødskning af organisk forurenede jorder må således forventes at have en gunstig effekt på nedbrydningen. Tilsvarende forhold gælder for mikronæringsstoffer.

1.7 BIOTILGÆNGELIGHED

Biotilgængeligheden - dvs. stoffernes tilgængelighed for biologisk nedbrydning - er i høj grad bestemt af, hvordan stofferne er bundet i jorden (Parker & Jenkins 1986, Bedient et al. 1984, Carter & Suffet 1983, Wilson et al. 1981, Rogers et al. 1980, Kosak et al. 1979). Organiske fremmedstoffer i jord kan befinde sig opløst i jordvæsken som frie ioner eller molekyler eller på forskellig måde være bundet i jorden. Stofferne kan være mere eller mindre løst adsorberet til jordens ler- og humuspartikler, kompleksbundne til humus eller andet organiske materiale og endelig kan de være polykondenserede eller polymeriserede. Styret af de generelle jordbundsprocesser vil der til stadighed være en udveksling af fremmedstofferne mellem de forskellige puljer i jorden. Det er de opløste stoffer, som formodes at være direkte biotilgængelige, mens biotilgængeligheden af bundne stoffer afhænger af, hvor fast de er bundet i jordens partikulære fase.

1.8 ALTERNATIVE SUBSTRATER

Et organisk fremmedstof forekommer i naturlige systemer aldrig som eneste kulstofkilde for mikroorganismer. Der er set eksempler på, at tilstedeværelsen af alternative substrater kan såvel stimulere som hæmme nedbrydningen af et fremmedstof. Stimulering kan f.eks. ske ved, at det alternative substrat generelt øger mikroorganismernes vækstbetingelser og hermed også vækstbetingelserne for de mikroorganismer, som er i stand til at nedbryde det pågældende fremmedstof f.eks. ved co-metabolisme. Nedsat nedbrydning (hæmning) kan f.eks. ske, hvis mikroorganismene foretrækker det alternative substrat frem for fremmedstoffet.

1.9 HÆMNING AF NEDBRYDNING.

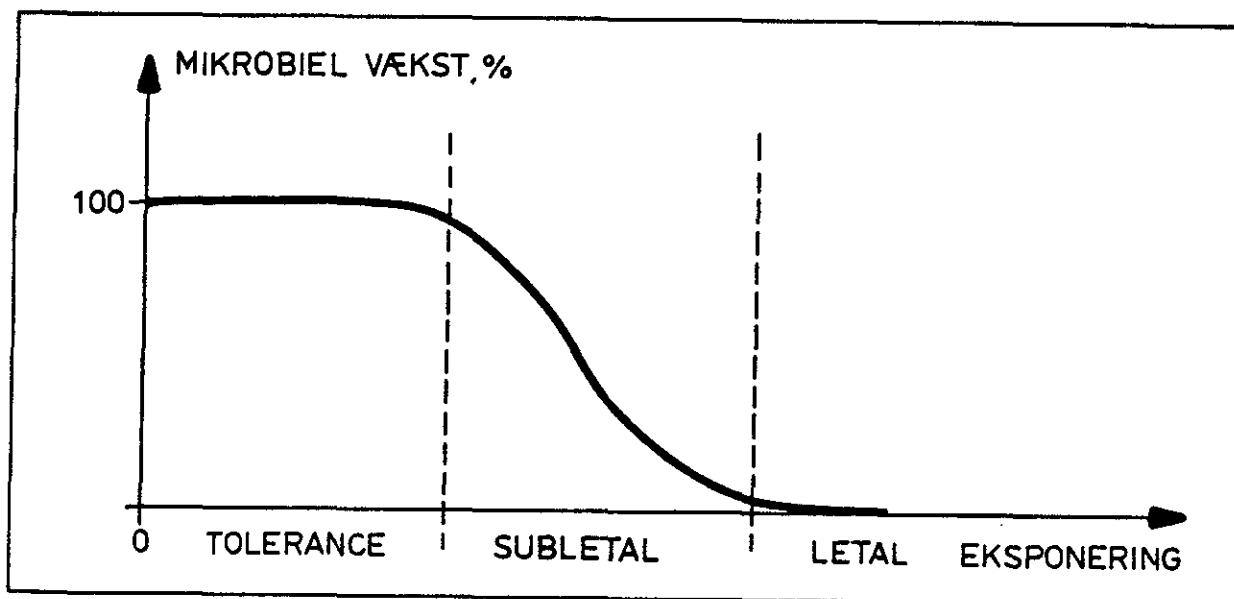
Ved hæmning forstås i denne sammenhæng forhold, der kan forsinke, nedsætte eller helt standse den generelle mikrobielle nedbrydning.

Mange forhold kan påvirke den aktuelle mikrobielle nedbrydning af organiske fremmedstoffer i jord. Disse forhold kan groft opdeles i tre grupper:

- toksiske stofkoncentrationer
- mikroorganismernes adaptationsevne
- ydre miljøfaktorer

I denne udredning er hæmning ved eksponering for høje stofkoncentrationer undersøgt. Det er velkendt, at høje stofkoncentrationer kan virke hæmmende på mikrobiel aktivitet. Hæmningen har ofte vist sig koncentrationsafhængig.

I figur 1.4 ses et eksempel på mikrobiel vækst ved eksponering for et fremmedstof. Med et fremmedstof som eneste kulstofkilde er den mikrobielle vækst samtidig et udtryk for nedbrydningen af fremmedstoffet. Eksponeringen kan ske ved tilførsel af en enkelt dosis (batchkultur) eller ved kontinuerte tilførsler af stoffer (kemostat- eller perkoleringsforsøg). I tolerancerområdet ses ingen hæmning af væksten. Der kan tværtimod i nogle tilfælde være tale om en stigning i væksten som følge af mikroorganismernes omsætning af det pågældende stof. I det subletale område er væksten delvist hæmmet, og gradienten kan være stejl eller mere udfladet. Højere eksponeringer kan være letale (dødelige), og herved vil omsætningen af fremmedstoffet helt standse.



Figur 1.4 Eksempel på mikrobiel vækst ved eksponering for fremmedstoffer.
Example of microbial growth after exposure to toxic compounds.

Hæmning af nedbrydningsaktiviteter ved høje koncentrationer kan også vise sig ved forlængelse af lag-fasen, dvs. tiden inden nedbrydningen for alvor starter. Adaptationstiden har i flere tilfælde vist sig at stige med stigende tilførte stofkoncentrationer.

Endelig kan der observeres hæmning af nedbrydningen af fremmedstoffer i tilfælde, hvor disse forekommer i meget små koncentrationer. Det skyldes jvf. afsnit 1.1, at stofferne skal forekomme i bestemte koncentrationer, såkaldte tærskelværdier, før mikroorganismene producerer de enzymer, der er nødvendige for nedbrydningen (Alexander 1985, Wilson & McNabb 1983).

I den følgende gennemgang redegøres for eventuelle hæmningsforhold i tilknytning til de organiske kemikalier, der er gennemgås.

Forskellige mikroorganismer eller forskellige blandede bakteriepopulationer kan reagere højst forskelligt over for samme stof. Dette afspejles tildels i den sammenfattende tabel 2 på side VI om hæmning af mikrobiel aktivitet. Man skal dog her være opmærksom på, at de refererede undersøgelser alle er foretaget under laboratoriebetingselser, og at forholdene i jord eller i rensningsanlæg kan variere meget herfra.

Tabel 2 Hæmning af mikrobiel aktivitet ved forskellige organismer. Inhibition of microbial activity for different species.

	Cellevæksthæmning P.putida ^{a)} mg/l	Hæmning af nedbrydning ^{b)} mg/l	NOEC P. fluorescens ^{c)} mg/l	NOEC E.coli mg/l	Hæmning mg/l
Alifatiske hydrocarboner					
Benzen	92	ingen			
Toluen	29	ingen	30	200	
o-Xylen					
m-Xylen					
p-Xylen					
Phenol	64	ingen	70	>1000	220-2000 ^{d)}
o-Cresol	33		50	60	
m-Cresol	53		40	600	11,4 ^{e)}
p-Cresol			30	>1000	16,5 ^{e)}
Naphthalen					5,8-11 ^{f)}
Phenanthren		ingen			8,8 ^{f)}
Pyren		10			stimulerende ^{f)}
Benz(a)pyren					0,06 ^{f)}
Trichlormethan	125	ingen			
Tetrachlormethan	30	ingen			
1,1,1-trichlorethan	93	ingen			
Trichlorethylen	65	ingen			
Chlorbenzen	17	ingen			2,4-487 ^{g)}
1,2-Dichlorbenzen	15	5			
1,3-Dichlorbenzen		5			
1,4-Dichlorbenzen		5			
Hexachlorbenzen		5			5,6 ^{h)}
2,4,5-Trichlorphenol					15-20 ⁱ⁾
2,4,6-Trichlorphenol		ingen			
3,4,5-Trichlorphenol					
2,3,4,5-Tetrachlorphenol					
2,3,4,6-Tetrachlorphenol					7-400 ⁱ⁾
2,3,5,6-Tetrachlorphenol					
Pentachlorphenol		ingen			2,5-2500 ⁱ⁾
2-Nitrophenol	0,9	ingen	20	300	
3-Nitrophenol	7		20	100	
4-Nitrophenol	4	ingen	20	>1000	
2,4-Dinitrophenol	115	ingen	3	>100	
DEHP		ingen			
DOP		ingen			
DBP		ingen			

a) Hæmning af cellevækst i batchkulturer af bakterien Pseudomonas putida. Værdierne i denne kolonne angiver initiale totalconcentrationer i vækstmediet. Efter Bringmann & Kuhn 1980 og 1976.

- b) Hæmning af stoffets egen nedbrydning i batchkulturer med blandet bakteriepopulation. Stofferne er blevet undersøgt ved henholdsvis 5 og 10 mg/l som initial totalkoncentration i vækstmediet. "Ingen" angiver, at der ikke er konstateret hæmning ved disse koncentrationer. Efter Tabak et al. 1981.
- c) Hæmning af glucoseomsætningen hos henholdsvis Pseudomonas fluorescens og Escherichia coli. NOEC (no observable effect concentration) angiver den højeste koncentration i batchkulturen, hvor der ikke kan konstateres hæmning i glucoseomsætningen. Efter Bringmann & Kuhn 1960.
- d) BOD_5 (biologisk iltforbrug over 5 døgn) målt ved podning med phenol-adapteret spildevand. Efter Verschueren 1983.
- e) Koncentration, hvorved der sker en 75% reduktion i nitrifikationen i adapteret aktiveret slam. Efter Verschueren 1983.
- f) Hæmning af cellevækst i batchkultur med enten Serratia marinorubra eller Vibrio parahaemolyticus. Værdierne i denne kolonne angiver initiale totalkoncentrationer i vækstmediet. Efter Calder & Lader 1976.
- g) Minimalkoncentration, hvor væksthæmning er observeret hos tre bakterier. Efter Schubert 1979.
- h) Ingen nedbrydning af hexachlorbenzen efter 19 mdr. i jord. Efter Beall Jr. 1976.
- i) Cellevæksthæmning hos forskellige bakterier. Efter Kosak et al. 1979.

1.10 OVERFØRSEL FRA TEORI TIL PRAKSIS

Som det fremgår af det foregående er bionedbrydelighed af organiske kemikalier i jord et spørgsmål om et kompliceret og dynamisk samspil mellem stof, mikroorganismer og ydre miljøfaktorer.

Resultater fra laboratorieeksperimenter er vanskelige at ekstrapolere til de yderst varierende forhold i naturen.

Som det vil fremgå af den efterfølgende litteraturgennemgang mangler der ofte angivelse af vigtige parametre. Almindeligvis mangler angivelse af ved hvilken biomassekoncentration nedbrydningen er foregået. Variationer i nedbrydningshastigheder i forskellige forsøg kan derfor muligvis skyldes forskelle i biomassekoncentrationer.

De refererede undersøgelser er endvidere foretaget ved forskellige metoder, hvilket yderligere kan forstyrre sammenligningsgrundlaget.

I de opstillede tabeloversigter er det valgt at medtage alle fundne undersøgelser, da de udgør dokumentationsgrundlaget for indholdet i teksten.

Trods disse forhold udgør de allerede udførte undersøgelser et værdifuldt grundlag for vurderingen af hvilke muligheder der eksisterer for biologisk nedbrydning af fremmedstoffer i jordmiljøet.

2 ALIFATISKE KULBRINTER (HYDROCARBONER)

Alifatiske kulbrinter (hydrocarboner) udgør normalt langt den største fraktion af olie. I alifatiske forbindelser er kulstofatomerne arrangeret i åbne, grenede eller ugrenede kæder. Alifaterne kan endvidere være mættede (alkaner) eller umættede (alkener m.fl.)

Tilstedeværelse af molekylært ilt er den væsentligste forudsætning for nedbrydningen af alifatiske hydrocarboner (Atlas 1981, Bossert & Bartha 1984). De undersøgelser der har beskæftiget sig med anaerob nedbrydning af kulbrinter viser således samstemmende langsom eller slet ingen nedbrydning (Davis et al. 1965, Gibbs et al. 1976, Delaune et al. 1980, Delfino et al. 1985).

Nedbrydning af alifatiske hydrocarboner foregår oftest ved, at der sker en oxidation af det endestillede eller alternativt af det subterminale kulstofatom (Ratlidge 1978). Herved dannes alkoholer og senere carboxylsyrer. Den videre nedbrydning resulterer i dannelsen af en række lavmolekylære stoffer, f.eks. acetat, som mikroorganismene kan anvende i deres stofskifte. Figur 2.1 angiver eksempler på nedbrydningsveje for alifatiske hydrocarboner.

Nedbrydeligheden af de enkelte alifatiske hydrocarboner er forskellig. Normalt vil n-alkaner blive betragtet som letnedbrydelige hvorimod de mere komplekse forbindelser, såsom grenede og umættede alifatiske hydrocarboner, vil nedbrydes langsommere. Denne kendsgerning gør det vanskeligt at tale om nedbrydningshastigheder for olie generelt. Hertil kommer, at der ud over de ovennævnte forbindelser, vil være talrige andre forbindelser til stede (aromater, cykloalkaner, NSO-forbindelser etc.).

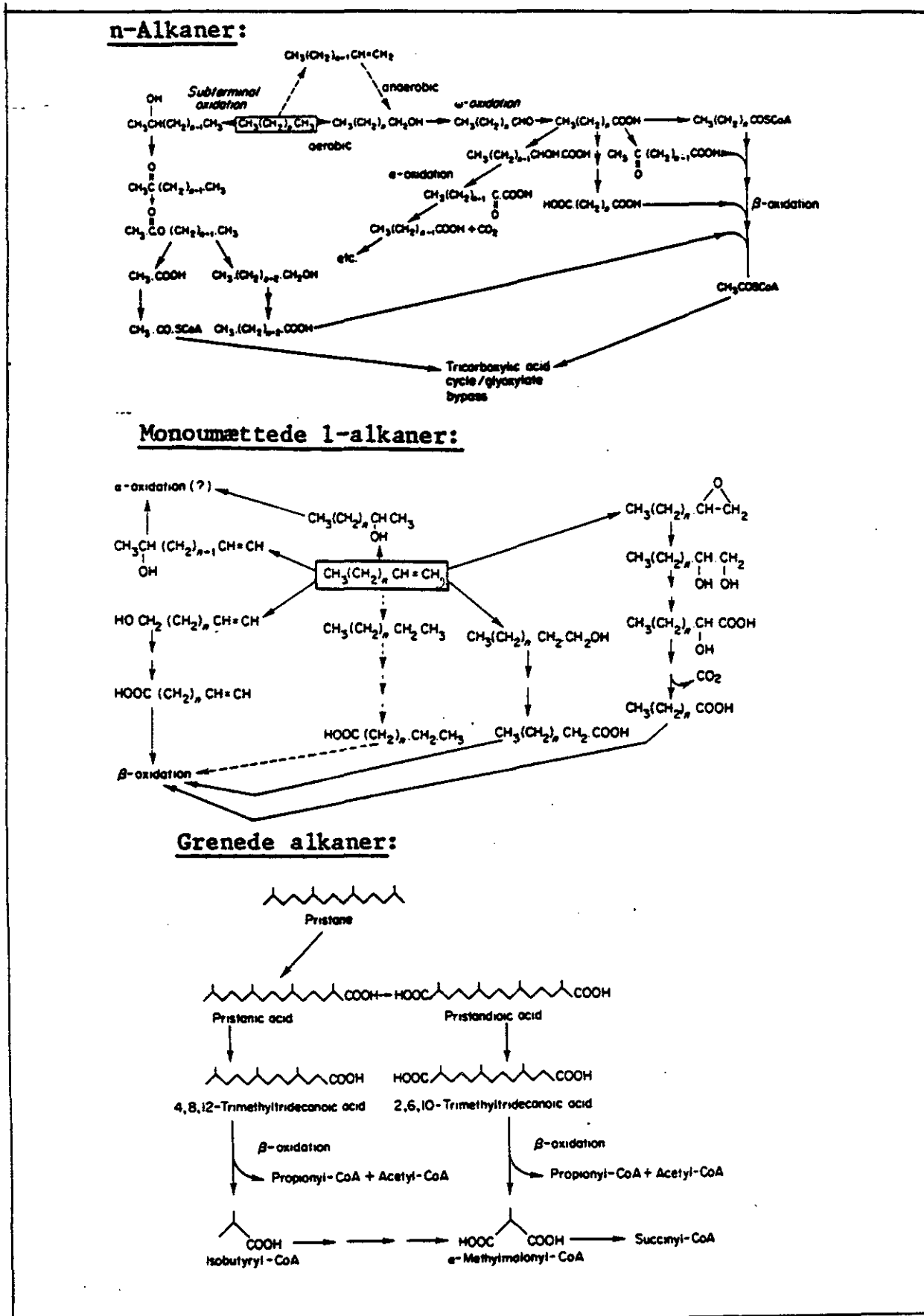


Fig. 2.1 Eksempler på nedbrydningsveje for alifatiske hydrocarboner. Higgins & Gilbert 1978. Examples of degradation paths for aliphatic hydrocarbons.

Til trods for dette forbehold er der for nylig gjort forsøg på at sammenholde en række uafhængige resultater af nedbrydning af olie i jord under den forudsætning, at nedbrydningen i alle forsøg fulgte samme nedbrydningskinetik (McGill et al. 1981). Herved fremkom det resultat, at 0,1% til 1% af den tilstedeværende olie blev nedbrudt pr. dag.

Tab. 2.1 Mineraliseringshastigheder for forskellige olier i jord. Bossert & Bartha (1984). Mineralization rate for various oils in soil

Type olie	Oil type	Nedbrydningshastighed ¹⁾ (gHC/kg jord*dag)	Gødet	Reference
Råolie	Crude oil	1.38	+	Schwendinger (1968)
Olieslam	Oily sludge	0.37	+	Kincannon (1972)
Olieslam	Oily sludge	0.18	-	Kincannon (1972)
Spildolie	Waste oil	0.60	+	Francke and Clark (1974)
	Coolant	0.32	+	Francke and Clark (1974)
Gasolie	Gas oil	0.02	-	DeBorger et al. (1974)
Svær fuel olie	Heavy fuel oil	0.11	-	Jensen (1975a)
Fuel olie	Fuel oil	0.05	+	Lehtomaki & Niemela (1975)
	Waxy cake	0.004	+	Gudin and Syrratt (1975)
Div. olier	Various oils	0.09 (max.)	+	Raymond et al. (1976)
Råolie	Crude oil	0.08 (max.)	+	McGill and Rowell (1977)
Råolie	Crude oil	0.02 (min.)	-	McGill and Rowell (1977)
Olieslam	Oily sludge	0.14	+	Dibble and Bartha (1979b)

¹⁾ gHC = gram kulbrinter (hydrocarbon)

Nedbrydningen af alifatiske hydrocarboner i ferskvandmiljøer er desuden velkendt, og generelt må det antages, at alifater er letnedbrydelige i vand (Cooney 1985).

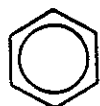
Alifatiske hydrocarboner er normalt et udmærket væksts substrat for mikroorganismer (McGill et al. 1981, Bossert & Bartha 1984), og det kan derfor ikke forventes, at deres vækst kan hæmmes selv ved meget store koncentrationer af alifatiske hydrocarboner. Denne antagelse støttes af litteraturen, der ikke har observationer, der tyder på bakteriel hæmning i forbindelse med disse stofgrupper.

3 MONOAROMATISKE KULBRINTER OG PHENOLER

Monocykliske aromatiske hydrocarboner (hyppigt anvendt som opløsningsmidler) bliver normalt betragtet som letnedbrydelige i både terrestriske og akvatiske miljøer. En afvigelse fra denne tendens er de chlorerede opløsningsmidler (chlorbenzener etc), som omtales senere.

Fælles for de nedennævnte aromater er, at de bedst nedbrydes under aerobe betingelser.

3.1 Benzen



Nedbrydningsmønstreret for benzen er velkendt og ses af figur 3.1.

Det biokemiske nedbrydningsforløb af benzen starter med en hydroxylering af benzenringen med dannelse af catechol til følge (Figur 3.1) (Van der Linden et al. 1965, Hopper 1978). Den initiale oxidation sker uden dannelse af phenol som mellemprodukt. Derimod har man konstateret et andet, i øvrigt ustabil, mellemprodukt, nemlig cis-1.2-dihydroxy-dihydrobenzen (Van der Linden 1965).

Den videre nedbrydning af catechol er mulig via to principielt forskellige forløb. Nedbrydningen af de to forskellige forløb sker ved hjælp af to forskellige sæt enzymer. De to forløb kaldes hhv. orthonedbrydning og metanedbrydning (Dagley 1978). Ortho og meta hentyder til den måde, benzenringen spaltes på.

Den videre nedbrydning ses af figuren, og som det fremgår, resulterer nedbrydningen af benzen i dannelsen af en række lavmolekylære stoffer, nemlig succinyl CoA, acetyl CoA, pyrovat, acetaldehyd og naturligvis CO₂. (CoA er et coenzym, som midlertidigt bindes til mellemprodukterne).

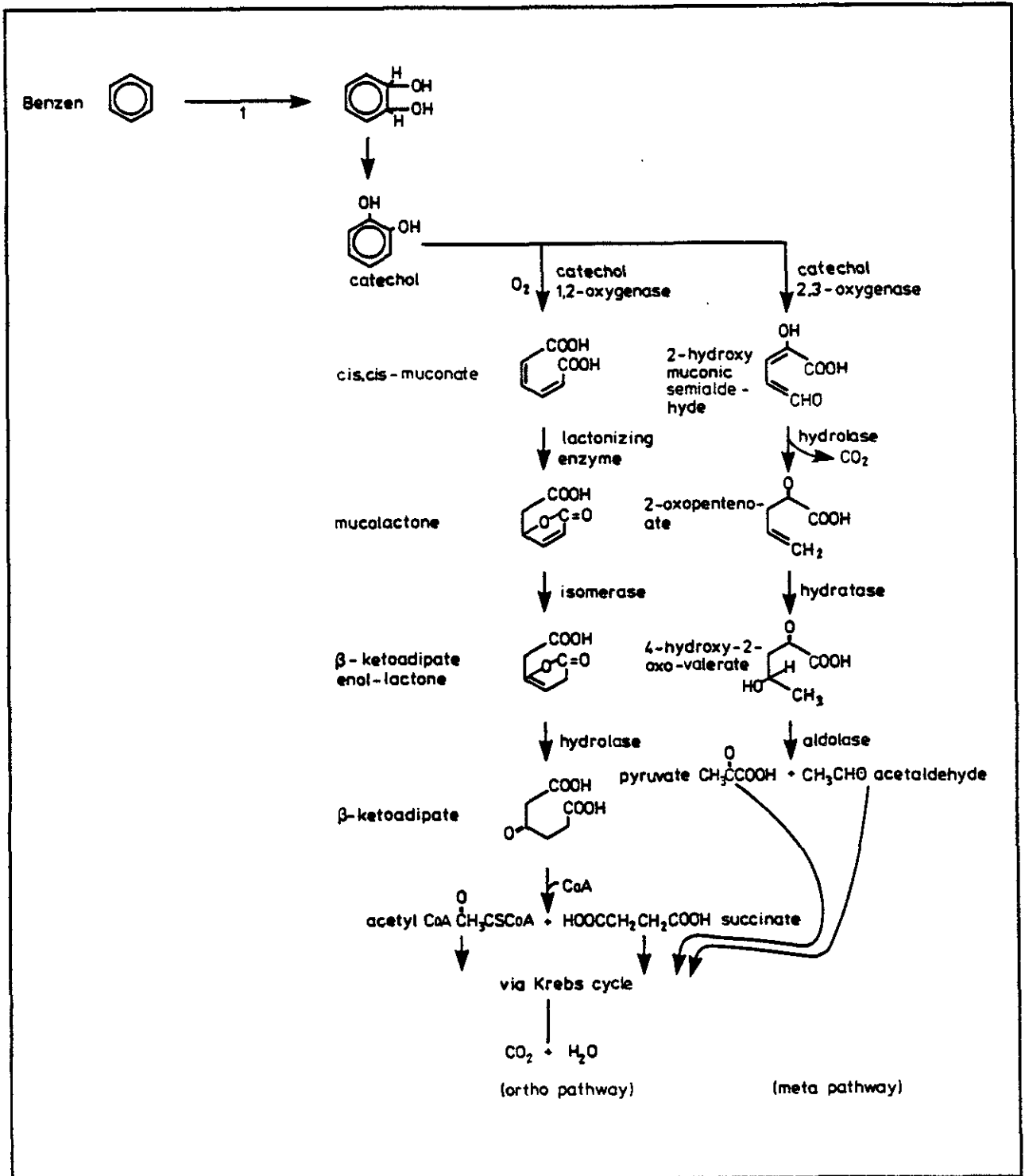


Fig. 3.1 Alternative aerobic nedbrydningsveje ved mikrobiel nedbrydning af benzen. Bishop (1987). Different paths for aerobic microbial degradation of benzene

Tilgængelige resultater for nedbrydeligheden af benzen er samlet i tabel 3.1

Tab. 3.1 Nedbrydning af benzen. Degradation of benzene.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	1-3	aerob	20	100/16	a
Vand	1-3	anaerob	20	0/41	a
Vand	5	aerob	25	49/7	b
Vand	10	aerob	25	37/7	b
Vand (adapteret)	5	aerob	25	100/7	b
Vand (adapteret)	10	aerob	25	100/7	b
Vand	0,295	aerob	?	92/17	c
Grundvand	0,0041	aerob	13	100/8	d
Slam	ca. 50	anaerob	35	0/56	e
Slam	ca. 50	anaerob	35	0/56	e
Jord	0,613	methanogen	17	72/280	f
Jord	0,613	methanogen	17	>99/840	f
Steriljord	0,613	methanogen	17	0/280	f
Steriljord	0,613	methanogen	17	30/840	f

*> Delfino & Miles 1985

b> Tabak et al. 1981

c> Battermann 1984

d> Jamison et al. 1976

e> Horowitz et al. 1982

f> Wilson et al. 1986

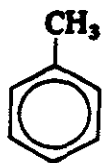
Udfra tabel 3.1 vurderes, at benzen kan betragtes som letnedbrydeligt i aerobe miljøer men vanskeligere nedbrydeligt i anaerobe eller anoxiske miljøer.

Hæmning af mikroorganismers vækst som følge af benzen er undersøgt ved måling af celledelingshæmning. Denne test viste, at bakteriernes (Pseudomonas putida) vækst blev standset ved en koncentration på 92 mg/l (Bringmann & Kuhn 1976).

Ved koncentrationer på 0,006-0,024 mg/l (Lee 1977) og 5-10 mg/l (Tabak et al. 1981) er der ikke observeret hæmning af benzens nedbrydning.

Lagfasen ved benzen som eneste kulstofkilde er på få uger under aerobe forhold (Tabak et al. 1981), mens den er meget lang under anaerobe forhold. (Wilson et al. 1986, Horowitz et al. 1982, Delfino & Miles 1985).

3.2 Toluen



Toluen består af en benzenring, hvori der er introduceret en enkelt methylgruppe. Methyleringen af benzenringen åbner mulighed for et alternativt nedbrydningsforløb. Ud over det traditionelle mønster, beskrevet under nedbrydning af benzen, hvor der introduceres to hydroxygrupper i benzenringen, er der her mulighed for en forudgående oxidation af methylgruppen (Figur 3.2). Begge disse forløb er da også observeret i forbindelse med nedbrydning af toluen (Van der Linden et al. 1965, Hopper 1978).

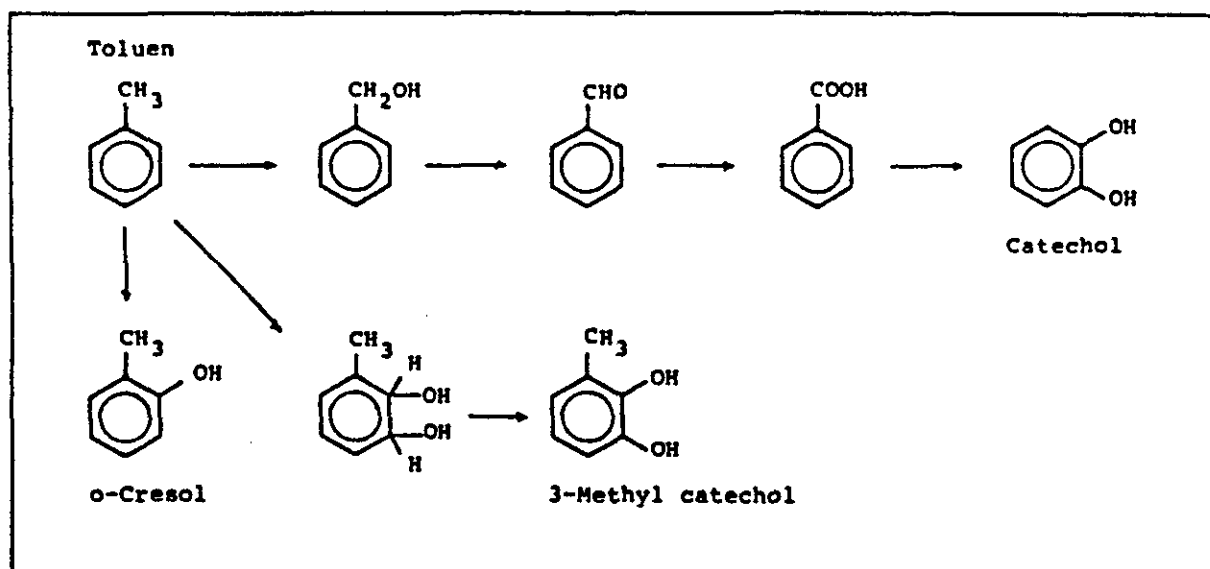


Fig. 3.2 Nedbrydning af toluen. Omdannelsen af toluen til o-cresol foregår formentlig non-enzymatisk. Hopper 1978 og Higgins & Gilbert 1978. Degradation of toluene. The step from toluene to o-cresol is probably non-enzymatic.

Aerob nedbrydning af toluen er en velkendt proces, mens der først i de senere år er rapporteret om anaerob nedbrydning af stoffet (Kobayashi et al. 1982, Wilson et al. 1986, Grbic-galic 1986, Zeyer et al. 1986). Tilgængelige resultater af nedbrydelighedsforsøg fremgår af tabel 3.2.

Tab. 3.2 Nedbrydning af toluen. Degradation of toluene.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	5	aerob	25	100/7	a
Vand	10	aerob	25	100/7	a
Vand	0,205	aerob	?	95/17	b
Grundvand	0,002	aerob	13	100/8	c
Grundvand	10	aerob	10	100/10	d
Grundvand	0,40	aerob	10-13	90/1	e
Grundvand	0,69	aerob	10-13	91/2	e
Grundvand	0,61	aerob	10-13	100/3	e
Grundvand	0,58	aerob	10-13	100/5	e
Slam	ca. 50	anaerob	35	0/56	f
Slam	ca. 50	anaerob	35	0/56	f
Jord	0,547	methanogen	17	87/42	g
Jord	0,547	methanogen	17	>99/840	g
Steriljord	0,547	methanogen	17	0/280	g
Steriljord	0,547	methanogen	17	33/840	g

a) Tabak et al. 1981

b) Battermann 1984

c) Jamison et al. 1976

d) Kappeler et al. 1978

e) Jensen et al. 1985

f) Horowitz et al. 1982

g) Wilson et al. 1986

Resultaterne af tabel 3.2 viser samstemmende, at toluen let nedbrydes under aerobe forhold. Det skal dog her nævnes, at nedbrydningsforsøg med blandinger af organiske kemikalier har vist relativt dårligere toluenedbrydning (Wilson et al. 1986).

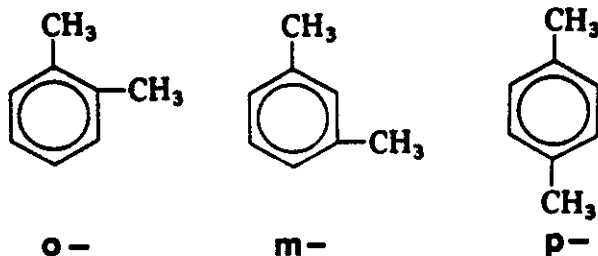
Nedbrydning under anaerobe forhold er belyst i nogle få nyere undersøgelser. Således har Zeyer et al. (1986) fundet, at m-xylen-adaptede bakteriepopulationer var istand til at nedbryde toluen under nitratreducerende betingelser. Wilson et al. (1986) og Grbic-galic (1986) har tillige observeret nedbrydning af toluen under methanogene betingelser. Det skal dog her bemærkes, at der blev fundet adaptationstider på op til 180 dage.

Cellevæksthæmning er observeret hos Pseudomonas putida ved 29 mg/l (Bringmann & Kuhn 1980). Hos Pseudomonas fluorescens og E.coli er NOEC fundet at være henholdsvis 30 mg/l og 200 mg/l (Bringmann & Kuhn 1960). NOEC betyder no observable effect concentration, og den effekt, man har set på, er hæmning af glucosenedbrydning.

Lag-fasen med toluen som eneste kulstofkilde er under aerobe forhold i størrelsesordenen få dage (Tabak et al. 1981, Battermann 1984 m.fl.), men

den er flere måneder under anaerobe forhold (Wilson et al. 1986, Horowitz et al. 1982).

3.3 Xylener



Xylen forefindes i tre isomere former, nemlig o-xylen, m-xylen og p-xylen. Det traditionelle biokemiske nedbrydningsforløb hos xylener involverer oxidation af den ene methylgruppe og herefter videre oxidation til methyl catechol (Van der Linden et al. 1965, Kappeler et al. 1978), som vil nedbrydes efter det traditionelle mønster for nedbrydning af catecholer (se figur 3.3).

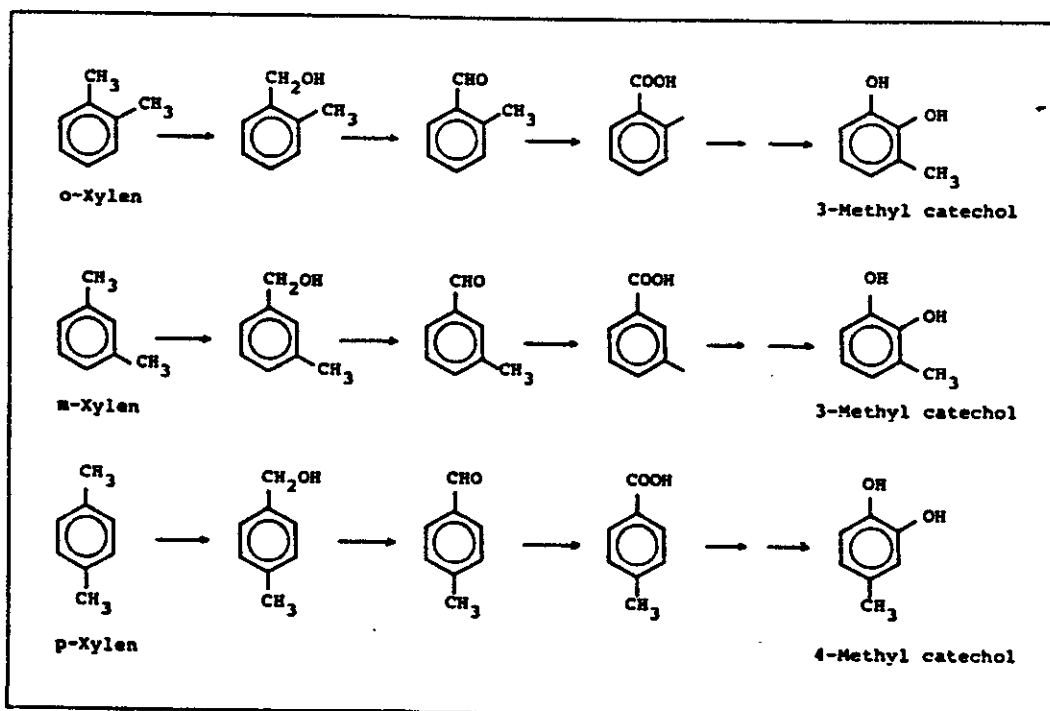


Fig. 3.3 Nedbrydning af o-xylen, p-xylen og m-xylen. Verschuieren 1983, Higgins & Gilbert 1978 og Hopper 1978. Degradation of o-xylene, p-xylene and m-xylene.

Der eksisterer relativt få undersøgelser over nedbrydeligheden af xylener. Disse undersøgelser påviser imidlertid alle hurtig nedbrydning af alle tre isomere (se tabel 3.3, 3.4 og 3.5). I en enkelt undersøgelse, hvor perkolat fra en jordsøjle er undersøgt for restindhold af xylener, er der ikke påvist xylen nedbrydning (Hutchins & Ward 1984). Dette kan muligvis forklares ved de anvendte meget lave xylenkoncentrationer.

Adaptationstiden med en xylen-isomer som eneste kulstofkilde ser ud til at være i størrelsesordenen få uger under såvel aerobe som nitratreducerende forhold (Kuhn et al. 1985), Kappeler et al. 1978, Jamison et al. 1976).

Kuhn et al. (1985) har konstateret nedbrydning af xylener under nitratreducerende forhold. m- og p-xylen krævede dog en adaptationsperiode på 90 dage før nedbrydningen gik i gang og for o-xylen var lag-fasen 180 dage. Zeyer et al. (1986) fandt, at denitrificerende bakterier hurtigt kunne omsætte m-xylen. Nedbrydning af o-xylen under methanogene forhold er påvist i et enkelt tilfælde efter lang lag-fase (Wilson et al. 1986).

Tab. 3.3 Nedbrydning af o-xylen. Degradation of o-xylene.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	0,510	aerob	?	86/17	a
Grundvand	0,0016	aerob	13	100/8	b
Grundvand	10	aerob	10	100/12	c
Jord	0,000042	aerob	20	0/14	d
Jord	0,04	aerob	?	95/18	e
Jord	0,257	methanogen	17	78/280	f
Jord	0,257	methanogen	17	>99/840	f
Steriljord	0,257	methanogen	17	0/280	f
Steriljord	0,257	methanogen	17	34/840	f
Jord	0,5	nitratred.	20	100/37	g

a) Battermann 1984

b) Jamison

c) Kappeler et al. 1978

d) Hutchins & Wards 1984

e) Zehnder 1984

f) Wilson et al. 1986

g) Kuhn et al. 1985

Tab. 3.4 Nedbrydning af m-xylen. Degradation of m-xylene.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	0,312	aerob	?	61/17	a
Grundvand	0,0032	aerob	13	100/8	b
Grundvand	10	aerob	10	100/7	c
Jord	0,000062	aerob	20	0/14	d
Jord (adapteret) ca.40		nitratred.	30	80/8	e
Jord	0,0002	aerob	20	100/1	f
Jord	0,5	nitratred.	20	100/20	f

a) Battermann 1984

d) Hutchins & Wards 1984

b) Jamison et al. 1976

e) Zeyer et al. 1986

c) Kappeler et al. 1978

f) Kuhn et al. 1985

Tab. 3.5 Nedbrydning af p-xylen. Degradation of p-xylene.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	0,312	aerob	?	61/17	a
Grundvand	0,001	aerob	13	100/8	b
Grundvand	10	aerob	10	100/14	c
Jord	0,000062	aerob	20	0/14	d
Jord	0,00025	aerob	?	100/1	e
Jord	0,04	aerob	?	100/5	e
Jord	0,5	nitratred.	20	100/20	f

a) Battermann 1984

d) Hutchins & Ward 1984

b) Jamison et al. 1976

e) Zehnder 1984

c) Kappeler et al. 1978

f) Kuhn et al. 1985

Der foreligger ingen observationer om hæmning af mikrobiel vækst på grund af xylener. Ud fra xylens kemiske opbygning må det imidlertid formodes, at der også på dette område vil være nogle ligheder med benzen og toluen.

Ved en koncentration på 10 mg/l i grundvand er der ikke observeret hæmning af xyleners nedbrydning (Zehnder 1984).

3.4 Phenol



Phenol består af en hydroxyleret benzenring. Den aerobe nedbrydning af phenol sker ved oxidation til catechol, hvorefter den videre nedbrydning sker efter de normale nedbrydningsveje for dette stof (se figur 3.4). Mulige nedbrydningsveje under anaerobe forhold er blevet påvist for phenol (Young & Rivera 1985, Neufeld et al. 1980) (se figur 3.5).

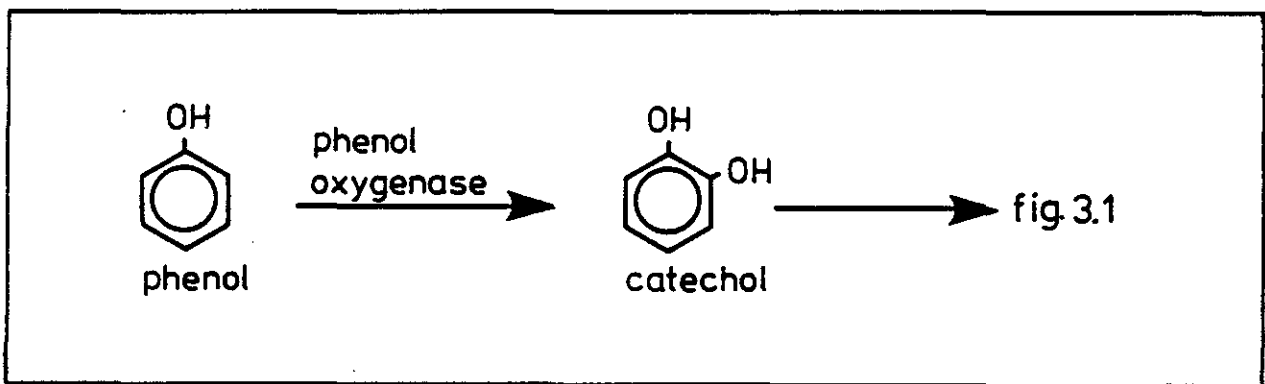


Fig. 3.4 Aerob nedbrydningsvej for phenol. Verschueren 1983. Path of aerobic degradation of phenol.

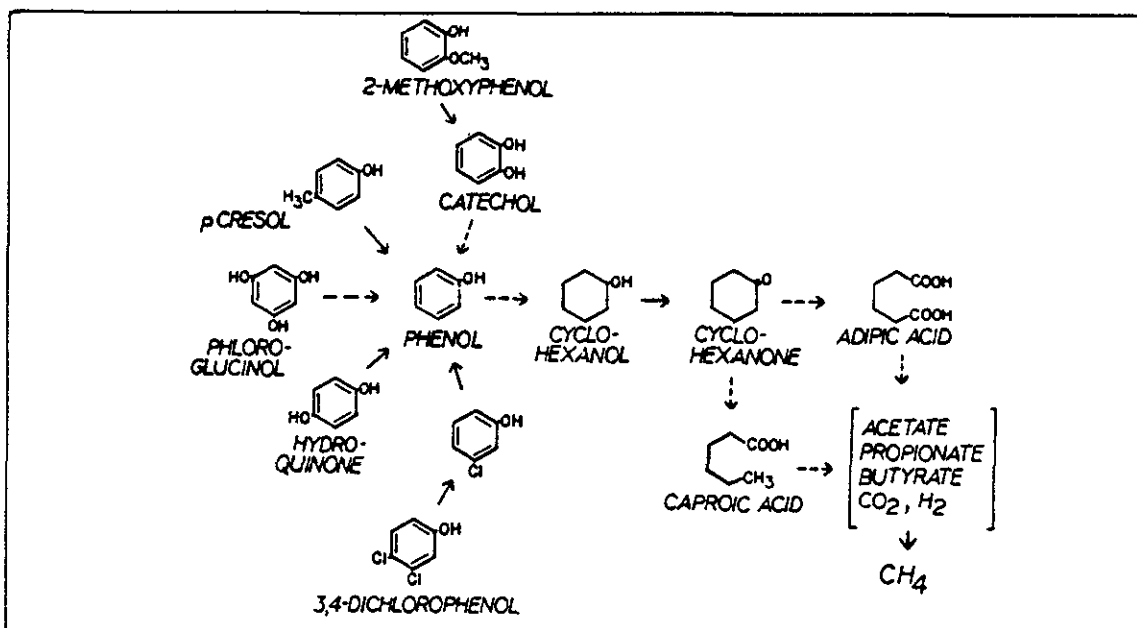


Fig. 3.5 Anaerob nedbrydningsvej for phenol og phenolderivater under methanogene betingelser. Young & Rivera 1985. Path of anaerobic degradation of phenol and phenolderivats under methanogenic conditions

Tabel 3.6 angiver en række målte nedbrydningshastigheder for phenol under såvel aerobe som anaerobe forhold. Ud fra disse værdier må phenol betragtes som relativt letnedbrydeligt i aerobe miljøer. To nyere undersøgelser, hvor phenol var tilsat i koncentrationer på 0,00032-10 mg/kg jord, har vist, at phenol kan mineraliseres i jord ved selv meget lave koncentrationer (Scow et al. 1986, Dobbins et al. 1987).

Tab. 3.6 Nedbrydning af phenol. Degradation of phenol.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	20	aerob	25	99/7	a
Vand	5	aerob	25	96/7	b
Vand	10	aerob	25	97/7	b
Vand (adapteret)	5	aerob	25	100/7	b
Vand (adapteret)	10	aerob	25	100/7	b
Vand	0,0001-0,001	aerob	29	80/10	c
Grundvand	30-50	sulfatred	stue-	99/90	d
Grundvand	30-50	methanogen	stue-	100/90	d
Søsediment	30-50	anaerob	stue-	100/90	d
Akt. slam	30-50	anaerob	stue-	100/90	d
Akt. slam	ca. 50	anaerob	35	91/14	e
Akt. slam	ca. 50	anaerob	35	99/14	e
Jordsusp.	10-100	aerob	30	100/2	f
Jordsusp.	25	aerob	25	100/1	g
Jord	1	aerob	23	100/5	h
Jord	1	anaerob	23	20/40	h
Steriljord	1	aerob	23	15/40	h
Steriljord	1	anaerob	23	7/40	h
Jord	258 mg/kg	aerob	20	>99/3	i

- a) Bunch & Chamber 1967
 b) Tabak et al. 1981
 c) Subba-Rao et al. 1982
 d) Gibson & Suflita 1986

- e) Horowitz et al. 1982
 f) Alexander & Aleem 1961
 g) Alexander & Lustigman 1966
 h) Baker & Mayfield 1980
 i) Løkke 1984

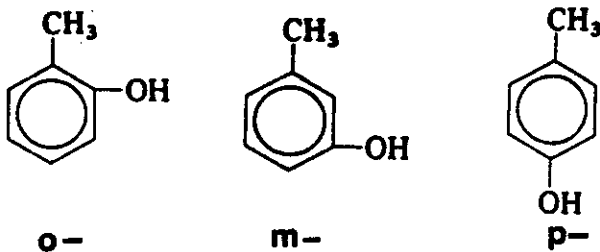
Den anaerobe omsætning af phenol sker langsommere og mindre effektivt end den aerobe, men er dog påvist i adskillige undersøgelser (Baker & Mayfield 1980, Horowitz et al. 1982, Suflita & Miller 1985, Dwyer et al. 1986) Suflita & Miller (1985) har fundet phenolnedbrydning under både nonmethanogene og methanogene forhold.

Cellevæksthæmning hos Pseudomonas putida med phenol er observeret ved 64 mg/l (Bringmann & Kuhn 1980). BOD₅- biologisk iltforbrug over 5 døgn - er målt ved 25, 220 og 2000 mg phenol/l ved podning med phenoladapteret spildevand. I forhold til 25 mg/l viste 220 mg/l en delvis hæmning af

nedbrydningen, mens hæmningen var total ved 2000 mg/l (Verschuere 1983). NOEC, målt ved hæmning af glucoseomsætning, er for Pseudomonas fluorescens og E.coli fundet at være henholdsvis 70 og >1000 mg/l (Bringmann & Kuhn 1960).

Lag-fasen ved aerob omsætning af phenol er i størrelsesordenen få dage (Deeley et al. 1981, Scow et al. 1986, Subba-Rao et al. 1982, Tabak et al. 1981, Baker & Mayfield 1980 m.fl.). Under anaerobe forhold synes lag-fasen også at være relativt kort (få uger - få måneder) (Gibson & Sulfit 1986, Horowitz et al. 1982, Baker & Mayfield 1980).

3.5 Cresoler



Cresoler består af en benzenring, hvori der er substitueret en methylgruppe og en OH-gruppe i hhv. ortho-, meta- og parastilling. Nedbrydningen forløber ved oxidation af methylgruppen og dannelse af en dihydroxyforbindelse. Denne forbindelse spaltes ved videre oxidation og den endelige nedbrydning forløber som beskrevet under benzen.

En mulig nedbrydningsvej for p-cresol under sulfatreducerende forhold fremgår af figur 3.6. Under methanogene betingelser kan nedbrydningsmønstret være som angivet i figur 3.5.

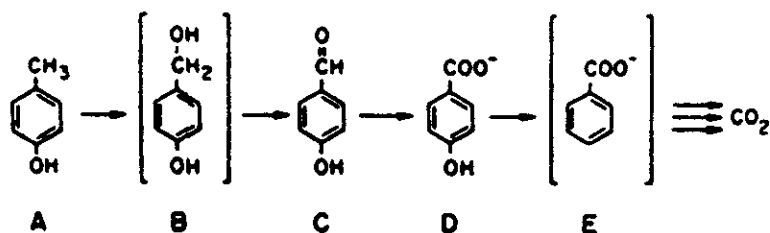


Fig. 3.6 Nedbrydningsvej for p-cresol under sulfatreducerende betingelser. Smolenski & Suflita 1987. Path of degradation for p-cresol under sulphate reducing conditions.

Tilgængelige nedbrydningshastigheder fremgår af tabel 3.7, 3.8 og 3.9. Nedbrydeligheden er bedst belyst for p-cresol, men de viste data tyder på hurtig nedbrydning under aerobe forhold for alle isomere.

Tab. 3.7 Nedbrydning af o-cresol. Degradation of o-cresol.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	20	aerob	25	99/7	a
Slam	ca. 50	anaerob	35	0/56	b
Slam	ca. 50	anaerob	35	0/56	b
Jordsusp.	10	aerob	25	100/1	c

a) Bunch & Chamber 1967

c) Alexander & Lustigman 1966

b) Horowitz et al. 1982

Tab. 3.8 Nedbrydning af m-cresol. Degradation of m-cresol.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Slam	ca. 50	anaerob	35	92/28	a
Slam	ca. 50	anaerob	35	90/35	a
Jordsusp.	10	aerob	25	100/1	b

a) Horowitz et al. 1982

b) Alexander & Lustigman 1966

Tab. 3.9 Nedbrydning af p-cresol. Degradation of p-cresol.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	1-3	aerob	20	100/8	a
Vand	1-3	anaerob	20	100/41	a
Vand	100	aerob	22	70/2	b
Vand	100	aerob	22	100/2	b
Sediment	100	aerob	22	100/2	b
Sediment	100	aerob	22	100/4	b
Grundvand	ca. 0,2	sulfatred.	ca. 20	90/10	c
Slam	ca. 50	anaerob	35	51/28	d
Slam	ca. 50	anaerob	35	100/21	d
Jordsusp.	10	aerob	25	100/1	e

a) Delfino & Miles 1985

d) Horowitz et al. 1982

b) Van Veld & Spain 1983

e) Alexander & Lustigman 1966

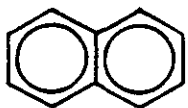
c) Smolenski & Suflita 1987

Der foreligger en række undersøgelser, der viser, at cresoler kan virke hæmmende på bakteriel vækst og stofskifte. Det er således påvist, at væksten af *Pseudomonas putida* hæmmes ved tilstedeværelsen af o-cresol og m-cresol i en koncentration på henholdsvis 33 og 53 mg/l (Bringmann & Kuhn 1976). Der er desuden observeret en 75% reduktion af nitrifikation i adapteret aktive-ret slam ved 11,4-16,5 mg/l (Verschueren 1983).

NOEC, målt ved hæmning af glucoseomsætningen hos *Pseudomonas fluorescens* ligger for de tre isomere på mellem 30 og 50 mg/l, mens NOEC hos *E.coli* varierer noget mere for de forskellige cresoler (fra 60 til >1000 mg/l) (Bringmann & Kuhn 1960).

Lag-faser under aerobe forhold med en cresol-isomer som eneste kulstofkilde er i størrelsesordenen få dage (Alexander & Lustigman 1966, Bunch & Chamber 1967, Van Veld & Spain 1983, Delfino & Miles 1985). Under anaerobe forhold synes lag-fasen for o-cresol at være flere måneder, mens den er noget kortere for de øvrige isomere (Smolenski & Suflita 1987), Horowitz et al. 1982).

4 NAPHTHALEN



Mikrobiel nedbrydning af naphthalen i jord og akvatiske miljøer er en velbeskrevet proces. Nedbrydningen kan foregå efter flere alternative veje (fig. 4.1 og 4.2).

Det mest almindelige nedbrydningsforløb for naphthalen er skitseret i fig. 4.1. Her ses, at den initiale oxidation kræver molekylært ilt, hvilket er i overensstemmelse med tidligere observationer (Delaune et al. 1980, Ward & Brock 1976). Nedbrydning af naphthalen til catechol kan ses af figur 4.1. Denne nedbrydning rummer nogle af de træk, som kan genkendes ved nedbrydningen af monoaromatiske hydrocarboner. Den initiale oxidation af naphthalen medfører dannelsen af naphthalen-cis-1.2 dihydrodiol (Ward & Brock 1976, Gibsen 1978). Den efterfølgende dehydrogenering resulterer i dannelsen af 1,2-dihydroxy-naphthalen.

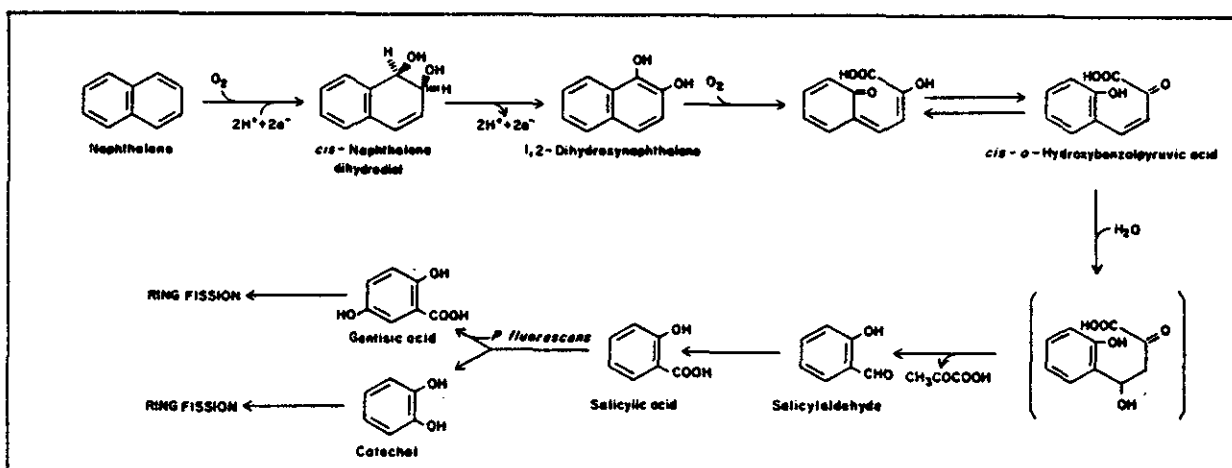


Fig. 4.1 Nedbrydning af naphthalen. Gibson (1984). Degradation of naphthalene

Det videre nedbrydningsforløb resulterer i dannelsen af catechol og herefter forløber nedbrydningen som omtalt under benzen. Det skal bemærkes, at der er observeret alternative nedbrydningsveje (Gibson 1978).

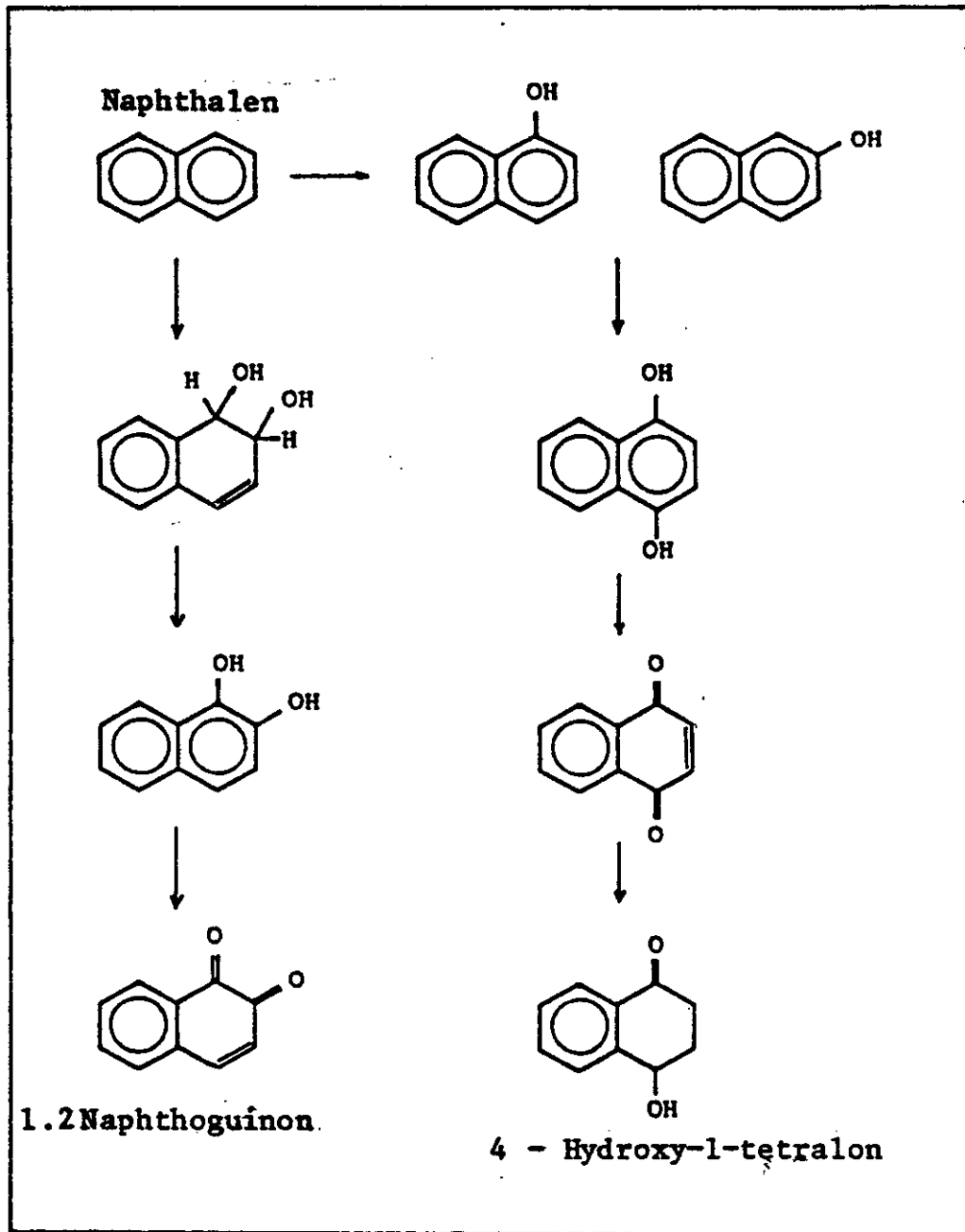


Fig. 4.2 Nedbrydning af naphthalen ved bl.a. *Cunninghamella elegans*. Cerniglia & Gibson 1977. Degradation of naphthalene by *Cunninghamella elegans*.

Nedbrydningen af naphthalen kan desuden foregå efter en række alternative nedbrydningsveje. Eksempelvis vil nedbrydningen ved gær og svampe afvige fra det traditionelle nedbrydningsmønster (fig. 4.2).

Nedbrydningshastigheden af naphthalen er undersøgt i en lang række tilfælde. Tabel 4.1 viser nogle sammenfattede repræsentative resultater.

Tab. 4.1 Nedbrydning af naphthalen. Degradation of naphthalene.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	2,48	aerob	?	99/17	a
Vand	1-3	aerob	20	100/8	b
Vand	1-3	anaerob	20	0/41	b
Vand	5	aerob	25	100/7	c
Vand	10	aerob	25	100/7	c
Grundvand	10	aerob	10	28/7	d
Grundvand	10	aerob	10	100/9	d
Grundvand	0,45-1,33	aerob	10-13	100/4	e
Grundvand	0,45	aerob	10-13	95/4	e
Grundvand	0,014	aerob	?	>99/1	f
Sediment	?	anaerob	30	0/36	g
Sediment	?	anaerob	20-30	0/233	h
Jord	0,000042	aerob	20	0/14	i

a) Battermann 1984

b) Delfino & Miles 1985

c) Tabak et al. 1981

d) Kappeler et al. 1978

e) Jensen et al. 1985

f) Bouwer 1987

g) Delaune et al. 1980

h) Ward & Brock 1976

i) Hutchins & Ward 1985

Resultaterne viser næsten samstemmende kort adaptionstid og hurtig nedbrydning af naphthalen under aerobe forhold, hvorimod der ikke kan konstateres nedbrydning under anaerobe forhold. Manglende anaerob nedbrydning kan eventuelt skyldes meget lange adaptionstider. Det kan altså ikke udelukkes, at anaerob omsætning vil kunne forekomme, ligesom det i en nyere undersøgelse er påvist for det strukturelt beslægtede stof benzen (Wilson et al. 1986).

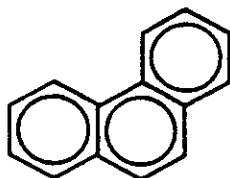
Der eksisterer meget få oplysninger om væksthæmning hos mikroorganismer som følge af naphthalen. Ved en enkelt undersøgelse har man fundet væksthæmning hos de marine bakterier Serratia marinorubra og Vibrio parahaemolyticus ved henholdsvis 5,8 og 11 mg/l (Calder & Lader 1976).

5 POLYAROMATISKE KULBRINTER (HYDROCARBONER) (PAH)

De polyaromatiske hydrocarboners nedbrydelighed er yderst forskellig, idet nedbrydeligheden er meget afhængig af antallet af benzenringe i den pågældende forbindelse (Herbes & Schwall 1978). De lettere aromatiske forbindelser såsom phenanthren kan betragtes som relativt letnedbrydelige hvorimod f.eks. benz(a)pyren normalt kan betragtes som svært nedbrydeligt.

Tilstedeværelsen af ilt er den væsentligste forudsætning for nedbrydningen af polyaromatiske hydrocarboner (Atlas 1981, Bossert & Bartha 1984). De undersøgelser der har beskæftiget sig med anaerob nedbrydning af aromatiske hydrocarboner viser alle meget langsom eller slet ingen nedbrydning (Delaune et al. 1981).

5.1 Phenanthren



Nedbrydningsmønstret for phenanthren er vist i figur 5.1. Den videre nedbrydning af 1,2-Dihydroxynaphtalen forløber som vist i figur 4.1 (naphthalen)

I Tabel 5.1 er vist en række målte nedbrydningshastigheder for phenanthren. Som det ses foregår nedbrydningen i de fleste tilfælde hurtigt. Variationerne i nedbrydningshastigheden i jord kan evt. skyldes varierende redox-forhold.

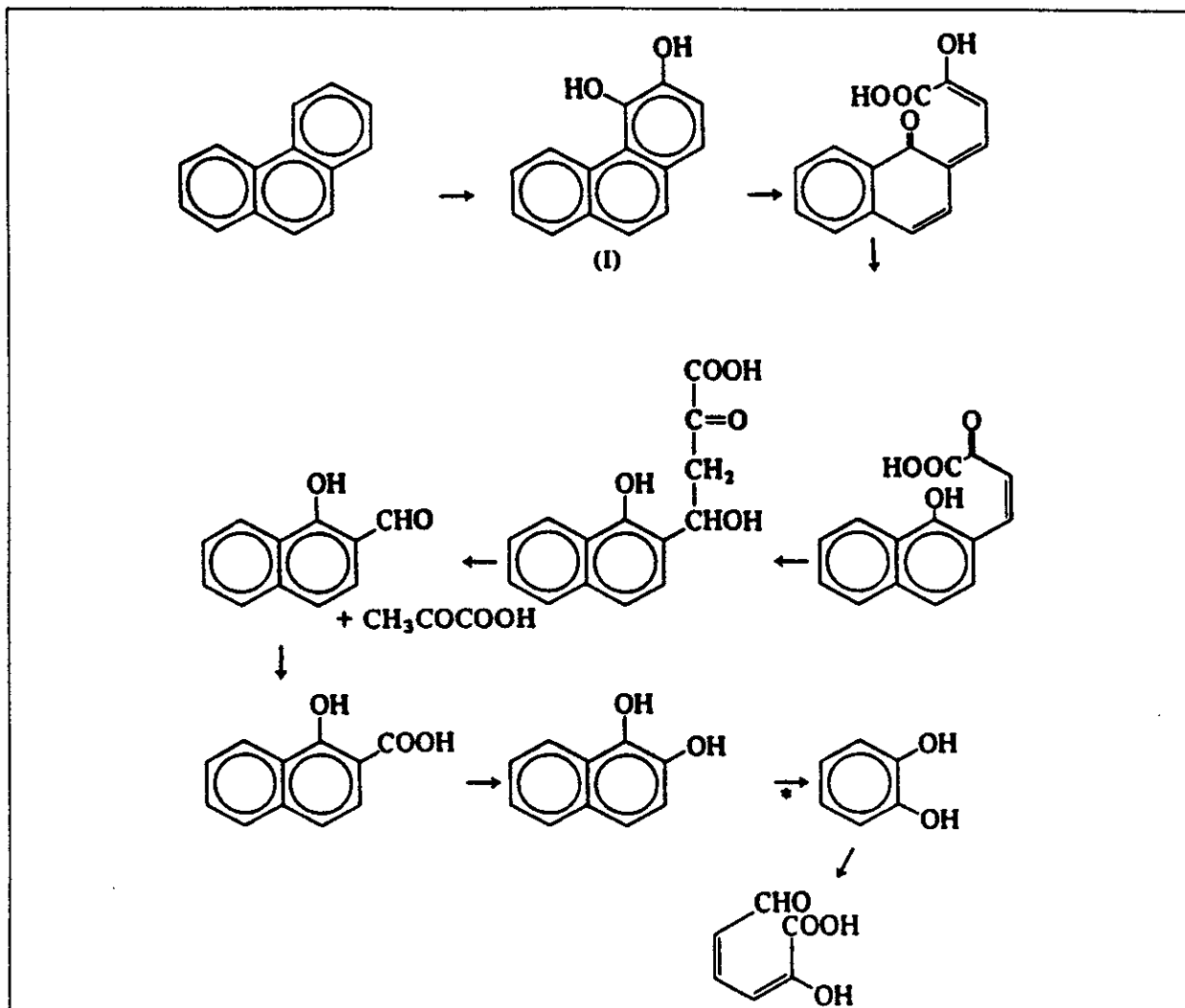


Fig. 5.1 Nedbrydningsmønstreret hos phenanthren. Evans et.al. 1968. Path of degradation for phenanthren.

Mikrobiel nedbrydning af organiske stoffer er som bekendt stærkt temperaturafhængige processer. Temperaturen betydning for phenanthrennedbrydning er undersøgt i et enkelt tilfælde (Sherril & Saylor 1980). Nedbrydningen havde her et temperaturoptimum på omkring 37° C, mens den var usignifikant ved 5° C og 45° C.

Tab. 5.1 Nedbrydning af phenanthren. Degradation of phenanthrene.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	5	aerob	25	100/7	a
Vand	10	aerob	25	100/7	a
Ferskvand	1	aerob	5	0/28	b
Ferskvand	1	aerob	15	10/28	b
Ferskvand	1	aerob	20	37/28	b
Ferskvand	0,1	aerob	25	60/28	b
Ferskvand	1	aerob	25	47/28	b
Ferskvand	1	aerob	37	89/28	b
Ferskvand	1	aerob	45	0/28	b
Grundvand	0,20	aerob	10-13	100/2	c
Grundvand	0,65	aerob	10-13	100/2	c
Grundvand	0,65	aerob	10-13	90/4	c
Jord	2,1	aerob	?	27/10	d
Jord	25,00	aerob	?	83/3	e

a) Tabak et al. 1981

b) Sherril & Sayler 1980

c) Jensen et al. 1985

d) Sisler & Zobell 1974

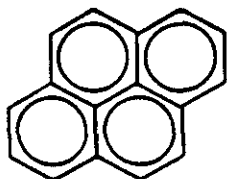
e) Groenewegen & Stolp 1976

Der foreligger kun få tilgængelige oplysninger om hæmning af bakteriel vækst på grund af tilstedeværelsen af phenanthren.

En enkelt undersøgelse angiver hæmning af væksten hos marine bakterier (*Serratia marino*rubra) ved en koncentration på 0,8 mg/l (Calder & Lader 1976). Ved 10 mg/l i en batchkultur med en blandet bakteriepopulation fandtes ingen hæmning i phenanthren-nedbrydningen (Tabak et al. 1981).

Lag-fasen under aerobe forhold er sædvanligvis i størrelsesordenen få dage (Stucki & Alexander 1987, Tabak et al. 1981 m.fl.). Anaerob nedbrydning af phenanthren er ikke undersøgt. P.g.a. strukturelle ligheder formodes det dog, at phenanthren i lighed med naphthalen vil have overordentlig lang adaptationstid under anaerobe betingelser.

5.2 Pyren



Nedbrydningsvejene for pyren er sparsomt belyst. Det antages dog, at her er tale om biokemiske processer meget lig dem, der kan observeres ved nedbrydning af PAH'er i øvrigt (se figur 5.1 og 5.2).

Nedbrydningshastigheden for pyren er ligeledes sparsomt belyst. Tabel 5.2 viser enkelte undersøgelsesresultater. Disse resultater viser en langsommere nedbrydning af pyren end fx. naphthalen og phenanthren.

Tab. 5.2 Nedbrydning af pyren. Degradation of pyrene.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	5	aerob	25	71/7	a
Vand	10	aerob	25	11/7	a
Vand (adapteret)	5	aerob	25	100/7	a
Vand (adapteret)	10	aerob	25	0/7	a
Havvand	0,365	aerob	10	85/12	b
Jord	3,1	aerob	?	19/10	c

a) Tabak et al. 1981

c) Groenewegen & Stolp 1976

b) Mckenzie & Hughes 1976

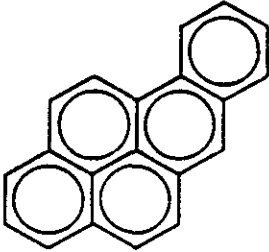
Resultaterne viser endvidere, at i tilfælde hvor miljøet er påvirket i længere tid af højere pyren-koncentrationer vil den mikrobielle nedbrydning standse p.g.a. toksisk effekt overfor mikroorganismene (Tabak et al. 1981).

Endelig er det tidligere påvist, at nedbrydningen af pyren kan forøges ved tilstedeværelsen af andre substrater f.eks. naphthalen (McKenna 1977).

Ved cellevekstforsøg med pyren er der fundet en stimulering af væksten hos de marine bakterier Serratia marinorubra og Vibrio parahaemolyticus ved henholdsvis 0,012 mg/l og 0,044 mg/l (Calder og Lader 1976). Total hæmning af nedbrydningsaktiviteten er fundet ved 10 mg/l, mens der i samme forsøg ikke er konstateret hæmning ved 5 mg/l (Tabak et al. 1981).

Ved ikke-hæmmende koncentrationer er lag-fasen kort (få dage) under aerobe betingelser (Tabak et al. 1981, McKenzie & Hughes 1976). Anaerob nedbrydning er ikke undersøgt, men det formodes, at lagfasen her vil være meget lang, hvis adaptation da overhovedet vil finde sted.

5.3 Benz(a)pyren



Nedbrydning af benz(a)pyren forløber efter de samme principper, som kan konstateres for andre PAH'er, nemlig med initial dannelse af en dihydrodiol og herefter spaltning af benzenringen (fig. 5.2). Den videre nedbrydning forløber ved successiv oxidation af de følgende benzenringe som beskrevet tidligere.

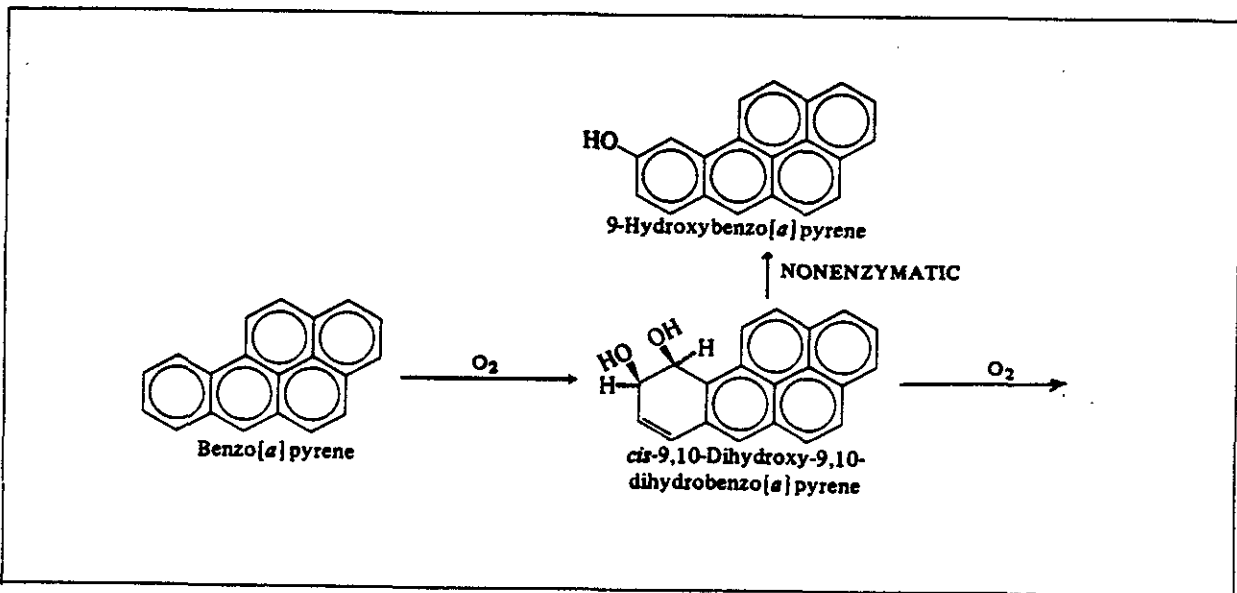


Fig. 5.2 Initial oxidation af benz(a)pyren. Verschueren 1983. Initial oxidation of benz(a)pyrene.

Benz(a)pyren kan desuden nedbrydes efter alternative nedbrydningsveje. bl.a. når nedbrydningen foregår ved gær og svampe (Cerniglia & Gibson 1977).

Tabel 5.3 viser en række målte nedbrydningshastigheder for benz(a)pyren. Resultaterne viser næsten samstemmende, at nedbrydning af benz(a)pyren i uforurenede miljøer forløber meget langsomt, hvorimod der kan konstateres

nogen nedbrydning i miljøer, der i en periode har været eksponeret med benz(a)pyren. Disse observationer er i overensstemmelse med tidligere undersøgelser over mikroorganismers evne til at adaptere til at nedbryde PAH'er (Williams 1978).

Tab. 5.3 Nedbrydning af benz(a)pyren. Degradation of benz(a)pyrene.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Sediment	1,25	aerob	30	6,3/37	a
Sediment	1,25	anaerob	30	0,09/37	a
Sediment	7	aerob	?	0/1	b
Sediment	17	aerob	20	0,84/7	c
Sand	7,6	aerob	20	1,4/7	c
Sand	9,5	aerob	20	1,2/7	c
Jord	1	aerob	?	13/25	d
Jord	5	aerob	?	6/25	d
Jord	10	aerob	?	3/25	d
Jord (adapteret)	1	aerob	?	23/25	d
Jord (adapteret)	2,5	aerob	?	20/25	d
Jord (adapteret)	5	aerob	?	30/25	d
Jord (adapteret)	10	aerob	?	10/25	d
Jord	9,5	aerob	?	33/90	e
Jord	545	aerob	?	71/90	e
Jord (adapteret)	28,5	aerob	?	52/90	e
Jord	0,06	aerob	28	66/8	f
Jord	0,09	aerob	28	53/8	f
Jord (adapteret)	0,09	aerob	28	82/8	f

a) Delaune et al. 1981

b) Herbes 1981

c) Gardner et al. 1979

d) Löw 1983

e) Khesina et al. 1969

f) Poglazowa et al. 1967

Undersøgelserne antyder desuden, at nedbrydningen i nogen grad er afhængig af koncentrationen af benz(a)pyren på en sådan måde, at nedbrydning kan hæmmes af høje koncentrationer (Löw 1983, Gardner et al. 1979). En enkelt ældre observation modsiger imidlertid denne generelle tendens (Khesina et al. 1969).

Ved en nærmere undersøgelse er der observeret væksthæmning ved 0,06 mg benz(a)pyren/l hos *Vibrio parahaemolyticus* (Calder & Lader 1976). Ved 1,5 og 10 mg benz(a)pyren/l i jordsuspension er der observeret øget hæmning ved stigende koncentrationer (Löw 1983). Tilsætning af glucose stimulerede i dette forsøg benz(a)pyren-nedbrydningen.

Lag-fasen under aerobe forhold synes at være relativt lang (i størrelsesordenen flere måneder), og under anaerobe forhold formodes lag-fasen at være meget lang, hvis adaptation da overhovedet kan finde sted (se tabel 5.3).

6 LAVERE, ALIFATISKE CHLOREREDE KULBRINTER (HYDROCARBONER)

Ved chlorerede kulbrinter skal i denne rapport forstås chlorerede forbindelser udfra metan, ethan, og ethen (C_1 og C_2 alifater). Oversigt over de systematiske navne og hyppigt anvendte trivialnavne er givet i tabel 6.1.

Tab. 6.1 Navneoversigt over C_1 og C_2 chlorerede opløsningsmidler. Naming list for C_1 and C_2 chlorinated hydrocarbons.

Formel	Systematisk navn	Hyppigt anvendte trivialnavne
Chlormethaner:		
CH_3Cl	chlormethan	Methylchlorid
CH_2Cl_2	dichlormethan	Methylenchlorid , methylen dichlorid
$CHCl_3$	trichlormethan	Chloroform , CF
CCl_4	tetrachlormethan	Carbontetrachlorid , tetraklorkulstof, perchlormethan, CT
Chlorethaner:		
CH_2Cl-CH_3	chlorethan	ethylchlorid, chlorethyl
CH_2Cl-CH_2Cl	1,2-dichlorethan	ethylen dichlorid
$CHCl_2-CH_3$	1,1-dichlorethan	
CCl_3-CH_3	1,1,1-trichlorethan	methylchloroform, chloroethene, 1,1,1-TCA*
$CHCl_2-CH_2Cl$	1,1,2-trichlorethan	vinyltrichlorid, 1,1,2-TCA*
Chlorethener:		
$CHCl=CH_2$	chlorethen	vinylchlorid , chlorethylen
$CHCl=CHCl$	1,2-dichlorethen	1,2-dichlorethylen , acetylen dichlorid, DCE
$CCl_2=CHCl$	trichlorethen	trichlorethylen , TCE, TRI
$CCl_2=CCl_2$	tetrachlorethen	tetrachlorethylen , perchlorethylen, PER, PCE

* NB! TCA bruges også om CCl_3-COOH eller trichloracetic acid

De chlorerede C_1 og C_2 forbindelser har specielle egenskaber. I forureningsmæssig sammenhæng med fx spild af klorerede opløsningsmidler er det et specielt problem at de rene stoffer er organiske væsker, der er tungere end vand og derfor synker til bunds.

I modsat retning virker, at de chlorerede C_1 og C_2 forbindelser næsten uden undtagelse er stærkt flygtige og derfor kan fjernes ved fordampning.

Litteraturgennemgangen viser, at der findes to hovedformer for biologisk nedbrydning af C_1 og C_2 chlorerede forbindelser:

- o Aerob nedbrydning ved co-metabolisme med de analoge gasser (methan og propan)
- o Anaerob nedbrydning ved reduktiv dechlorering under methanogene forhold.

Foruden biologisk nedbrydning kan C_1 og C_2 chlorerede kulbrinter nedbrydes abiotisk ved hydrolyse, substitution eller elimination (Grøn 1987, Vogel og McCarty 1987), men abiotisk nedbrydning er væsentlig langsommere end biologisk nedbrydning. Den biologiske nedbrydning er afhængig af antallet af substituerede chloratomer samt placeringen af chloratomerne. Det er karakteristisk at ved den **aerobe** nedbrydning ved **co-metabolisme** findes stigende persistens med stigende chlorindhold. Ved **anaerob** nedbrydning ved **reduktiv dechlorering** findes stigende persistens med faldende chlorindhold. Dette betyder, at når et chloratom er fjernet vil det næste være sværere at fjerne og der vil derfor være tendens til ophobning af mellemprodukter. Den anaerobe nedbrydning er betydeligt langsommere end den aerobe nedbrydning.

Aerob biologisk nedbrydning af chlorerede C_1 og C_2 forbindelser

Normalt regnes chlorerede C_1 og C_2 forbindelser for at være persistente under aerobe forhold. Aerob nedbrydning af chlorerede C_1 og C_2 forbindelser er dog mulig ved co-metabolisme ved oxidation af **naturgas**komponenter (hovedsagelig methan, ethan og propan) (Wilson og Wilson 1985). Jf. Nichols 1987 og Fogel et al. 1987 skyldes nedbrydningen "tilfældig metabolisme" via enzymet methanmonooxygenase, som foretager den initielle oxidation af methan til methanol ved methanotrofe bakteriers vækst. På figur 6.1 er vist forløbet af normal bakteriel methan oxidation.

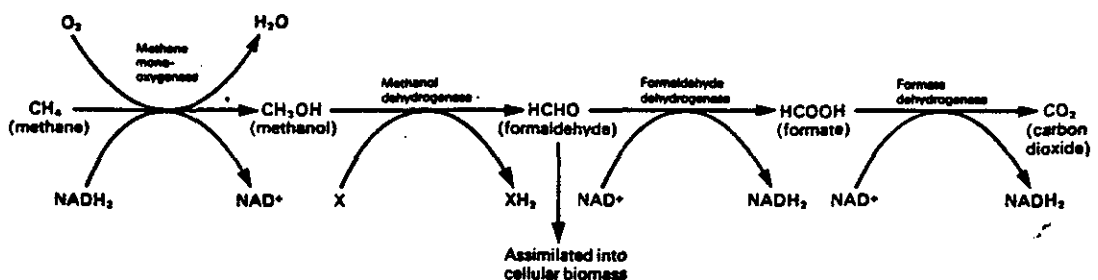


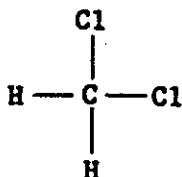
Fig. 6.1 Mikrobiel oxidation af methan. Dalton og Stirling 1982. Microbial oxidation of methane.

Anaerob biologisk nedbrydning af chlorerede C_1 og C_2 forbindelser

Biologisk nedbrydning ved reduktiv dechlorering under methanproducerende forhold er undersøgt for nylig (Bouwer, McCarthy, Vogel, Kleopfer, Lage, Parson, Wilson). Bouwer 1987 og Bouwer og Wright 1987 understreger betydningen af de tilgængelige elektronacceptorer under de givne redoxforhold. Således nedbrydes chlorerede C₁ og C₂ forbindelser under methanproducerende forhold (CO₂ elektronacceptor). Under sulfatreducerende forhold (SO₄²⁻ elektronacceptor) nedbrydes især C₂ chlorerede forbindelser langsommere og under denitrificerende forhold (NO₃⁻ elektronacceptor) er visse C₂ chlorerede forbindelser såsom tetrachlorethan persistente.

Anaerobe processer er ofte langsomme at starte op og den reduktive dechlorering kan give anledning til ophobning af eksempelvis vinylchlorid. B.H. Wilson et al. 1986 konkluderer dog at reduktiv dechlorering ikke behøver at resultere i ophobning af farlige nedbrydningsprodukter, og at reduktionen kan være hurtig og fuldstændig, når først nedbrydningen går igang efter en lag fase.

6.1 Dichlormethan (methylenchlorid)



Nedbrydningsforløbet for dichlormethan kan gå forskellige veje, hvilket fremgår af figur 6.2.

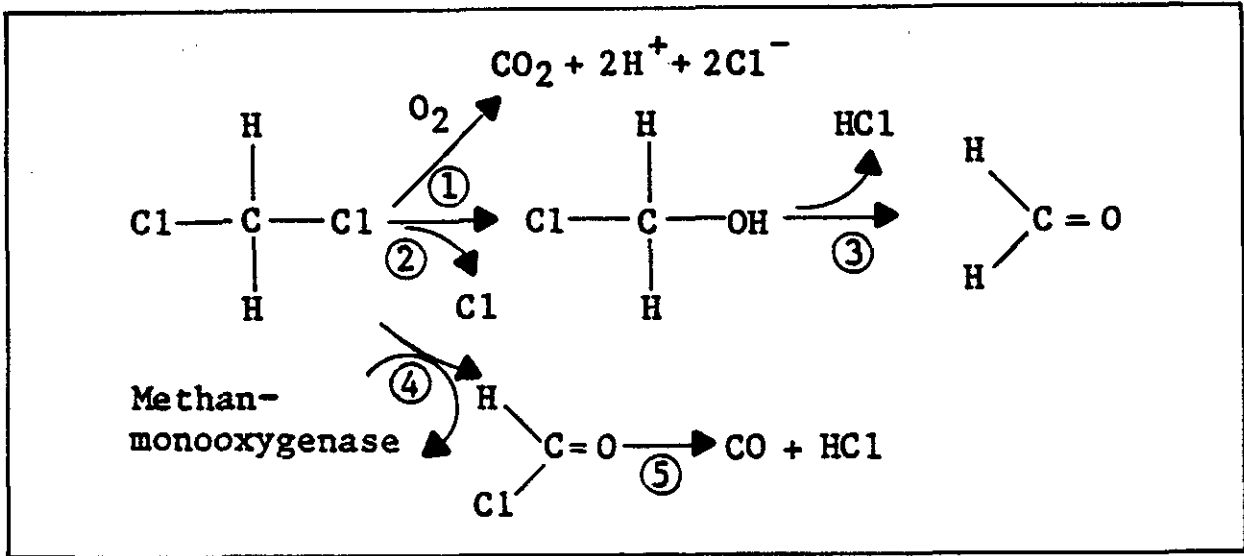


Fig. 6.2 Foreslåede nedbrydningsforløb for dichlormethan. Proposed degradation paths for dichloromethane.

1) Kästner (1986) 2 - 5) Brunner (1980)

Dichlormethan kan nedbrydes både aerobt og anaerobt som primært substrat af en fakultativ methylotropisk bakterie (Pseudomonas strain DM1) (Brunner 1980). Ved anvendelse af dichlormethan, som primært substrat, regnes med en substitution af det ene chloratom (reaktion 2) efterfulgt af et hurtigt henfald til formaldehyd, som kan assimileres af bakterien. Processen kræver ikke molekulært ilt, hvilket sandsynliggøres af at dechloreringen også foregår anaerobt med omkring 60% af den aerobe hastighed (Brunner 1980). Brunner antager at ved oxidation med methanmonooxygenase vil slutproduktet blive kulmonoxid, som ikke kan anvendes af bakterien.

I tabel 6.2 er samlet de tilgængelige resultater om nedbrydning af dichlormethan.

Tab. 6.2 Nedbrydning af dichlormethan. Degradation of dichloromethane.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	$t_{1/2}$	Ref.
vand (adap.)	17	aerob	30	100/0.5	<0,04	a
vand	17	anaerob	30	60/0.5		a
vand (deion.)	1	aerob	25	-	540	b
vand (adap.)	840	aerob	?	100/0.75	<0,11	c
vand (adap.)	840	aerob	?	80/30	13	c
vand abiotisk	?	?	25	-	700 år	d
vand (adapt.)	5-10	aerob	25	100/7	<1	e
sandjord	0,2	aerob+naturgas	?	-	0,04	f

a Brunner 1980

b Dilling 1975

c Kästner 1986

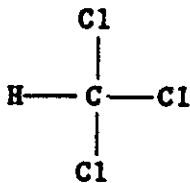
d Schwarzenbach og Giger 1985

e Tabak et al. 1981

f Henson et al. 1987

Tabak et al. (1981) observerer hurtig adaptation og ingen hæmning af mikrobiel vækst med dichlormethan ved 5-10 mg/l.

6.2 Trichlormethan (chloroform)



Trichlormethan er en forbindelse, der har et så højt iltningstrin, at den næppe kan anvendes som kulstofkilde. Ved substitution af et af chloratomerne med hydroxid vil den dannede dichlorhydroxyforbindelse hurtigt henfalde til kulmonoxid og saltsyre. Et mellemprodukt efter en evt. oxidation med methan monooxygenase vil tilsvarende hurtigt henfalde til kuldioxid og saltsyre. Se evt. figur 6.2. Under methanogene forhold antager Bouwer og McCarty (1983), at trichlormethanen nedbrydes til CO_2 og CH_4 . I tabel 6.3 er samlet de tilgængelige resultater om nedbrydning af trichlormethan.

Tab. 6.3 Nedbrydning af trichlormethan. Degradation of trichloromethane.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	$t_{1/2}$	Ref.
Biofilm	0,028	Methanogen	22-23		8 ¹⁾	a
Vand	0,003	Methanogen	35	93/112	11	b
Vand	0,029	Methanogen	35	99/112	16	b
Vand	0,117	Methanogen	35	71/112	63	b
Vand	0,013	Aerob	20	0/175	>175	b
Vand	0,029	Aerob	20	0/175	>175	b
Vand	0,080	Aerob.	20	0/175	>175	b
Biofilm	0,03	Aerob	22-23	0/730	-	c
Biofilm	0,04	Methanogen	22-23	95/60	15	d
Vand	0,06	Denitrific.	25	0/56	>56	e
Biofilm	0,16	Methanogen	23		33 ¹⁾	f
Deion.vand	1,0	Aerob	25		450	g
Jord	0,21	Aerob+naturgas	?		0,05	h
Rådnslam	238,4	Methanogen	?	5/90	1216	i
Rådnslam	119,2	Sulfatreducer.		30/90	175	i
Vand (adap.)	0,354	Aerob	?	96-98/11	<2-3	i
Vand abiotisk	-	Aerob	25	-	3500 år	j
Vand	5-10	Aerob	25	49-46/7		k
Vand adapteret	5-10	-	25	100/7	<1	k
Jordsøjle	0,90	Aerob	20	5/2	27	l
jordsøjle	0,25	Aerob	20	8/2	17	l
Jord	0,6-0,8	Aerob	17	<3/7	>160	m

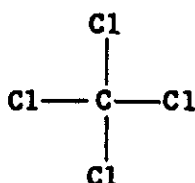
¹⁾ Biomassekoncentrationen sat til 100 µg/l.

- | | |
|----------------------------|---|
| a) Bouwer og McCarty 1985 | h) Henson et al. 1987 |
| b) Bouwer et al. 1981 | i) Kästner 1986 (10 ⁹ org./ml) |
| c) Bouwer et al. 1982 | j) Schwarzenbach og Giger 1985 |
| d) Bouwer et al. 1983a | k) Tabak 1981 |
| e) Bouwer og McCarty 1983b | l) Wilson et al. 1981 |
| f) Bouwer og Wright 1987 | m) Wilson et al. 1983b |
| g) Dilling 1975 | |

Af tabel 6.3 ses at nedbrydningshastighederne varierer kraftigt, hvilket nok skyldes varierende koncentrationer af biomassen, som ikke har været oplyst. Desuden ses at den aerobe nedbrydning med naturgas som primært substrat er langt den hurtigste.

Cellevæksthæmning hos Pseudomonas putida med trichlormethan er observeret ved 125 mg/l (Bringmann & Kühn (1980), Tabak et al. (1981) observerer ingen hæmning ved 5-10 mg/l, men gradvis adaptation.

6.3 Tetrachlormethan (carbontetrachlorid)



For tetrachlormethan gælder tilsvarende forhold, som for trichlormethan. Det mest sandsynlige nedbrydningsforløb både under aerobe og anaerobe forhold er en biologisk katalyseret hydrolyse, som resulterer i CO_2 , og 4H^+ og 4Cl^- Bouwer og McCarty (1983), Kästner (1986). Under methanogene forhold er endvidere observeret reduktiv dechlorering til trichlormethan, Bouwer og McCarty (1983b), Parson og Lage (1985).

I tabel 6.4 er samlet en række observationer af nedbrydeligheden under forskellige betingelser.:

Tab. 6.4 Nedbrydning af tetrachlormethan. Degradation of tetrachloromethane.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning		Ref.
				%/dage	$t_{1/2}$	
Biofilm	0,017	methanogene	22-23	-	3,30 ¹⁾	a
Vand	0,149	methanogene	35	100/16	<8	b
Vand	0,054	denitrificer.	25	63/14	10	c
Vand	0,076	denitrificer.	25	69/14	12	c
Biofilm+acetat	0,17	denitrificer.	23	-	19 ¹⁾	d
Biofilm+acetat	0,17	sulfatreducer.	23	-	35 ¹⁾	d
Biofilm+acetat	0,17	methanogene	23	-	11 ¹⁾	d
Jord	1,1	aerob+naturgas		?	0,16	e
Rådeslam	307,2	sulfatred. og	?	100/90	<14	f
Rådeslam	153,6	methanogen		100/90	<14	f
Aktivt slam	60,0	aerob	?	76/14	<7	f
Vand	5-10	aerob	25	87-80/7		g
Vand, adapteret	5-10	aerob	25	100/7	<3	g

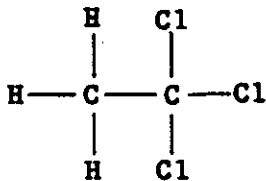
¹⁾ Beregnet udfra en biomassekonc. på 100 µg/l

a Bouwer og McCarty 1985
 b Bouwer og McCarty 1983a
 c Bouwer og McCarty 1983b
 d Bouwer og Wright 1987

e Henson et al. 1987
 f Kästner 1986
 g Tabak et al. 1981

Cellevæksthæmning hos *Pseudomonas putida* med tetrachlormethan er observeret ved 30 mg/l. Tabak et al. (1981) observerer ingen hæmning ved 5-10 mg/l og hurtig adaptation.

6.4 1,1,1-Trichlorethan



Nedbrydningsforløbet for 1,1,1-trichlorethan er ikke særlig godt belyst. Aerob nedbrydning er ikke omtalt i detaljer, men må formodes at give CO₂ som slutprodukt med eddikesyre (CH₃COOH), som et sandsynligt mellemprodukt.

Anaerobe nedbrydningsforløb er bedre belyst og fremgår af figur 6.3.

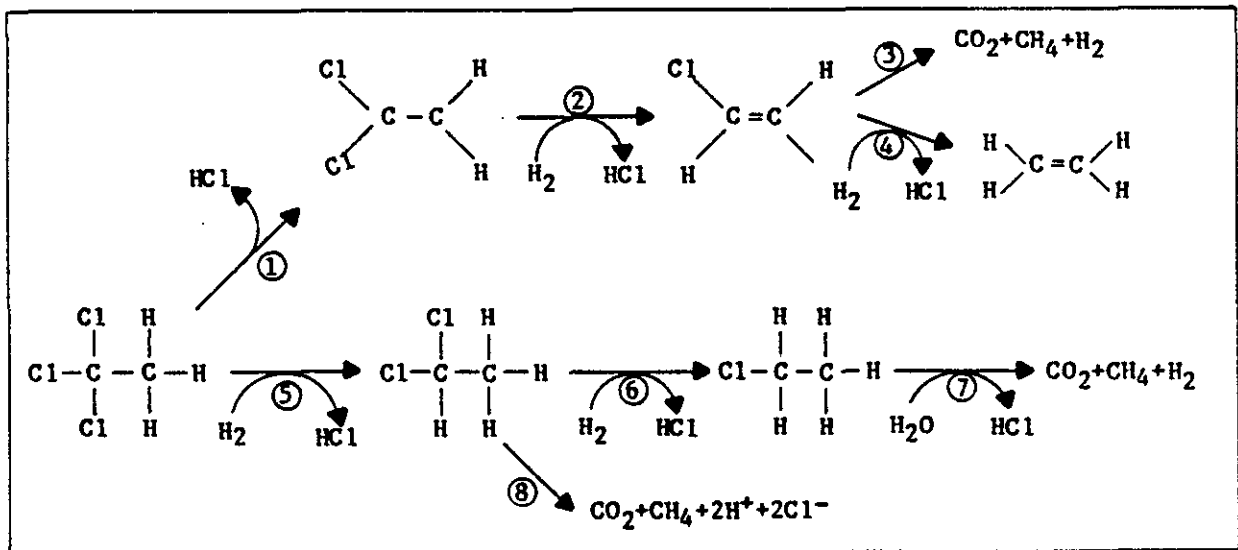


Fig. 6.3 Mulige nedbrydningsveje for 1,1,1-trichlorethan under anaerobe (methanogene) forhold. Possible degradation routes for 1,1,1-trichloroethane under anaerobic (methanogenic) conditions

- 1 Vogel og McCarty (1987)
- 2 Barrio-Lage 1986, Vogel og McCarty 1985, Wilson et al. 1986
- 3 Vogel og McCarty (1985)
- 4 Bower og McCarty (1983)a
- 5 Vogel og McCarty (1987), Parson og Lage 1985
- 6 Vogel og McCarty (1987)
- 7 ?
- 8 Bower og McCarty (1983)
- 9 Belay & Daniels (1987)

I tabel 6.5 er samlet de fundne nedbrydningshastigheder for 1,1,1-trichloroethan.

Tab. 6.5 Nedbrydning af 1,1,1-Trichlorethan. Degradation of 1,1,1-trichloroethane.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	$t_{1/2}$	Ref.
Biofilm	0,017	methanogene	22-23		15 ¹⁾	a
Biofilm	0,016	aerob	22-23	0/730	-	b
Vand	0,229	methanogen	35	85/16	5	c
Vand	0,053	denitrificer.	25	0/56	>56	d
Biofilm	0,17	denitrificer.	23		3466 ¹⁾	e
Biofilm	0,17	sulfatreducer.	23		1386 ¹⁾	e
Biofilm	0,17	methanogene	23		7 ¹⁾	e
Vand, deion.	1,0	aerob	25		180	f
Jord	0,21	aerob+naturgas			- 0,43	g
Vand (adap.)	0,171	aerob	?	96-98/11		h
Vand (adap.)	5	aerob	25	29/7		i
Vand	10	aerob	25	23/7		i
Vand	5	aerob	25	83/7	2,7	i
Vand	10	aerob	25	75/7	3,5	i
Grundvand	1,8	aerob	20		- >1022	j
Jord	0,765	aerob+propan	?	0/25		k
Jord	0,6-0,8	aerob	17	<3/7		l

¹⁾ Beregnet ud fra en biomasse på 100 µg/l

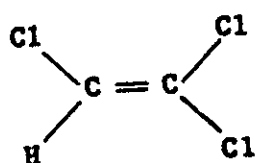
a Bouwer og McCarty 1985
 b Bouwer og McCarty 1982
 c Bouwer og McCarty 1983a
 d Bouwer og Wright 1983b
 e Bouwer og Wright 1987
 f Dilling 1975

g Henson et al. 1987
 h Kästner 1986
 i Tabak et al. 1981
 j Vogel og McCarty 1987
 k Wilson og White 1986
 l Wilson et al. 1983b

Af tabel 6.5 ses at 1,1,1-trichlorethan nedbrydes forholdsvis langsomt. Kun ved aerob nedbrydning med naturgas kommer halveringstiden ned under 1 døgn. Ved grundvandslignende forhold er halveringstiden på flere år.

Cellevæksthæmning hos Pseudomonas putida med 1,1,1-trichlorethan er observeret ved 93 mg/l. Tabal et al. (1981) observeredes ingen hæmning ved 5-10 mg/l samt langsom til moderat nedbrydning med gradvis adaptation.

6.5 Trichlorethen (Trichlorethylen)



Som tidligere omtalt kan trichlorethen nedbrydes aerobt ved såkaldt tilfældig metabolisme. Fogel et al. 1986 har foreslået det i figur 6.4 angivne nedbrydningsforløb for TCE. Nelson et al. (1987) har også vist en aerob nedbrydning, men i deres tilfælde kræves tilstedeværelse af phenol, toluen, o-cresol eller m-cresol. Det antages, at dette skyldes, at aromat nedbrydningen inducerer et eller flere enzymer, der er nødvendige for TCE-nedbrydning.

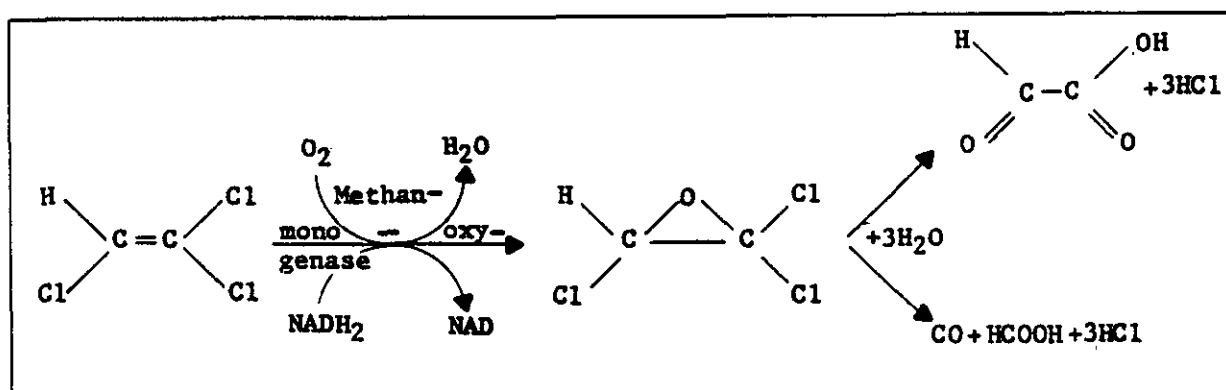


Fig. 6.4 Nedbrydningsforløb aerob nedbrydning af trichlorethen v.h.a enzymet methanmonooxygenase. Fogel et al. 1986. Degradation route for trichloroethylene by the enzyme methanemonooxygenase.

Nedbrydning af trichlorethen under methanogene forhold er rimelig veldokumenteret og forløbet fremgår af figur 6.5. Til figur 6.5 skal bemærkes at af de tre dichlorethan isomere er cis-isomeren den dominerende.

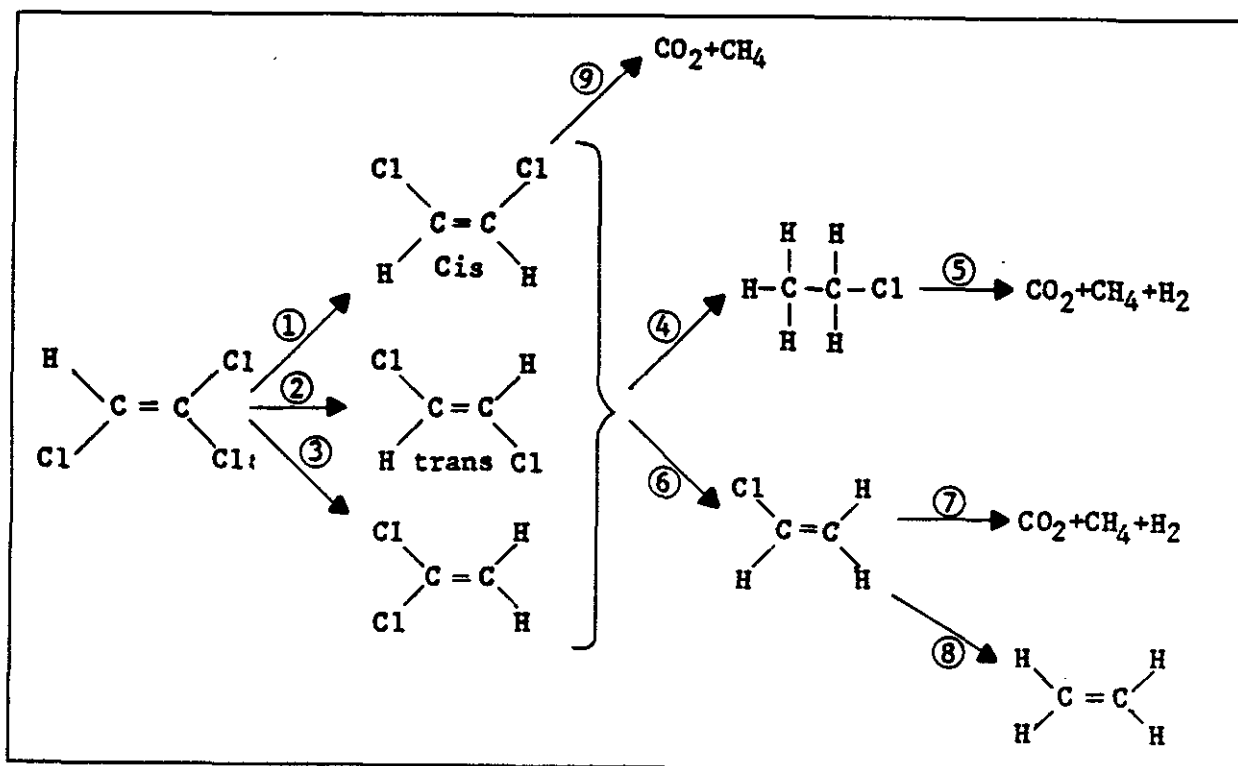


Fig. 6.5 Nedbrydning af trichlorethen under methanogene forhold. Degradation of trichloroethylene under methanogenic conditions.

- 1 Parsons og Lage 1985, Barrio-Lage 1987, Kloepfer et al. 1986
Kästner 1986, Parsons et al. 1984, Vogel og McCarty 1985
- 2 Parsons og Lage 1985, Barrio-Lage 1987, Kloepfer et al. 1986
Parsons et al. 1985, Vogel og McCarty 1985
- 3 Tvivlsom, Parsons og Lage 1985
- 4 Barrio-Lage 1986, Vogel og McCarty (1985)
- 5 ?
- 6 Barrio-Lage 1986, Kloepfer et al. 1986, Parson et al. 1984,
Vogel og McCarty 1985
- 7 Vogel og McCarty 1985
- 8 Bouwer og McCarty 1983a
- 9 Bouwer og McCarty (1983)

I tabel 6.5 er givet nedbrydningsforsøg ved trichlorethen i litteraturen.

CIS ER DOMINERENDE

Tab. 6.5 Nedbrydning af Trichlorethen. Degradation of trichloroethylene.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning		Ref.
				%/dage	t _{1/2}	
Jord	5	anaerob	25	-	33-90	a
Aquifer materiale	0,085	anaerob	20	<3/7		b
Vand (bl.kultur)	0,012	methanogen	35	25/112	270	c
Vand	0,034	methanogen	35	12/112	620	c
Vand	0,127	methanogen	35	46/112	127	c
Vand (podet)	0,011	aerob	20	0/175	>175	c
Vand	0,031	aerob	20	0/175	>175	c
Vand	0,081	aerob	20	0/175	>175	c
Vand	0,178	methanogen	35	40/57	78	d
Vand, deion.	1,0	aerob	25	-	320	e
Vand	0,08	aerob+methan	20	81/0.3	<2	f
Vand	0,65	aerob	20	69/4	2,4	f
Jord	1,0	aerob+naturgas	?	-	0,03	g
Vand, adapteret	1,436	aerob	?	96-98/11		h
Vand	50	aerob	?	44/14		h
Vand	36	aerob/anaerob	?	56/16		h
Vand	5	aerob	25	64/7		i
Vand	10	aerob	25	38/7		i
Vand, adapteret	5	aerob	25	87/7		i
Vand	10	aerob	25	84/7		i
Jord	0,82	aerob+propan	?		5-9	j
Jord	0,90	aerob	20	14/2		k
Jord	0,18	aerob	20	0/2		k
Aquifermateriale	0,6-0,8	aerob	17	<2/7	<1,2	l
Jord	0,15	aerob+methan	?	95/7		m

a Barrio-Lage 1987

b Wilson et al. 1983

c Bouwer et al. 1981

d Bouwer og McCarty 1983a

e Dilling 1975

f Fogel et al. 1986

g Henson et al. 1987

h Kästner 1986 (10⁹ org/ml)

i Tabak et al. 1981

j Wilson og White 1986

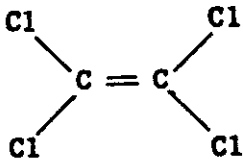
k Wilson et al. 1981

l Wilson et al. 1983b

m Wilson og Wilson 1985

Cellevæksthæmning af *Pseudomonas putida* med trichlorethen er observeret ved 65 mg/l. Tabak et al. (1981) observeres ingen hæmning ved 5-10 mg/l samt signifikant nedbrydning med gradvis adaptation.

6.6 Tetrachlorethen (Tetrachlorethylen)



Aerob nedbrydning af tetrachlorethen forløber sandsynligvis svarende til trichlorethen, men hastigheden er ca. 10 gange mindre jf. Henson et al. 1987. Ved methanogene forhold nedbrydes tetrachlorethen ved reduktiv dechlorering til trichlorethen, Parsons og Lage (1985). Bouwer og McCarty (1983), Parsons et al. (1984) og Vogel og McCarty (1985). Herefter vil nedbrydningen forløbet som før trichlorethen.

I tabel 6.7 er givet de fundne nedbrydningshastigheder.

Tab. 6.7 Nedbrydning af tetrachlorethen. Degradation of tetrachloroethylene.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	$t_{1/2}$	Ref.
Biofilm	0,015	methanogen	22-23		87 ¹⁾	a
Vand + jord	0,085-0,666	anaerob	20	<5/7		b
Vand (podet)	0,010	methanogen	35	30/112	218	c
Vand (podet)	0,032	methanogen	35	38/112	165	c
Vand (podet)	0,130	methanogen	35	57/112	92	c
Vand (podet)	0,0088	aerob	20	0/175		c
Vand (podet)	0,033	aerob	20	0/175		c
Vand (podet)	0,074	aerob	20	0/175		c
Biofilm	0,01	aerob	22-23	0/730		d
Vand	0,152	methanogen	35	100/57	<19	e
Biofilm	0,170	methanogen	23	-	74 ¹⁾	f
Vand, deion.	1,0	aerob	25	-	264	g
Vand	0,2	aerob+methan	20	0/4		h
Jordsøjle	0,7	aerob+methan	?	-	0,26	i
Vand	0,13	aerob	?	96-98/11		j
Jord	0,0878	aerob/anaerob	25	67/21	12,7	k
Jord	1,43	aerob/anaerob	25	68/21	13,0	k
Jord	0,25	aerob/anaerob	25	15/11	46,2	k
Vand	5	aerob	25	45/7		l
Vand	10	aerob	25	30/7		l
Vand, adapteret	5	aerob	25	87/7		l
Vand, adapteret	10	aerob	25	84/7		l
Vand+jord	0,6-0,8	aerob	17	<2/7		m

¹⁾ Beregnet ud fra en biomasse på 100 µg/l

a Bouwer og McCarty 1985	h Fogel et al. 1976
b Wilson et al. 1983	i Henson et al. 1987
c Bouwer og McCarty 1981	j Kästner 1986
d Bouwer og McCarty 1982	k Parsons et al. 1984
e Bouwer og McCarty 1983a	l Tabak et al. 1981
f Bouwer og Wright 1987	m Wilson et al. 1983b
g Dilling 1975	n Vogel og McCarty 1985

Af tabel 6.7 ses, at tetrachlorethen er mere persistent end de øvrige C₁ og C₂ chlorerede forbindelser, således er der kun i et enkelt tilfælde observeret en halveringstid mindre end 1 uge.

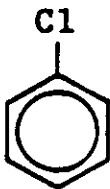
Tabak et al. (1981) observerer ingen hæmning ved 5-10 mg/l samt signifikant nedbrydning med gradvis adaptation.

7 CHLORBENZENER

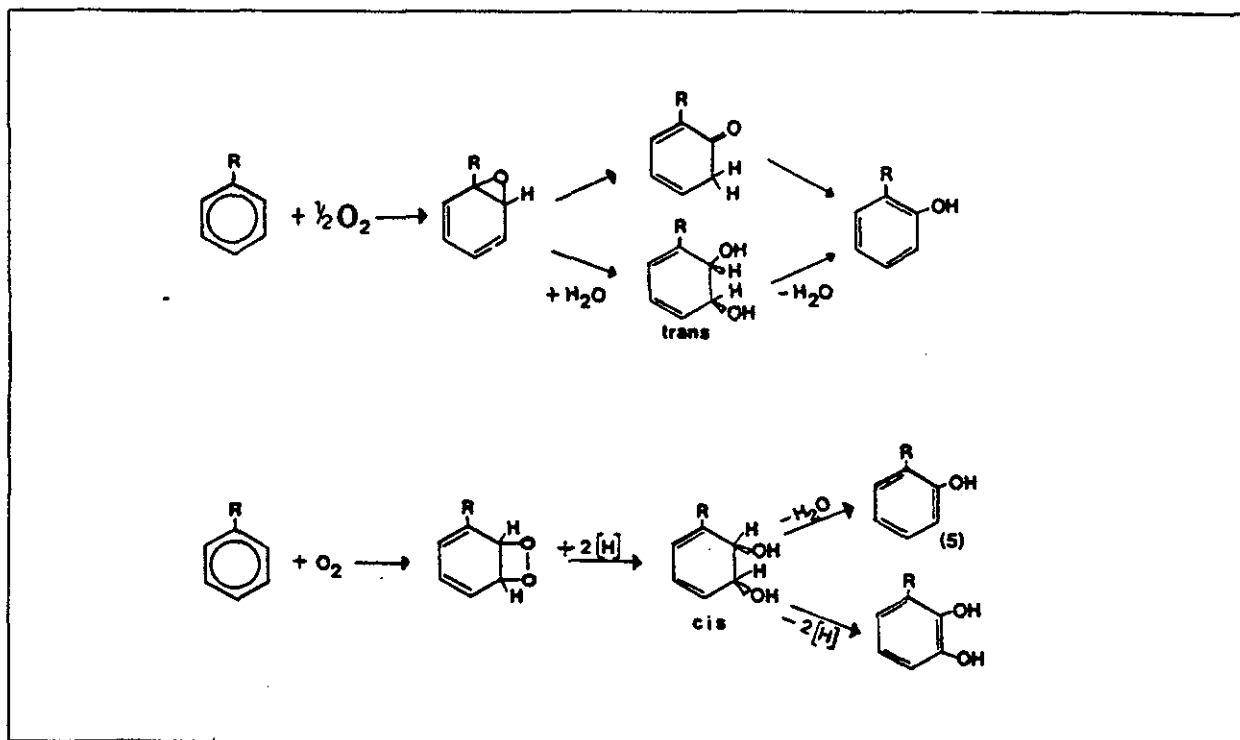
Bionedbrydeligheden er lavere for chlorbenzener end for benzen. Nedbrydeligheden falder tilsyneladende med stigende antal chloratomer (Tabak et al. 1981, Patterson & Kodykala 1981 m.fl.). Dette hænger bl.a. sammen med, at chlorbenzener i højere koncentrationer kan virke toksiske over for mikroorganismer. Toksiciteten stiger med stigende antal chloratomer (Tabak et al. 1981).

Chlorbenzener kan formentlig kun nedbrydes aerobt - d.v.s.under tilstedeværelse af molekylært ilt.

7.1 Chlorbenzen



Chlorbenzen består af en benzenring, hvor et enkelt hydrogenatom er substitueret med chlor. Mulige nedbrydningsveje for chlorbenzen er ikke klarlagt i detaljer; men der vil formentlig ske en initial hydroxylering ved monooxygenase- eller dioxygenaseaktivitet som vist i figur 7.1. Den videre nedbrydning er ikke kendt, men kløvning af benzenringen er påvist (Verschueren 1983).



Figur 7.1 Mulige nedbrydningsveje for chlorbenzen. R = radikal, i dette tilfælde chlor. Efter Ballschmiter & Scholz 1980.

Der eksisterer kun få undersøgelser over nedbrydningshastigheder for chlorbenzen (se tabel 7.1). De relativt sparsomme resultater kunne tyde på, at chlorbenzen må betragtes som relativt letnedbrydeligt under aerobe forhold (Tabak et al. 1981, Wilson et al. 1981, Pfaender & Bartholomew 1982, Bouwer 1987).

Selv ved lange forsøgsperioder er anaerob nedbrydning af chlorbenzen ikke konstateret (se tabel 7.1). Chlorbenzen må derfor antages at være persistent i anaerobe miljøer.

Tab. 7.1 Nedbrydning af chlorbenzen. Degradation of chlorobenzene.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	200	aerob	30	100/58	a
Vand	5	aerob	25	49/7	b
Vand	10	aerob	25	37/7	b
Vand (adapteret)	5	aerob	25	100/7	b
Vand (adapteret)	10	aerob	25	95/7	b
Grundvand	0,01	aerob	?	91/20	c
Grundvand	0,01	sulfatred.	?	0/1000	c
Grundvand	0,01	nitratred.	?	0/1000	c
Grundvand	0,01	methanogen	?	0/1000	c
Sediment	<0,0001	methanogen	20	0/203	d

a) Verschueren 1983

c) Bouwer 1987

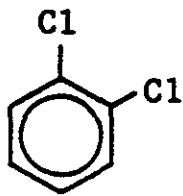
b) Tabak et al. 1981

d) Horowitz et al. 1982

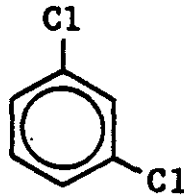
Cellevæksthæmning hos Pseudomonas putida er observeret ved en koncentration af chlorbenzen på 17 mg/l (Bringmann & Kühn 1980). I batchkulturer er der fundet væksthæmning hos bakterierne Pseudomonas cepacia, Aeromonas hydrophila og Bacillus subtilis ved koncentrationer på henholdsvis 487 mg/l, 2,4 mg/l og 2,4 mg/l (Schubert 1979). Ved 10 mg/l i en batchkultur fandtes ikke hæmning af chlorbenzennedbrydning (Tabak et al.) (1981)).

Med chlorbenzen som eneste kulstofkilde sker adaptationen i løbet af nogle uger, og lag-fasen synes at stige ved stigende koncentrationer (Tabak et al. 1981).

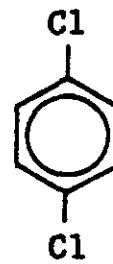
7.2 Dichlorbenzener



1,2-



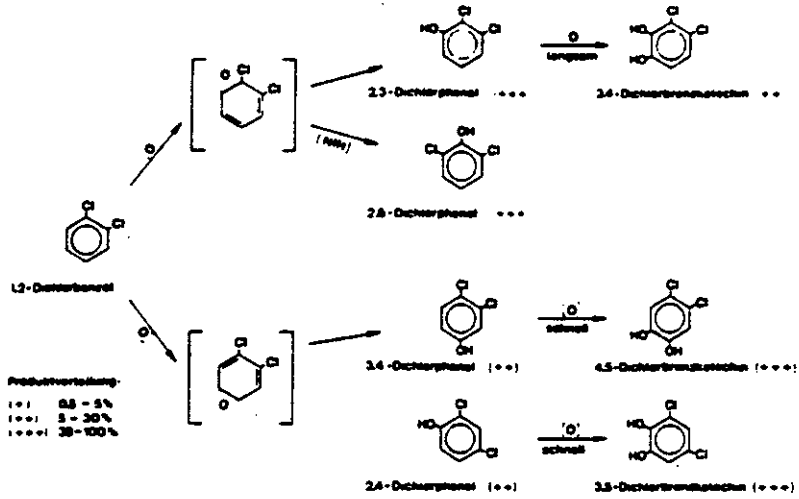
1,3-



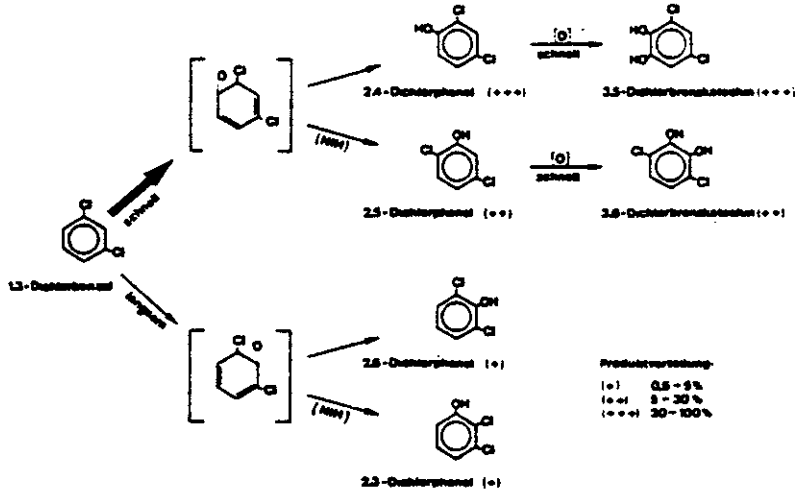
1,4-

Dichlorbenzener findes i tre isomere former som skitseret ovenfor. Mulige aerobe nedbrydningsveje fremgår af figur 7.2. Den initiale oxidation sker under dannelse af dichloreret catechol. Den videre nedbrydning er ikke klarlagt i detaljer, men ringbrydning er konstateret hos alle tre isomere og sker formentlig under dannelse af en dicarboxylsyre (Verschuereen 1983, De Bont et al. 1986).

1,2 - DICHLORBENZEN



1,3 - DICHLORBENZEN



1,4 - DICHLORBENZEN

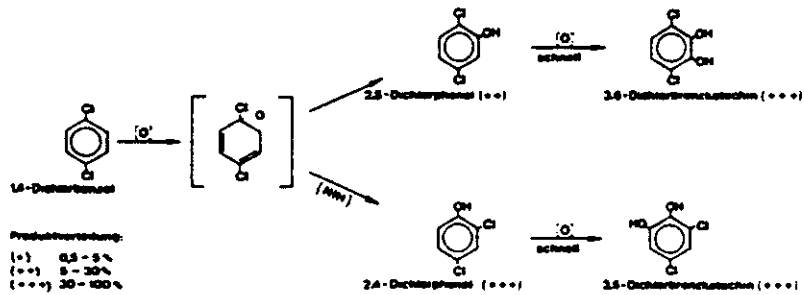


Fig. 7.2 Aerobe nedbrydningsveje for dichlorbenzener. Efter Ballschmiter & Scholz 1980. Aerobic degradation of dichlorobenzenes.

Der eksisterer kun få undersøgelser over bionedbrydeligheden af dichlorbenzener. Tilgængelige resultater fremgår af tabel 7.2, 7.3 og 7.4. Af tabellerne fremgår, at dichlorbenzener er bionedbrydelige under aerobe forhold.

Dichlorbenzenerne synes at være persistente under anaerobe betingelser.

Tab. 7.2 Nedbrydning af 1,2-dichlorbenzen. Degradation of 1,2-dichlorobenzene.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	200	aerob	30	100/72	a
Vand	5	aerob	25	45/7	b
Vand	10	aerob	25	20/7	b
Vand (adapteret)	5	aerob	25	29/7	b
Vand (adapteret)	10	aerob	25	18/7	b
Grundvand	0,01	aerob	?	97/20	c
Grundvand	0,01	sulfared.	?	0/1000	c
Grundvand	0,01	nitratred.	?	0/1000	c
Grundvand	0,01	methanogen	?	0/1000	c
Jord	0,04	aerob	?	20/18	d

a) Verschueren 1983
b) Tabak et al. 1981

c) Bouwer 1987
d) Zehnder 1984

Tab. 7.3 Nedbrydning af 1,3-dichlorbenzen. Degradation of 1,3-dichlorobenzene

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	200	aerob	30	100/96	a
Vand	5	aerob	25	59/7	b
Vand	10	aerob	25	58/7	b
Vand (adapteret)	5	aerob	25	35/7	b
Vand (adapteret)	10	aerob	25	33/7	b
Grundvand	0,01	aerob	?	71/500	c
Grundvand	0,01	sulfared.	?	0/1000	c
Grundvand	0,01	nitratred.	?	0/1000	c
Grundvand	0,01	methanogen	?	0/1000	c

a) Verschueren 1983
b) Tabak et al. 1981

c) Bouwer 1987
d) Zehnder 1984

Tab. 7.4 Nedbrydning af 1,4-dichlorbenzen. Degradation of 1,4-dichlorobenzene

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	200	aerob	30	100/92	a
Vand	5	aerob	25	55/7	b
Vand	10	aerob	25	37/7	b
Vand (adapteret)	5	aerob	25	16/7	b
Vand (adapteret)	10	aerob	25	0/7	b
Grundvand	0,01	aerob	?	99/10	c
Grundvand	0,01	sulfared.	?	0/1000	c
Grundvand	0,01	nitratred.	?	0/1000	c
Grundvand	0,01	methanogen	?	0/1000	c
Jord	0,00023	aerob	?	>95/50	d
Jord	0,04	aerob	?	90/18	d
Jord	0,0003	aerob	20	100/50	e
Jord	0,06	nitratred.	20	0/90	e
Jord	0,00024	nitratred.	20	100/90	f
Jord (adapteret)	0,00024	aerob	20	84/28	f

a) Verschuieren 1983

b) Tabak et al. 1981

c) Bouwer 1987

d) Zehnder 1984

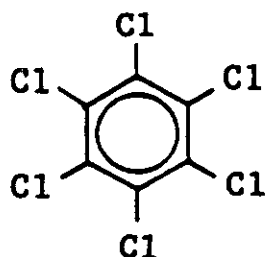
e) Kuhn et al. 1985

f) Hutchins & Ward 1984

For 1,2-dichlorbenzen er cellevæksthæmning hos Pseudomonas putida observeret ved en koncentration på 15 mg/l (Bringmann & Kuhn 1980). I en anden undersøgelse er hæmning af nedbrydning fundet ved 5 mg/l for alle tre isomere (Tabak et al. 1981). Hæmningen var total ved 10 mg/l for 1,4-dichlorbenzen.

Lag-fasen synes under aerobe betingelser at være relativt lang (Tabak et al. 1981). Ved længere tids eksponering synes dichlorbenzenerne at virke toksiske over for mikroorganismene. Disse forhold gør, at dichlorbenzener kan karakteriseres som forholdsvis svært nedbrydelige under aerobe forhold.

7.3 Hexachlorbenzen



Hexachlorbenzen er et velkendt fungicid (svampedræbende middel). Det har vist sig, at hexachlorbenzen ganske langsomt kan omsættes til pentachlorphenol, hvorefter den videre nedbrydning sker som for dette stof (Richard & Shieh 1986).

Hexachlorbenzen må karakteriseres som svært nedbrydeligt under aerobe forhold (se tabel 7.5). Hexachlorbenzen virker tilsyneladende så toksisk over for mikroorganismer, at nedbrydningshastigheden nedsættes væsentligt eller går i stå efter kort tids eksponering for stoffet (Tabak et al. (1981)). I et potteforsøg med 5,6 ppm hexachlorbenzen i jord fandt man efter 19 mdr. ingen nedbrydning af hexachlorbenzen (Beall Jr. 1976). I en enkelt undersøgelse er der konstateret signifikant nedbrydning i aktiveret slam (Richards & Shieh 1986).

Tab. 7.5 Nedbrydning af hexachlorbenzen. Degradation of hexachlorobenzene.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	200	aerob	30	0/120	a
Vand	5	aerob	25	56/7	b
Vand	10	aerob	25	21/7	b
Vand (adapteret)	5	aerob	25	5/7	b
Vand (adapteret)	10	aerob	25	0/7	b
Jord	5,6	aerob	drivhus	0/570	c

a) Verschueren 1983

c) Beall 1976

b) Tabak et al. 1981

I en batchkultur gav hexachlorbenzen i en koncentration på 5 mg/l en kraftig hæmning i mikrobiel nedbrydningsaktivitet, og hæmningen var total ved 10 mg/l (Tabak et al. 1981). Ved en hexachlorbenzenkoncentration på 5,6 mg/kg jord fandtes i en anden undersøgelse i løbet af 19 mdr. ingen bionedbrydning; derimod var over 95% hexachlorbenzen fordampet i perioden (Beall Jr. 1976).

8 CHLORPHENOLER

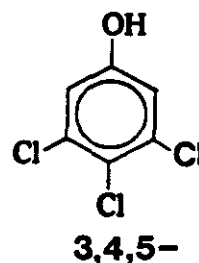
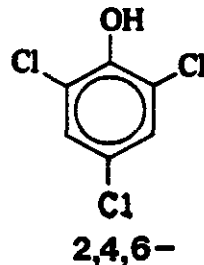
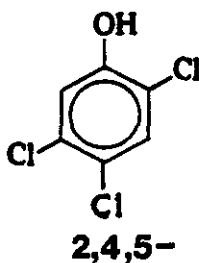
Den mikrobielle nedbrydning af chlorphenoler i jord og akvatiske miljøer er afhængig af antallet af substituerede chloratomer (Kosak et al. 1979) samt placeringen af chloratomerne (Alexander & Aleem 1961). Monochlorphenoler og dichlorphenoler er de lettest nedbrydelige, og pentachlorphenol er relativt svært nedbrydeligt.

Nedbrydningen af chlorphenoler er særdeles påvirket af redoxforholdene i det pågældende miljø. De fleste undersøgelser af den mikrobielle nedbrydning af chlorphenoler er foretaget under aerobe forhold samt under methanogene forhold (Kjeldsen 1986). Der er kun foretaget få undersøgelser over nedbrydning af chlorphenoler under sulfatreducerende forhold (Suflita & Miller 1985, Gibson & Suflita 1986) og der foreligger ingen undersøgelser under denitrificerende forhold.

Undersøgelserne viser, at størst nedbrydning finder sted under aerobe forhold, og at der konstateres langsom nedbrydning under metanogene (anaerobe) forhold (Suflita & Miller 1985, Gibson & Suflita 1986, Baker & Mayfield 1980, Boyd & Shelton 1984, Ide et al. 1978, McRae & Alexander 1965, Suflita et al. 1982, Mikesell & Boyd 1985).

I den følgende gennemgang er det valgt kun at se på de mest chlorerede phenoler, som er de mest persistente.

8.1 Trichlorphenoler



Nedbrydning af trichlorphenoler foregår normalt ved trinvis afkobling af chloratomerne med efterfølgende oxidation af OH-gruppen (Suflita & Miller 1985).

Nedbrydningshastigheden af trichlorphenoler er undersøgt i forskellige miljøer og under forskellige redoxforhold. De sammenfattede resultater ses i tabel 8.1, 8.2 og 8.3. Resultaterne viser, at nedbrydningen af trichlorphenol foregår bedst under aerobe forhold, og at trichlorphenoler må betragtes som letnedbrydelige og med kort adaptationstid under disse forhold. Resultaterne viser desuden, at anaerob nedbrydning kan forekomme, dog med en noget nedsat nedbrydningshastighed.

Endelig er nedbrydning af trichlorphenoler afhængig af placeringen af de substituerede chloratomer. Med forbehold for det sparsomme antal resultater kunne det tyde på, at nedbrydningen af 3,4,5-trichlorphenol foregår væsentligt langsommere end de øvrige tri-chlorphenoler.

Tab. 8.1 Nedbrydning af 2,4,5-trichlorphenol. Degradation of 2,4,5-trichlorphenol.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand (PCPadapt.)	?	aerob	?	0/1	a
Grundvand	60-100	sulfatred.	stue	52/90	b
Grundvand	60-100	methanogen	stue	39/90	b
Søsediment	60-100	anaerob	stue	100/90	b
Akt. slam	60-100	anaerob	37	32/90	b
Jordsusp.	10-100	aerob	30	100/72	c
Jordsusp.	10-100	aerob	30	100/47	c
Jord	1	aerob	23	72/160	d
Steriljord	1	aerob	23	9/160	d
Jord	1	anaerob	23	8/80	d
Steriljord	1	aerob	23	5/80	d

a) Steiert & Crawford 1985
b) Gibson & Suflita 1986

c) Alexander & Aleem 1961
d) Baker & Mayfield 1980

Tab. 8.2 Nedbrydning af 2,4,6-trichlorphenol. Degradation of 2,4,6-trichlorophenol.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	5	aerob	25	100/7	a
Vand	10	aerob	25	100/7	a
Vand (PCPadapt.)	?	aerob	?	100/1	b
Grundvand	1	aerob	?	95/13	c
Grundvand	1	aerob	?	60/3	c
Grundvand	1	aerob	?	45/9	c
Grundvand	1	aerob	?	77/13	c
Slam	20	anaerob	37	100/7	d
Slam	20	anaerob	37	100/28	d
Slam	700	anaerob	?	ca. 45/75	e
Slam	4000	aerob	37	70/125	e
Jordsusp.	10-100	aerob	30	100/5	f
Jordsusp.	10-100	aerob	30	100/13	f
Jord	1	aerob	23	95/3	g
Steriljord	1	aerob	23	27/80	g
Jord	1	anaerob	23	28/80	g
Steriljord	1	anaerob	23	8/80	g

a) Tabak et al. 1981

b) Steiert & Crawford 1985

c) Suflita & Miller 1985

d) Mikesell & Boyd 1985

e) Kincannon & Lin 1985

f) Alexander & Aleem 1961

g) Baker & Mayfield 1980

Tab. 8.3 Nedbrydning af 3,4,5-trichlorphenol. Degradation of 3,4,5-trichlorophenol.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand (PCPadapt.)	?	aerob	?	0/1	a
Jord	1	aerob	23	17/160	b
Steriljord	1	aerob	23	0/160	b
Jord	1	anaerob	23	0/80	b
Steriljord	1	anaerob	23	4/80	b

a) Steiert & Crawford 1985

b) Baker & Mayfield 1980

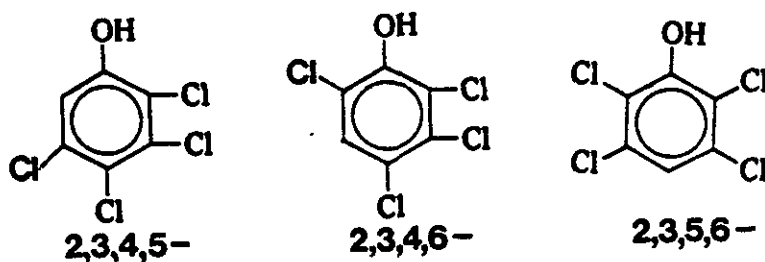
Trichlorphenolers toksicitet overfor mikroorganismer er vderst sparsom belyst. En enkelt undersøgelse har fundet antibakteriel aktivitet som følge af tilstedeværelsen af trichlorphenoler. Undersøgelsen konstaterede komplet hæmning af to bakteriestammer, Aerobacter aerogenes og Bacillus mycoides, ved koncentrationer af 2,4,5-trichlorphenol på henholdsvis 20 mg/l og 15 mg/l (Kosak et al. 1979).

Ved 10 mg/l 2,4,6-trichlorphenol/l i batchkultur er der ikke fundet hæmning af nedbrydning (Tabak et al. 1981)

Ved lavere koncentrationer (ppb-niveau) har det vist sig at der i ikke adapterede miljøer vil være lag-fase fænomener. For enkelte undersøgelser har fundet en lag-fase på seks dage inden nedbrydningen af tri-chlorphenol induceredes (Bossert & Bartha 1984).

Hæmning af metanogenese, som udtryk for hæmning af anaerob vækst er observeret ved flere lejligheder. En undersøgelse har fundet komplet hæmning ved en koncentration på 180 mg/l. (Horowitz et al 1982), hvorimod en anden undersøgelse har fundet næsten komplet hæmning af anaerob aktivitet ved en koncentration på 6 mg/l (Guthrie et al. 1979).

8.2 Tetrachlorphenoler



Nedbrydningsmønstret for tetrachlorphenol er ikke præcist fastlagt ud over, at det formodes, at chloratomerne afkobles successivt, hvorefter benzenringen spaltes og oxideres videre.

Tetrachlorphenoler betragtes sædvanligvis som relativt letnedbrydelige. I tabel 8.4, 8.5 og 8.6 er angivet en række undersøgelsesdata.

Resultaterne i tabel 8.4 viser, at nedbrydningen forløber bedst under aerobe forhold. Den registrerede nedbrydning under anaerobe (metanogene) forhold for 2,3,4,5 tetrachlorphenol kan ikke tilskrives biologisk nedbrydning, idet der ikke er forskel på nedbrydningen i ikke-steril og steril jord (Baker & Manfield 1980).

Tab. 8.4 Nedbrydning af 2,3,4,5-tetrachlorphenol. Degradation of 2,3,4,5-tetrachlorphenol.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand (PCPadapt.)	?	aerob	?	44/1	a
Jord	1	aerob	23	31/160	b
Steriljord	1	aerob	23	1/160	b
Jord	1	anaerob	23	5/80	b
Steriljord	1	anaerob	23	7/80	b
Jord	100	anaerob	28	68/28	c

a) Steiert & Crawford 1985

c) Ide et al. 1972

b) Baker & Mayfield 1980

Tab. 8.5 Nedbrydning af 2,3,4,6-tetrachlorphenol. Degradation of 2,3,4,6-tetrachlorphenol.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand (PCPadapt.)	?	aerob	?	100/1	a
Jordsusp.	10-100	aerob	30	100/72	b
Jord	100	anaerob	28	68/28	c

a) Steiert & Crawford 1985

c) Ide et al. 1972

b) Alexander & Aleem 1961

Tab. 8.6 Nedbrydning af 2,3,5,6-tetrachlorphenol. Degradation of 2,3,5,6-tetrachlorphenol.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand (PCPadapt.)	?	aerob	?	100/1	a
Jord	100	anaerob	28	94/28	b

a) Steiert & Crawford 1985

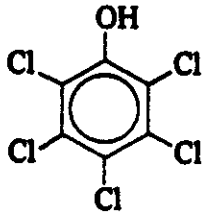
b) Ide et al. 1972

Hæmning af mikroorganismers vækst på grund af tilstedeværelsen af tetrachlorphenoler er konstateret og tetrachlorphenoler har da også været anvendt som bl.a. fungicid. Hvad der derimod er dårligt belyst, er hvilke koncentrationer tetrachlorphenoler skal forefindes i for at hæmme bakterievækst.

En undersøgelse har observeret komplet hæmning af de to bakterier, Aerobacter aerogenes og Bacillus mycoides, ved koncentrationer af 2,3,4,6-tetrachlorphenol på henholdsvis 400 mg/l og 7 mg/l (Kosak et al. 1979).

Adaptionstiden under såvel aerobe som anaerobe forhold synes at være i størrelsesordenen uger til måneder (Baker & Mayfield 1980, Ide et al. 1972, Alexander & Aleem 1961).

8.3 Pentachlorphenol



Nedbrydningsmønstrer hos pentachlorphenol (PCP) er afhængig af, hvorvidt nedbrydningen foregår i aerobt eller anaerobt miljø. Det er sandsynliggjort, at den aerobe omsætning kan foregå ad flere veje (se figur 8.1 og 8.2). Nedbrydningen kan for det første ske under afkobling af chloratomerne successivt (Kosak et al. 1978), hvorved der dannes phenol med en række chlorphenoler som mellemprodukter. Den videre aerobe nedbrydning foregår ved hydroxylering af phenol, og dihydroxyphenolen oxideres videre, hvorved benzenringen kløves og mineraliseres til kuldioxid og vand (Murthy et al. 1979). For det andet kan nedbrydningen starte med dannelse af chlorerede hydroquinoner (Reiner et al. 1978), og for det tredje kan der ske dannelse af chloranisoler fx. methylether-PCP ved biosyntese (Murthy et al. 1979, Dagley 1967). Dannelse af anisol er ubehagelig p.gr.a. deres kraftige lugt.

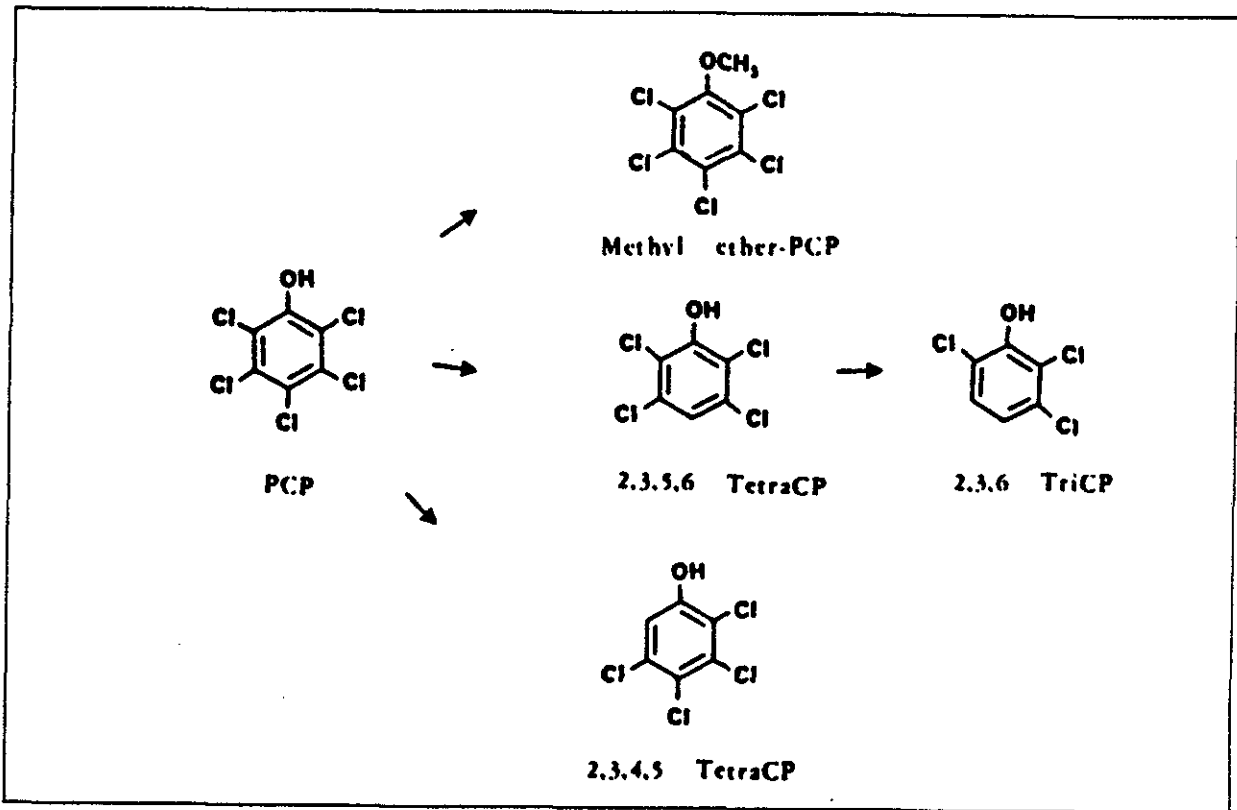


Fig. 8.1 Mulige nedbrydningsveje for pentachlorphenol. Efter Murthy et al. 1979. Degradation of pentachlorophenol.

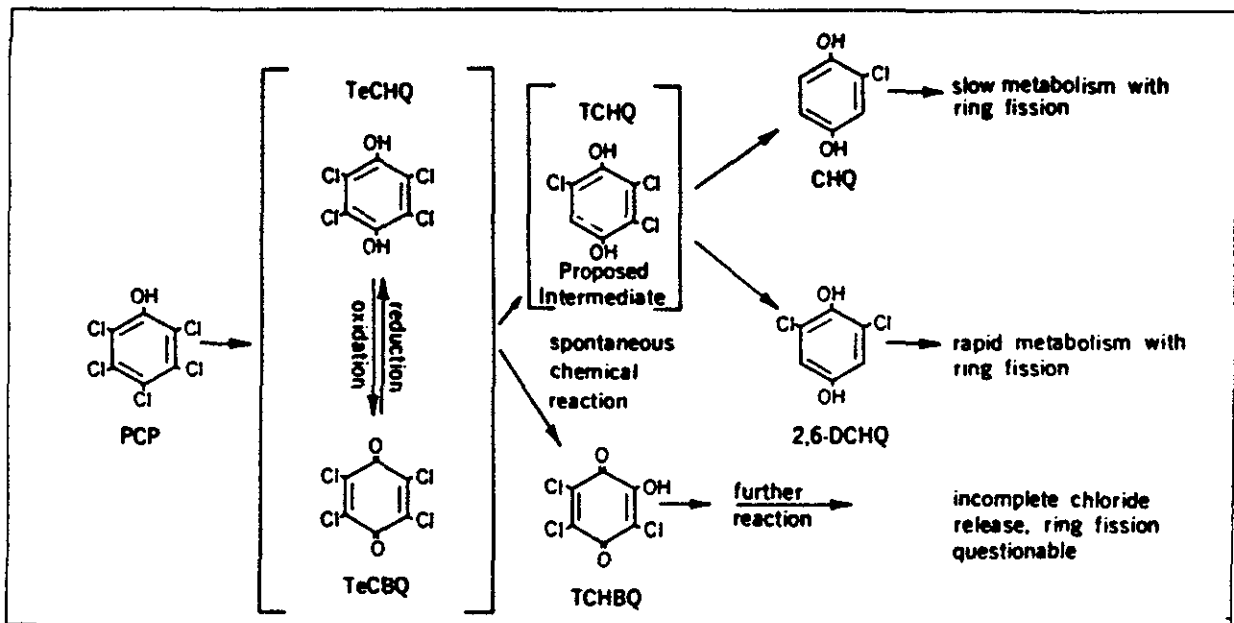


Fig. 8.2 Alternative aerobe nedbrydnings veje for pentachlorphenol. Efter Reiner et al. 1978. Alternative degradation routes for pentachlorophenol.

Anaerob nedbrydning sker ved afkobling af chloratomerne, hvorved der dannes phenol og chlorphenoler. Den videre anaerobe nedbrydning af phenol resulterer ideelt i dannelsen af metan og kuldioxid (Mikesell & Boyd 1985 og 1986). Anaerob omdannelse af PCP kan endelig ske med dannelse af chloranisoler (Dagley 1967).

Nedbrydningshastigheden for PCP er undersøgt i en række tilfælde (tabel 8.7). Disse undersøgelser har vist, at PCP er nedbrydeligt under aerobe og metanogene forhold. Der sker en gradvis adaptation til omsætning af PCP, og adaptationstiden stiger med stigende PCP-koncentration (Crawford & Mohn 1985, Tabak et al. 1981, Guthrie et al. 1984). Resultaterne viser desuden, at nedbrydningen af PCP foregår væsentligt langsommere end for de øvrige chlorphenoler.

Temperaturafhængigheden er undersøgt i to tilfælde (Crawford & Mohn 1985, Trevors 1982). Disse undersøgelser viser ikke uventet, at PCP-nedbrydningen hæmmes væsentligt ved temperaturer under ca. 10 °C og over ca. 40°C.

Væksthæmning hos mikroorganismer ved tilstedeværelsen af pentachlorphenol (PCP) er demonstreret under både aerobe og anaerobe forhold. Disse egenskaber gør at PCP i vid udstrækning har været anvendt til bekæmpelse af mikroorganismer.

Toksicitet overfor aerobe bakteriestammer forekommer ved meget forskellige koncentrationer. Total væksthæmning er observeret for forskellige bakterier ved koncentrationer varierende fra 2,5 mg/l til 2500 mg/l (Kosak et al. 1979). De almindeligt forekommende jordbakterier Pseudomonas aeruginosa og Enterobacter aerogenus synes især at kunne modstå høje PCP-koncentrationer (Kosak et al. 1979). Der er senere undersøgt hæmningen ved varierende koncentrationer af PCP på akvatiske mikroorganismer. I denne undersøgelse har man observeret initial væksthæmning ved koncentrationer på 0.4 mg/l og 1.4 mg/l (Boyd & Shelton 1984).

Ved nedbrydning af PCP er der i flere tilfælde observeret markante lagfaser. I et tilfælde er konstateret en lag-fase på 28 dage ved en koncentration på 10 mg/l (Tabak et al. 1981), og i et andet tilfælde blev lagfasen målt til 20 dage ved en koncentration på 2.4 mg/L (Guthrie et al. 1979). Disse observationer antyder, at adapterede mikroorganismer er i stand til at nedbryde PCP selv ved relativt høje koncentrationer.

Tab. 8.7 Nedbrydning af pentachlorophenol. Degradation of pentachlorophenol.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	5	aerob	25	19/7	a
Vand	10	aerob	25	16/7	a
Vand (adapteret)	5	aerob	25	100/21	a
Vand (adapteret)	10	aerob	25	99/28	a
Vand (adapteret)	50	aerob	4	11-52/100	b
Vand (adapteret)	50	aerob	20	50-56/12	b
Vand (adapteret)	?	aerob	?	100/1	c
Slam	0,6	methanogen	35-37	95/7	d
Slam	0,6	methanogen	35-37	100/30	d
Slam	1,2	methanogen	35-37	72/7	d
Slam	1,2	methanogen	35-37	100/30	d
Slam	2,4	methanogen	35-37	<10/7	d
Slam	2,4	methanogen	35-37	75/30	d
Slam	6,0	methanogen	35-37	<10/7	d
Slam	6,0	methanogen	35-37	0/30	d
Slam	12,5	anaerob	37	100/14	e
Slam	12,5	anaerob	37	100/29	e
Slam	12,5	anaerob	37	100/15	e
Slam(2-CP-adapt.)	10	anaerob	37	100/3	f
Slam(3-CP-adapt.)	10	anaerob	37	46/7	f
Slam(4-CP-adapt.)	10	anaerob	30	71/7	f
Jordsusp.	10-100	aerob	30	100/72	g
Jord	100	aerob	28	80/28	h
Jord	100	anaerob	28	95/28	h
Jord	?	anaerob	?	66/24	i
Jord	?	anaerob	?	15/24	i
Jord	1	aerob	23	80/160	k
Steriljord	1	aerob	23	20/160	k
Jord	1	anaerob	23	7/80	k
Steriljord	1	anaerob	23	5/80	k
Jord (adapteret)	10	aerob	30	60/11	l
Jord (adapteret)	50	aerob	30	67/11	l
Jord (adapteret)	100	aerob	30	70/11	l
Jord (adapteret)	500	aerob	30	0/11	l
Jord (adapteret)	100	aerob	12	0/11	l
Jord (adapteret)	100	aerob	24	42/14	l
Jord (adapteret)	100	aerob	30	50/15	l
Jord (adapteret)	100	aerob	35	36/14	l
Jord (adapteret)	100	aerob	40	5/14	l

a) Tabak et al. 1981

b) Trevors 1982

c) Steiert & Crawford 1985

d) Suflita & Miller 1985

d) Guthrie et al. 1984

e) Mikesell & Boyd 1985

f) Mikesell & Boyd 1986

g) Alexander & Aleem 1961

h) Ide et al. 1972

i) Murthy et al. 1979

k) Baker & Mayfield 1980

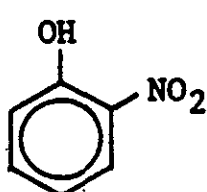
l) Crawford & Mohn 1985

9 NITROPHENOLER

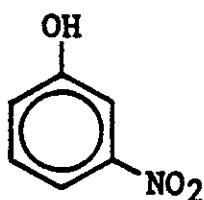
I denne sammenhæng er der kun søgt oplysninger på mono- og dinitrophenoler. De undersøgte nitrophenoler ser alle ud til at være relativt letnedbrydelige under aerobe forhold.

Anaerob omsætning er påvist for 4-nitrophenol (Horowitz et al. 1982, Løkke 1985), men ikke undersøgt for øvrige nitrophenoler.

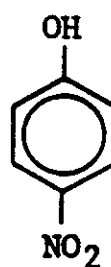
9.1 Mononitrophenoler



2-



3-



4-

Der eksisterer tre isomere former for nitrophenol: 2-, 3- og 4-nitrophenol - også hyppigt kaldet ortho-, meta- og para-nitrophenol. Nedbrydningsveje for mononitrophenoler er ikke klarlagt i detaljer; men afkobling af nitrogruppen er observeret hos alle isomere (Sudhakar-Barik et al. 1978), hvorefter den videre nedbrydning vil foregå som for phenol. Ringkløvning er ligeledes observeret for alle isomere (Alexander & Lustigman 1966, Sudhakar-Barik et al. 1978).

Tabel 9.1, 9.2 og 9.3 viser en række målte nedbrydningshastigheder for mononitrophenoler. Som det ses, er 4-nitrophenol (para-nitrophenol) den bedst undersøgte isomer. Dette hænger sandsynligvis sammen med den udbredte anvendelse af 4-nitrophenol til produktion af insektbekæmpelsesmidlet parathion. 4-nitrophenol er desuden et mellemprodukt i den mikrobielle nedbrydning af parathion og har svampedræbende egenskaber (Verschueren 1983, Sudhakar-Barik et al. 1979).

Ud fra tabellerne kan mononitrophenolerne karakteriseres som relativt letnedbrydelige under aerobe betingelser.

Tab. 9.1 Nedbrydning af 2-nitrophenol. Degradation of 2-nitrophenol.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	5	aerob	25	100/7	a
Vand	10	aerob	25	100/7	a
Vand	20	aerob	25	81/7	b
Vand (adapt.)	20	aerob	25	99/28	b
Spildevand	16	aerob	30	100/3-5	c
Jord	16	aerob	30	100/7-14	c
Jordsusp.	15	aerob	25	<100/64	d
Jord	30	aerob	28	63/10	e
Jord (adapt.*)	30	aerob	28	95/10	e
Jord	29	aerob	28	50/10	e
Jord (adapt.*)	29	aerob	28	77/10	e

*) Adapteret til parathion

a) Tabak et al. 1981

b) Bunch & Chamber 1967

c) Haller 1978

d) Alexander & Lustigman 1966

e) Sudhakar-Barik et al. 1978

Tab. 9.2 Nedbrydning af 3-nitrophenol. Degradation of 3-nitrophenol.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Slam	200	aerob	?	20/10	a
Slam	200	aerob	?	50/12	a
Slam	200	aerob	?	90/16	a
Slam (adapt.)	200	aerob	?	20/1	a
Slam (adapt.)	200	aerob	?	50/2	a
Slam (adapt.)	200	aerob	?	90/6	a
Spildevand	16	aerob	30	100/3-5	b
Jord	16	aerob	30	100/3-5	b
Jordsusp.	10	aerob	25	100/4	c
Jord	25	aerob	28	72/10	d
Jord (adapt.*)	25	aerob	28	100/10	d
Jord	24	aerob	28	68/10	d
Jord (adapt.*)	24	aerob	28	92/10	d

*) Adapteret til parathion

a) Zahn & Wellens 1980

b) Haller 1978

c) Alexander & Lustigman 1966

d) Sudhakar-Barik et al. 1978

Tab. 9.3 Nedbrydning af 4-nitrophenol. Degradation of 4-nitrophenol.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	5	aerob	25	100/7	a
Vand	10	aerob	25	100/7	a
Vand	100	aerob	22	5/25	b
Vand	100	aerob	22	0/25	b
Vand	100	aerob	22	0/25	b
Sediment	100	aerob	22	25/25	b
Sediment	100	aerob	22	0/25	b
Sediment	100	aerob	22	100/25	b
Søvand	0,0002	aerob	29	72/26	c
Søvand	5	aerob	20-22	80-95/11	d
Slam	40	aerob	22	100/1-3	e
Slam	100	aerob	22	100/1-4	e
Slam	400	aerob	22	100/5	e
Slam	800	aerob	22	100/6	e
Slam	100	anaerob	35	91/14	f
Slam	100	anaerob	35	99/14	f
Spildevand	16	aerob	30	100/3-5	f
Jord	16	aerob	30	100/7-14	g
Jordsusp.	5	aerob	25	100/16	h
Jord	?	aerob	20	100/5	i
Jord	19	aerob	?	80/28	k
Jord	2	aerob	10	>90/4	l
Jord	2	anaerob	10	>90/60	l
Jord	0,5	aerob	21	31/2,5	m
Jord	5	aerob	21	33/2,5	m
Jord	50	aerob	21	18/2,5	m
Jord	22	aerob	28	51/10	n
Jord (adapt.*)	27	aerob	28	100/5	n
Jord	35	aerob	28	70/10	n
Jord (adapt.*)	32	aerob	28	80/10	n

*) Adapteret til parathion

a) Tabak et al. 1981

b) Van Veld & Spain 1983

c) Subba-kao et al. 1982

d) Goldstein et al. 1985

e) Nyholm et al. 1984

f) Horowitz et al. 1982

g) Haller 1978

h) Alexander & Lustigman 1966

i) Lindegaard-Jørgensen 1983

k) Kool 1984

l) Løkke 1985

m) Scow et al. 1986

n) Sudhakar-Barik et al. 1978

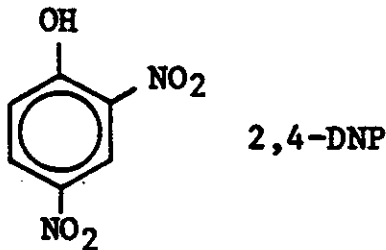
4-nitrophenol kan nedbrydes under anaerobe forhold (Løkke 1985, Horowitz et al. 1982) Den anaerobe nedbrydning foregår dog betydeligt mindre effektivt end den aerobe (Løkke 1985). Anaerob nedbrydning er ikke undersøgt for de øvrige mono-nitrophenoler.

Cellevæksthæmning hos *Pseudomonas putida* ved eksponering for nitrophenoler er for de tre isomere fundet at variere fra 0,9 mg/l til 7 mg/l (Bringmann & Kuhn 1980). For 2- og 4-nitrophenol er der ikke konstateret hæmning af

nedbrydning hos blandede bakteriepopulationer ved 10 mg/l (Tabak et al. 1981). 3-nitrophenol blev ikke testet ved denne undersøgelse. NOEC - målt ved nedbrydning af glucose - for Pseudomonas fluorescens er for alle isomere fundet at være 20 mg/l, mens NOEC for Escherichia coli varierede fra 100 mg/l til >1000 mg/l (Bringmann & Kuhn 1960).

Lag-fasen under aerobe forhold synes at ligge i størrelsesordenen få dage til få uger (Kool 1984, Van Veld & Spain 1983, Tabak et al. 1981, Bunch & Chamber 1967, Haller 1978, Zahn & Wellens 1980). For 4-nitrophenol er der observeret stigende lag-fase ved stigende koncentration (Lindgaard-Jørgensen 1983). Fra 1-35 mg/l gav adaptationstider på 6-70 dage.

9.2 Dinitrophenoler



Der findes flere isomere former for dinitrophenoler. Den bedst beskrevne isomer er 2,4-dinitrophenol (2,4-DNP). Afsnittet her vil derfor koncentrere sig om denne isomer 2,4-DNP er kendt som en meget stærk cellegift og virker ved at hæmme cellers ATP-dannelse.

Nedbrydningsmønsteret for 2,4-DNP er ikke klarlagt i detaljer, men ligesom for mononitrophenolerne er der observeret afkobling af nitrogrupperne (Sudhabar-Barik et al. 1978) og kløvning af den aromatiske ring (Sudhabar-Barik et al. 1978, Tabak et al. 1981).

Ud fra resultaterne i tabel 9.4 kan 2,4-DNP ligesom mononitrophenolerne karakteriseres som relativt lednedbrydeligt. En enkelt undersøgelse tyder på, at de langt mindre betydende isomere 2,5-DNP og 2,6-DNP muligvis har en væsentlig lavere bionedbrydelighed end 2,4-DNP (Pitter 1976 cit. i Verschueren 1983).

Anaerob nedbrydning af 2,4-DNP er ikke undersøgt.

Tab. 9.4 Nedbrydning af 2,4-dinitrophenol. Degradation of 2,4-dinitrophenol.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	5	aerob	25	60/7	a
Vand	10	aerob	25	68/7	a
Vand (adapt.)	5	aerob	25	100/7	a
Vand (adapt.)	10	aerob	25	100/7	a
Slam	550	aerob	?	ca. 80/100	b
Slam	1000	aerob	?	ca. 50/75	b
Slam	4000	aerob	?	70/125	b
Jord	23	aerob	28	74/10	c
Jord (adapt.*)	23	aerob	28	100/10	c
Jord	22	aerob	28	100/10	c
Jord (adapt.*)	21	aerob	28	100/5	c

*) Adapteret til parathion
a) Tabak et al. 1981

b) Kincannon & Lin 1985
c) Sudhakar-Barik et al. 1978

2,4-dinitrophenol er fundet at give cellevæksthæmning hos Pseudomonas putida ved en koncentration på 115 mg/l (Bringmann & Kuhn 1980). NOEC for Pseudomonas fluorescens og E.coli er målt til henholdsvis 3 mg/l og >100 mg/l (Bringmann & Kuhn 1960). I en batchkultur med blandet bakteriepopulation fandtes ingen hæmning af 2,4-dinitrophenol-nedbrydningen ved 10 mg/l (Tabak et al. 1981).

Lag-fasen synes at være i størrelsesordenen få dage ved lave koncentrationer (<25mg/l) af 2,4-dinitrophenol (Tabak et al. 1981, Sudhakar-Barik et al. 1978), mens der ved høje koncentrationer (550-4000 mg/l) ikke er konstateret komplet nedbrydning (Kincannon & Lin 1985). Dette kunne tyde på stigende adaptationstid ved stigende koncentration af 2,4-dinitrophenol.

10 PHTHALATER

De phthalater, som skal omtales i dette afsnit er alle di-alkyl-estre af *o*-phthalsyre. Nedbrydningsmønstret for phthalater udviser mange fælles træk og skal derfor gennemgås generelt (se figur 10.1). Den initiale omdannelse sker ved brydning af esterbindingerne fra di-alkyl-phthalat over mono-alkyl-phthalat til *o*-phthalsyre (Saeger & Tucker 1976, Engelhardt et al. 1975, Engelhardt et al. 1976, Keyser et al. 1976). Den videre oxidation af *o*-phthalsyre sker med dannelse af 4,5-dihydroxy-phthalsyre og 3,4-dihydroxybenzoesyre som mellemprodukter (Engelhardt et al. 1976, Keyser et al. 1976, Nakazawa & Hayashi 1978).

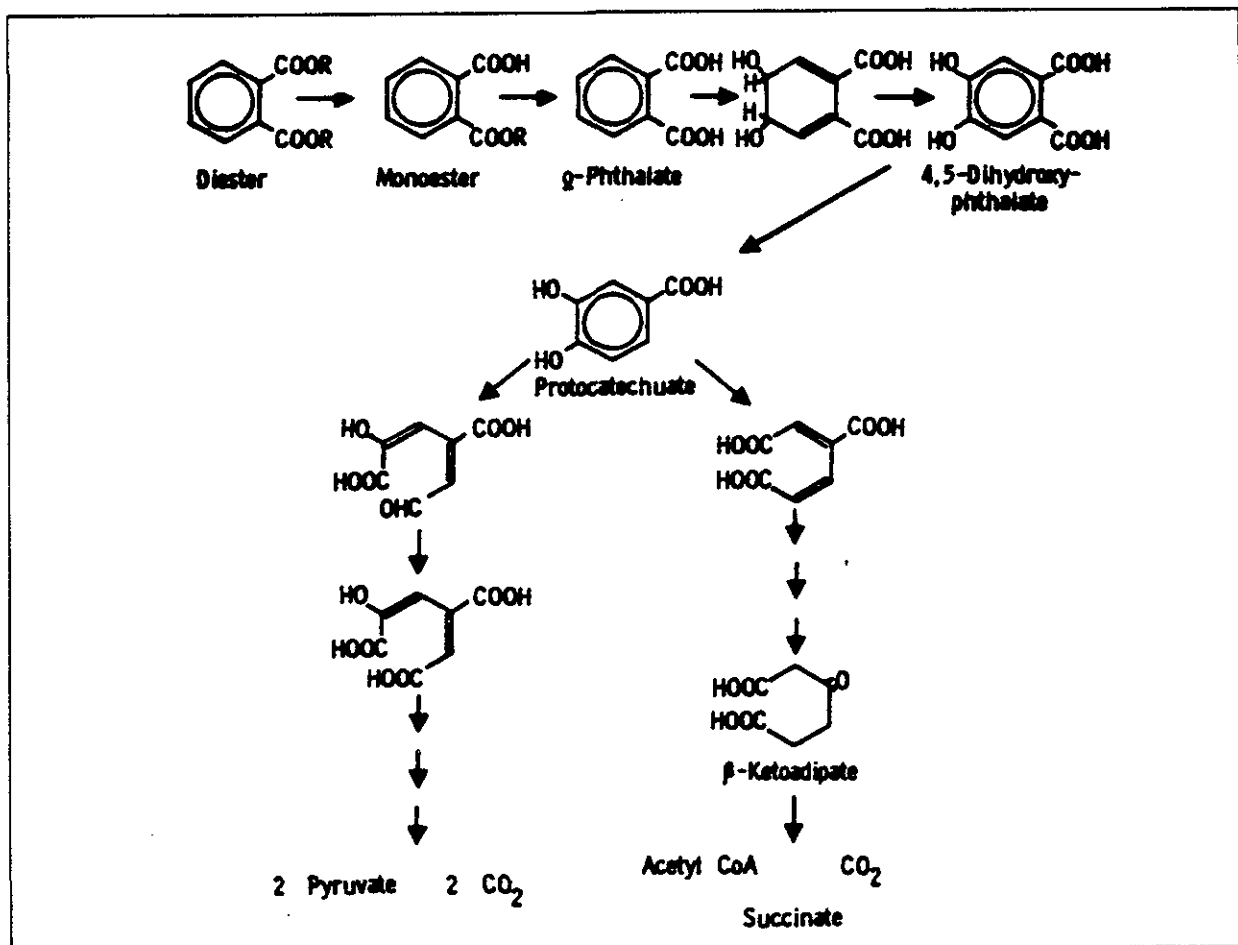


Fig.10.1 Mulige nedbrydningsveje for phthalater. Keyser et al. 1976. Possible degradation routes for phthalates.

o-Phthalsyre synes under alle omstændigheder at være lettere nedbrydeligt end sine di-alkyl-estre (Saeger & Tucker 1976, Inman et al. 1984, Shanker et al. 1985). Alkylgrupperne vil derfor være bestemmende for nedbrydeligheden af phthalater.

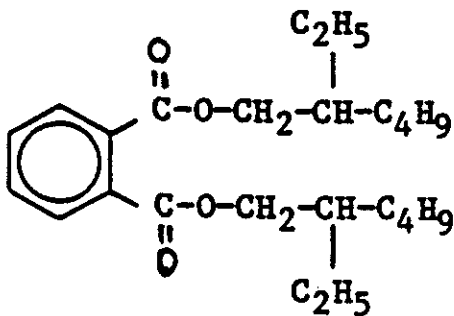
Hæmning af nedbrydning

Effekten af phthalater på mikroorganismer er undersøgt ved enkelte lejligheder. Ved 10 mg/l af henholdsvis DEHP, DOP og DBP i batchkultur med blandet bakteriepopulation blev der ikke observeret hæmning af nedbrydningen af disse stoffer (Tabak et al. 1981). Selv ved høje koncentrationer af de tre stoffer (100-1000 mg/l) synes der ikke at være tale om væsentlig hæmning (Shanker et al. 1985, Engelhardt et al. 1977, Inman et al. 1984).

Adaptation

Adaptationen under aerobe forhold synes at ske gradvist for DEHP og DOP, og lag-faser fra få uger til et par måneder er målt (Tabak et al. 1981, Fairbanks et al. 1981). DBP synes derimod at være noget kortere - nemlig i størrelsesordenen få dage til få uger (Tabak et al. 1981, Johnson & Lulves 1975, Shanker et al. 1985, Russell et al. 1975).

10.1 Di-2-ethylhexyl-phthalat (DEHP)



Nedbrydeligheden af di-2-ethylhexyl-phthalat (DEHP) er undersøgt i mange tilfælde, og en række målte nedbrydningshastigheder fremgår af tabel 10.1. Ud fra disse resultater kan DEHP karakteriseres som middel-nedbrydeligt under aerobe betingelser. Ingen undersøgelser har konstateret 100% nedbrydning af DEHP, hvilket kunne tyde på, at DEHP ikke er komplet nedbrydeligt. Det kan dog skyldes for korte forsøgsperioder. Adaptationen til mikrobiel udnyttelse af DEHP sker gradvist, og adaptationstiden ser ud til at være relativt lang (Johnson & Lulves 1975, Saegebarth & Tucker 1976, Tabak et al. 1981, Shanker et al. 1985).

Tab.10.1 Nedbrydning af di-2-ethylhexyl-phthalat. Degradation of di-2-ethylhexyl-phthalate.

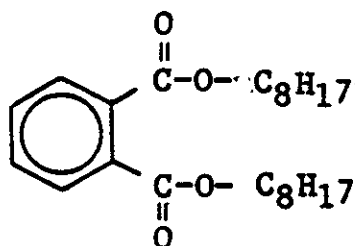
Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	5	aerob	25	0/7	a
Vand	10	aerob	25	0/7	a
Vand (adapt.)	5	aerob	25	95/7	a
Vand (adapt.)	10	aerob	25	93/7	a
Ferskvand	0,002	aerob	29	35/40	b
Ferskvand	0,2	aerob	29	62/40	b
Flodvand	1	aerob	stue-	63/35	c
Ferskvand sed.	1	aerob	22	0/7	d
Ferskvand sed.	1	aerob	22	59/30	d
Ferskvand sed.	1	aerob	22	0/30	d
Slam	100	aerob	30	48/20	e
Jord	?	?	25-30	70/3	f
Jord	0.00251	aerob	20	0/14	g
Jord (adapt.)	0,00251	aerob	20	0/28	g
Jord	500	aerob	30	92/30	h
Jord	500	anaerob	30	33/30	h
Jord	2	aerob	drivhus-	78-90/146	i
Jord	20	aerob	drivhus-	78-90/146	i

a) Tabak et al. 1981
 b) Subba-Rao et al. 1985
 c) Saeger & Tucker 1976
 d) Johnson & Lulves 1975
 e) Engelhardt et al. 1977

f) Yoshida et al. 1979
 g) Hutchins & Ward 1984
 h) Shanker et al. 1985
 i) Fairbanks et al. 1985

Anaerob nedbrydning af DEHP er konstateret, men adaptationstiden er væsentlig længere end under aerobe forhold (Shanker et al. 1985).

10.2 Di-octyl-phthalat (DOP)



Der findes kun ganske få undersøgelser, der beskæftiger sig med nedbrydeligheden af di-octyl-phthalat (DOP) (se tabel 10.2). Disse resultater tyder på, at nedbrydeligheden af DOP og DEHP er nogenlunde ens. En undersøgelse over bakterien Serratia marcescens's evne til at udnytte phthalater som

eneste kulstofkilde har endvidere vist ens vækst ved eksponering for henholdsvis DOP og DEHP (Mathur & Rouatt 1975).

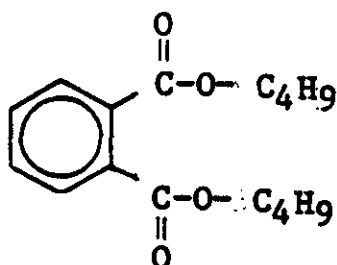
Tab.10.2 Nedbrydning af di-octyl-phthalat. Degradation of di-octyl-phthalate.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage	Ref.
Vand	5	aerob	25	0/7	a
Vand	10	aerob	25	0/7	a
Vand (adapt.)	5	aerob	25	94/7	a
Vand (adapt.)	10	aerob	25	92/7	a
Slam	100	aerob	30	48/20	b

a) Tabak et al. 1981

b) Engelhardt et al. 1977

10.3 Di-butyl-phthalat (DBP)



Nedbrydeligheden af di-butyl-phthalat (DBP) er velundersøgt (se tabel 10.3), og DBP ser ud til at være forholdsvist lednedbrydeligt under såvel aerobe som anaerobe forhold. Adaptationstiden ser også ud til at være kort under både aerobe (Johnson & Lulves 1975, Tabak et al. 1981, Russell et al. 1985) og anaerobe forhold (Johnson & Lulves 1975, Horowitz et al. 1982). Ved høje DBP-koncentrationer er der dog observeret længere adaptionstider (Inman et al. 1984).

Temperaturafhængigheden er i et enkelt tilfælde undersøgt ved DBP-nedbrydning i jord (Inman et al. 1984). Som forventet fandtes der stigende nedbrydningshastighed ved stigende temperatur fra 4°C til 30°C.

Tab.10.3 Nedbrydning af di-butyl-phthalat. Degradation of di-butyl-phthalate.

Miljø	Init. konc. mg/l	Redox- forhold	Temp. °C	Nedbrydning %/dage $t_{1/2}$	Ref.
Vand	5	aerob	25	100/7	a
Vand	10	aerob	25	100/7	a
Ferskvand sed.	1	aerob	22	5/1	b
Ferskvand sed.	1	aerob	22	95/7	b
Ferskvand sed.	1	aerob	22	97/30	b
Ferskvand sed.	1	anaerob	22	0/1	b
Ferskvand sed.	1	anaerob	22	47/7	b
Ferskvand sed.	1	anaerob	22	98/30	b
Slam	100	aerob	30	>90/20	c
Jord	0,00045	aerob	20	0/14	d
Jord (adapteret)	0,00045	aerob	20	75/14	d
Jord	500	aerob	30	100/15	e
Jord	500	anaerob	30	60/30	e
Jord	1000	aerob	4	2/53	f
Jord	1000	aerob	23	32/53	f
Jord	1000	aerob	23	88/200	f
Jord	1000	aerob	30	78/53	f
Jord	1000	anaerob	23	69/53	f
Jord	1000	anaerob	23	98/200	f
Jord	1,4	aerob	25	100/1	g
Jord (steril.)	1,8	aerob	25	70/5	g
Jord	1,4	aerob	25	100/2	g
Jord (steril.)	1,1	aerob	25	72/5	g
Jord	5,1	aerob	10	- 5,6	h

a) Tabak et al. 1981
b) Johnson & Lulves 1975
c) Engelhardt et al. 1977
d) Hutchins & Ward 1984

e) Shanker et al. 1985
f) Inman et al. 1984
g) Russell et al. 1985
h) Løkke 1984

11 REFERENCER

Aamand, J. & Jørgensen, C. (1987): Mikrobiel nedbrydning af olie i grundvand. Kandidatexaminationsrapport i biologi ved Københavns Universitet, Afd. for Generel Mikrobiologi og Laboratoriet for Teknisk Hygiejne, DTH.

Alexander, M. (1985): Biodegradation of organic chemicals. Environ. Sci. Technol., 19, pp. 106-111.

Alexander, M. & Aleem, M.I.H. (1961): Effect of chemical structure on microbial decomposition of aromatic herbicides. J. Agr. Food Chem. 9, pp. 44-47.

Alexander, M. & Lustigman, B.K. (1966): Effect of chemical structure on microbial degradation of substituted benzenes. J. Agr. Food Chem., 14, pp. 410-413.

Atlas, R.M. & Bartha, R. (1981): Microbial Ecology, Fundamentals and Application. Addison Wesley.

Atlas, R.M. (1981): Microbial Degradation of Petroleum Hydrocarbons: An Environmental Perspective. Microbiol. Rev., 45, pp. 180-209.

Baker, M.D. & Mayfield, C.I. (1980): Microbial and non-biological decomposition of chlorophenols and phenol in soil. Water, Air & Soil Poll. 13, pp. 411-424.

Ballschmiter, K. & Scholz, C. (1980): Microbial decomposition of chlorinated aromatic substances VI: Formation of dichlorophenols and dichloropyrotechol from dichlorobenzenes in a micromolar solution by *Pseudomonas* species. Chemosphere, 9, pp. 457-467.

Barrio-Lage, G. et al. (1986): Sequential Dehalogenation of chlorinated Ethenes. Environ. Sci. Technol., 20, (1), pp 96-99.

Barrio-Lage, G. et al. (1987): Kinetics of the Depletion of Trichloroethene. Environ. Sci. Technol., 21, (4), pp. 366-370.

Battermann, G. (1984): Beseitigung einer Untergrundkontamination mit Kohlenwasserstoffen durch mikrobiellen Abbau. Chem. Ing. Tech., 56, pp. 926-928.

Beall, M.L. Jr. (1976): Persistence of aerially applied hexachlorobenzene on grass and soil. J. Environ. Qual., 5, (4), pp. 367-369.

Bedient, P.B. et al, (1984): Ground-Water Quality at a Cresote Waste Site. Ground Water, 22, (3), pp. 318-329.

Belay N. & Daniels L. (1987): Production of Ethane and Acetylene from Halogenated Hydrocarbons by Methanogenic Bacteria. Applied and Environmental Microbiology, 53(7), pp. 1604-1610.

Bishop, P. (1987) : Biologisk rensning for miljøfremmede stoffer i spildevand. Statusrapport for STVF-projekt. Lab. for Teknisk Hygiejne, DTH. 2800 Lyngby.

- Bossert, I., and Bartha, R. (1984):** The Fate of Petroleum in Soil Ecosystems. In: R.M. Atlas (ed.). Petroleum microbiology. Collier Mcmillian. London.
- Bouwer, E.J. (1982):** Transformations of Trace Halogenated Organic Compounds in Biofilms. A Dissertation Submitted to the Department of Civil Engineering and the Committee on Graduate Studies of Stanford University. In Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree of Doctor of Philosophy.
- Bouwer, E.J. (1987):** Biotransformation of contaminants in groundwater. Presented at the Third National Water Conference. January 13-15. Philadelphia, Pennsylvania, 13 pp.
- Bouwer, E.J. et al. (1981):** Anaerobic Degradation of Halogenated 1- and 2-Carbon Organic Compounds. Environ. Sci. & Technol., 15, (5), pp. 595-602.
- Bouwer, E.J. & McCarty, P.L. (1982) :** Removal of Trace Chlorinated Organic Compounds by Activated Carbon and Fixed-Film bacteria. Environ. Sci. & Technol., 16, (2), pp 836-843.
- Bouwer, E.J. & McCarty, P.L. (1983a) :** Transformation of 1- and 2-Carbon Halogenated Aliphatic Organic Compounds Under Methanogenic Conditions. Applied and Environmental Microbiology, 45, (4), p 1286-1294.
- Bouwer, E.J. & McCarty, P.L. (1983b) :** Transformation of Halogenated Organic Compounds Under Denitrification Conditions. Applied and Environmental Microbiology, 45, (4), pp. 1295-1299.
- Bouwer, E.J. et al. (1984):** Organic contaminant behavior during rapid infiltration of secondary wastewater at the Phoenix 23rd avenue project. Water Research, 18, (4), pp.463-472.
- Bouwer E.J. & McCarty, P.L. (1985):** Utilization Rates of Trace Halogenated Organic Compounds in Acetate-Grown Biofilms. Biotechnology and Bioengineering, 26, pp. 1564-1571.
- Bouwer E.J. & Wright, J.P. (1987):** Transformation of trace halogenated aliphatics in subsurface microcosms with anoxic biofilms. Submitted to Journal of Contaminant Hydrology.
- Boyd, S.A. & Shelton, D.R. (1984):** Anaerobic Biodegradation of Chlorphenols in Fresh and Acclimated Sludge. Appl. Environ. Microbiol., 47, pp. 272-277.
- Bringmann, G. & Kühn, R. (1960):** Vergleichende Toxikologische Befunde an Wasser-Bakterien. GWf-Wasser/Abwasser, 81, pp. 339-
- Bringmann, G. & Kühn, R. (1976):** Vergleichende Befunde der Schadwirkung wassergefährdender Stoffe gegen Bakterien (*Pseudomonas putida*) und Blaualgen (*Microcystis aeruginosa*). GWf-Wasser/Abwasser, 117, pp. 410-413.
- Bringman, G. & Kühn. R. (1980):** Comparison of the Toxicity Threshold of Water Pollutants to Bacteria, Algae and Protozoa in the Cell Multiplication Inhibition Test. Water Res., 14, pp. 231-241.
- Brunner, W. et al. (1980):** Bacterial Degradation of Dichlormethane. Applied and Environmental Microbiology, 40, (5), pp. 950-958.

Bunch, R.L. & Chamber, C.W. (1967): A Biodegradability Test for Organic Compounds. J.W.P.C.F., 39, pp. 181-187.

Calder, J.A. & Lader, J.H. (1976): Effect of dissolved aromatic hydrocarbons on the growth of marine bacteria in batch culture. Appl. Environ. Microbiol., 32, pp. 95-101.

Carter, C.W. & Suffet, I.H. (1983): Interaction Between Dissolved Humic and Fulvic Acids and Pollutants in Aquatic Environments. In: Swann, R.L. and A. Eschenroeder (Eds): Fate of Chemicals in the Environment. Compartmental and Multimedia Models for Prediction. ASC Symposium series 225, pp. 215-229.

Cerniglia, C.E. & Gibson, D.T. (1977): Metabolism of Naphthalene by *Cunninghamella elegans*. Appl. Environ. Microbiol., 34, pp. 363-370.

Colby J. et al. (1975): An Improved Assay for Bacterial Methane Mono-oxygenase: Some properties of the Enzyme from *Methylomonas methanica*. Biochem. J., 151, pp. 459-462.

Cooney, J.J. (1985): The Fate of Petroleum Pollutants in Freshwater Ecosystems. In: R.M. Atlas (ed.): Petroleum Microbiology. MacMillan Publishing Co. New York.

Crawford, R.L. & Mohn, W.W. (1985): Microbial Removal of Pentachlorophenol from Soil using a Flavobacterium. Enzyme. Microb. Technol., 7, pp. 617-620.

Dagley, S. (1967): The Microbial Metabolism of Phenols. In: Melavew, A.D., G.H. Petersen and M. Dekker (eds.): Soil Biochemistry, New York.

Dagley, S. (1978): Pathways for the Utilization of Organic Growth Substrates. In: J.C. Gulsalus (ed): The Bacteria, VI, Bacterial Diversity. Academic Press. New York, pp. 305-388.

Dalton, H. & Stirling, D.I. (1982): Co-metabolism. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B, 297, pp. 481-496

Davis, J.B. & Yarbrough, H.F. (1965): Anaerobic Oxidation of Hydrocarbons by *Desulfovibrio desulfuricans*. Chem. Geol., 1, pp. 137-144.

DeBont, J.A.; Vorage, M.J.A.; Hartmans, S. & Van den Tweel, W.J. (1986): Microbial degradation of 1,3-dichlorobenzene. Appl. Environ. Microbiol., 52, pp. 677-680.

Deeley, G.M.; P. Skierkowski & J.M. Robertson (1985): Biodegradation of (¹⁴C) Phenol in Secondary Sewage and Landfill Leachate Measured by Double-Vial Radiorespirometry. Appl. Environ. Microbiol., 49, pp. 867-869.

Delaune, R.D.; Hambrick, G.A. & Patrick, W.H. (1980): Degradation of Hydrocarbons in Oxidated and Reduced Sediments. Mar. Pollut. Bull., 11, pp. 103-106.

Delaune R.D.; Patrick, W.H. Jr. & Casselman, M.E. (1981): Effect of sediment pH and redox conditions on degradation of benzo(a)pyrene. Marine Pollution Bulletin, 12, pp. 251-253.

Delfino, J.J. & Miles, C.J. (1985): Aerobic and anaerobic degradation of organic contaminants in Florida groundwater. Proceedings - Soil Crop Sci. Soc. Fla., 44, pp. 9-14.

Dilling W.L. et al. (1975): Evaporation Rates and Reactivities of Methylene Chloride, Chloroform, 1,1,1-Trichloroethane, Trichloroethylene, Tetrachloroethylene and other chlorinated Compounds in dilute Aqueous Solutions. Environ. Sci. & Tech., 9, (9), pp. 833-837.

Dobbins, D.C.; Thornton-Manning, J.R.; Jones, D.D. & Federle, T.W. (1987) : Mineralization Potential for Phenol in Subsurface Soils. J. Environ. Qual., 16, pp. 54-58.

Dwyer, D.F.; Krumme, M.L.; Boyd, S.A. & Tiedje, J.M. (1986): Kinetics of Phenol Biodegradation by an Immobilized Methanogenic Consortium. Appl. Environ. Microbiol., 52, pp. 345-351.

Engelhardt, G.; Wallhöfer, P.R. & Hutzinger, O. (1975): The microbial metabolism of di-n-butylphthalate and related dialkyl phthalates. Bull. Environ. contam. Toxicol., 13, pp. 324-327.

Engelhardt, G.; Wallhöfer, P.R.; Rast, H.G. & Fiedler F. (1976): Metabolism of o-phthalic acid by different gram-negative and gram-positive soil bacteria. Archives of Microbiology, 109,(1-2), pp.109-114.

Engelhardt, G.; Tillmanns, G.; Wallhöfer P.R. & Hutziger D. (1977): Biodegradation of di-iso-butyl phthalate and related dialkyl phthalates by Penicillium. Chemosphere, 6, pp. 347-354.

Evans, W.C.; Fernley, H.N. & Griffith E. (1968): Oxidative Metabolism of Phenanthrene and Anthracene by Soil Pseudomonads. Biochem. J., 95, pp. 819-831.

Fairbanks, B.C.; O'Connor, G.A. & Smith, S.E. (1985): Fate of di-2-(ethylhexyl)phthalate in three sludge-amended New Mexico (USA) soils. J. Environ. Qual., 14, pp. 479-483.

Fogel, M.M.; Taddeo, A.R. & Fogel, S. (1986): Biodegradation of Chlorinated Ethenes by a Methane-Utilizing Mixed Culture. Applied and Environmental Microbiology, 51(24), pp.720-724.

Gardner, W.S.; Lee, R.F.; Tenore, K.R. & Smith, L. (1979): Degradation of Selected Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Coastal Sediment. Water, Air and Soil Pollut., 11, pp. 339-347.

Gibbs, C.F. & Davis, S.J. (1976): The Rate of Microbial Degradation of Oil in a Beach Gravel Column. Microb. Ecol., 3, pp. 55-64.

Gibson, D.T. (1978): Microbial Transformation of Aromatic Pollutants. In: Aquatic Pollutants: Transformation and Biological Effects. Pergamon Press., Inc. New York.

Gibson, D.T. (1984): Microbial Degradation of Organic Compounds. Microbiology Series Vol. 13. Marcel Dekker Inc. New York & Basel.

Gibson, S.A. & Suflita, J.M. (1986): Extrapolation of Biodegradation Results to Groundwater Quifers: Reductive Dehalogenation of Aromatic Compounds. Appl. Environ. Microbiol., 52, pp. 681-688.

Giger W. et al. (1983): Das Verhalten organischer Wasserinhaltsstoffe bei der Grundwasserbildung und im Grundwasser. Gas-Wasser-Abwasser, **63**, (9), pp. 517-531.

Goldstein, R.M.; Mallory, L.M. & Alexander, M. (1985): Reasons for Possible Failure of Inoculation to Enhance Biodegradation. Appl. Environ. Microbiol., **50**, pp. 977-983.

Grbic-Galic, D. (1986): Anaerobic Production and Transformation of Aromatic Hydrocarbons and Substituted Phenols by Ferulic Acid Degrading BESA-Inhibited Methanogenic Consortia. FEMS Microbiol. Ecol., **38**, pp. 161-169.

Groenewegen, D. & Stolp, H. (1976): Microbial Breakdown of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Tbl. Bakt. Hyg. I Act., **B162**, pp. 225-

Grøn C. (1987): Forekomst, transport og nedbrydning af Trichlorethylen og tetrachlorethylen i grundvandszonen. Teknisk rapport udarbejdet af Vandkvalitetsinstituttet. Udgivet af Københavns Amtskommune, Teknisk forvaltning, Naverland 2, 2600 Glostrup.

Guthrie, M.A.; Kirsch, E.J.; Wukasz, R.F. & Grady, C.P.L. (1984): Pentachlorophenol biodegradation-II. Water Res., **18**, pp. 451-461.

Haller, H.D. (1978): Degradation of mono-substituted benzoates and phenols by wastewater. Journal WPCF, **50**, pp. 2771-2785.

Heise, P.B. (1986): Miljøordbog. Amtsrådsforeningen i Danmark

Henson J.M.; Cochran J.W. & Wilson J.T. (draft): Aerobic Degradation of Halogenated Methanes, Ethanes and Ethylenes by a Natural Gas-Stimulated Microbial Community. Submitted to Applied and Environmental Microbiology.

Herbes, S.E. (1981): Rates of Microbial Transformation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Pristine and Petroleum Contaminated Sediments. Appl. Environ. Sci., **35**, pp. 306-316.

Herbes, S.E. & Schwall, L.R. (1978): Microbial transformation of polycyclic aromatic hydrocarbons in pristine and petroleum contaminated sediments. Appl. Environ. Microbiol., **35**, pp. 4306-316.

Higgins, J.J. & Gilbert, P.D. (1978): The Biodegradation of Hydrocarbons. In: Chater, K.W.A. & H.J. Somerville (eds): The 'Oil Industry and Microbial Systems. Van Heyden and Son Ltd, pp 80-117.

Hopper, D.J. (1978): Microbial Degradation of Aromatic Hydrocarbons. In: J.R. Watkinson (ed): Developments in Biodegradation of Hydrocarbons. Applied Sci. Publishers, Ltd. London, pp. 85-112.

Horowitz, A.; Shelton, D.R.; Cornell, C.P. & Tredje, J.M. (1982): Anaerobic Degradation of Aromatic Compounds in Sediment and Digested Sludge. Dev. Ind. Microbiol., **23**, pp. 435-444.

Hutchins, S.R.; Ward, C.H. (1984): A Predictive Laboratory Study of Trace Organic Contamination of Groundwater: Preliminary Results. J. Hydrol., **67**, pp. 223-233.

Ide, A.; Niki, Y.; Sakamoto, F.; Watanabe, I. & Watanabe, H. (1972): Decomposition of pentachlorophenol in paddy soil. Agr. Biol. Chem., 36, pp. 1937-1944.

Inman, J.C.; Strachan, S.D.; Sommers, L.E. & Nelson, D.W. (1984): The decomposition of phthalate esters in soil. J. Environ. Sci. Health., Part B., Pestic. Food. Contam. Agric. Wastes, 19, pp. 245-257.

Jamison, V.W.; Raymond, R.L. & Hudson, J.O. (1976): Biodegradation of high-octane gasoline. In: J.M. Sharpley and A.M. Kaplan (eds.). Proceedings of third Int. Biodegrad. Symp. Appl. Science Publishers, pp. 187-196.

Jensen, B.; Arvin, E. & Gundersen, A.T. (1985): The degradation of aromatic hydrocarbons with bacteria from oil contaminated aquifers. Proc. of NWWA/API conference: Petroleum hydrocarbons and organic chemicals in ground water: Prevention, detection, restoration. Nov. 13-15, 1985 in Houston, Texas.

Jobson, A., Cook, F.D. & Westlake, D.W.S. (1972): Microbial Utilization of Crude Oil. Appl. Microbiol., 23, pp. 1082-1089.

Johnson, B.T. & Lulves, W. (1975): Biodegradation of Di-n-butylphthalate and di-2-ethylhexyl phthalate in freshwater hydrosol. J. Fisheries Research Board, Canada, 32, pp. 333-339.

Kappeler T. & Whurmann, K. (1978): Microbial degradation of the water-soluble fraction of gas oil - II. Bioassays with pure strains. Water Research., 12, pp. 335-342.

Keyser P.; Pujar, B.G.; Eaton, R.W. & Ribbons, D.W. (1976): Biodegradation of Phthalates and their Esters by Bacteria. Environ. Health. Persp. 18, pp. 159-166.

Khesina, A.; Shcherbak, N.P.; Shabad, L.M. & Vostrov, I.S. (1969): Benz(a)pyrene Breakdown by Soil Microflora. Byulleten Experimental'noi Biologii in Meditsiny, 68, pp. 70-.

Kincannon, D.F. & Lin, Y.S. (1985): Microbial degradation of hazardous wastes by land treatment. Proc. Ind. Waste. Conf., 40th., pp. 607-619.

Kleopfer R.D. et al (1985): Anaerobic Degradation of Trichloroethylene in Soil. Environ. Sci. & Technol., 19, (3), pp. 277-280.

Klint, M. & Hessel-Andersen, H. (1987): Mikrobiel nedbrydning af miljøfremmede stoffer - i relation til grundvandsforurening. Kandidat eksamensrapport i biologi ved Københavns universitet, Afdl. for Generel Mikrobiologi og Lab. for teknisk Hygiejne, DTH.

Kjeldsen, P. (1986): Adsorption og nedbrydning af chlorphenoler i jord. Vand & Miljø., 3, pp. 117-121.

Kobayashi, H. & Rittmann, B.E. (1982): Microbial removal of hazardous organic compounds. Environ. Sci. Technol., 16, pp. 170A-183A.

Kool, H.J. (1984): Influence of microbial biomass on the biodegradability of organic compounds. Chemosphere, 13, pp. 751-761.

Kozak, V.P. et al. (1979): Reviews of environmental effects of pollutants: XI: chlorophenols. EPA-600/1-79-012.

Kuhn, E.M.; Colberg, P.J.; Schnoor, J.L.; Wanner, D.; Zehnder, A.J.B. & Schwarzenbach, R.P. (1985): Microbial transformation of substituted benzenes during infiltration of river water to groundwater: Laboratory column studies. Environ. Sci. Technol., 19, pp. 961-969.

Kästner, M. (1986): Biologische Elimination von leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen (Theoretische Grundlagen und Laborversuche). Fachseminar - Bodensanierung und Grundwasserreinigung - Wiedernutzung von Altstandorten. 24-25/9 1986 in Braunschweig pp. 155-166.

Lee, R.F. (1977): Fate of Petroleum Components in Estuarine Waters of Southeastern United States. In: Proc. of the 1977 Oil Spill Conf. American Petroleum Institute, pp. 611-616.

Lindgaard-Jørgensen, P. (1983): Biochemical & Biological Processes in 4-Nitrophenol Degradation (4-NP). In: Christiansen, K., B. Koch and F. Bro-Rasmussen (eds): Chemicals in the Environment. The Technical University of Denmark, pp. 145-151.

Loch, J.P.G.; Kool H.J.; Lagas, P. & Verheul, J.H.A.M. (1986): Removal and retention of volatile chlorinated hydrocarbons in the soils' unsaturated zone. In: First International TNO Conference on Contaminated Soil 11-15. november, 1985 Utrecht, The Netherlands. pp. 63-77.

Löw, E.v. (1983): Vorkommen und mikrobieller Um- und Abbau von aromatischen Polyzyklen im Boden und in Siedlungsabfällen. Forum Städte-Hygiene., 34, pp. 263-267.

Løkke, H. (1984): Organisk-kemiske stoffers skæbne og effekt i planter og jord. Licentiat afhandling under Det Naturvidenskabelige Fakultet ved Københavns Universitet.

Løkke, H. (1985): Degradation of 4-nitrophenol in 2 Danish soils. Environ. Pollut. Ser.A., Ecol. Biol., 38, pp. 171-182.

MacRae, I.C. & Alexander, M. (1965): Microbial Degradation of Selected Herbicides in Soil. J. Agric. Food Chem., 13, pp. 72-76.

Mathur, S.P., & Rouatt, J.W. (1975): Utilization of the Pollutant Di-2-Ethylhexyl Phthalate by a Bacterium. Journ. Environ. Qual., 4, pp. 273-

McCarty P.L. et al. (1986): Biotransformation of groundwater contaminants. Department of Civil Engineering, Stanford Universitet, Technical Report no. 298.

McConnell G. et al. (1975) : Chlorinated hydrocarbones & the environment. Endeavour, 34, pp. 13-18.

McGill, W.B., Rowell, M.J. & Westlake, D.W.S. (1981): Biochemistry, ecology, and microbiology of petroleum components in soil. In: E.A. Poul and J.N. Ladd (eds.). Soil Biochemistry, 5, pp. 229-296.

McKenna, E.J. (1977): Biodegradation of Polynuclear Aromatic Hydrocarbon Pollutants by Soil & Water Microorganisms. Amer. Inst. Chem. Ing. 70th. Annu.Meet., Nov. 13-17. New York.

- McKenzie, P. & Hughes, D.E. (1976): Microbial Degradation of Oil and Petrochemicals in the Sea. In: V.A. Skinner and J.A. Carr (eds): Microbiology in Agriculture, Fisheries and Food. Academic Press.
- Mikesell, M.D. & Boyd, S.A. (1986): Complete Reductive Dechlorination and Mineralization of Pentachlorophenol by Anaerobic Microorganisms. Appl. Environ. Microbiol., 52, pp. 861-865.
- Mikesell, M.D. & Boyd, S.A. (1985): Reductive Dechlorination of the Pesticides 2,4-D, 2,4,5-T and Pentachlorophenol in Anaerobic Sludges. J. Environ. Qual., 14, pp. 337-340.
- Murthy, N.B.K.; Kaufman, D.D. & Fries, G.F. (1979): Degradation of pentachlorophenol, PCP, in aerobic on anaerobic soil. J. Environ. Sci. Health, B14, pp. 1-14.
- Nakazawa, T. & Hayashi, E. (1978): Phthalate and 4-hydroxyphthalate metabolism in *Pseudomonas testosteroni*: Purification and properties of 4,5-dihydroxy phthalate decarboxylase. Appl. Environ. Microbiol., 36, pp. 264-269.
- Nelson, M.J.K. et al. (1987): Degradation of Trichloroethylene and involvement of an Aromatic Biodegradative Pathway. Appl. Environ. Microbiol., 53(5), pp 949-954.
- Neufeld, R.D.; Mark, J.D. & Strakey, J.P. (1980): Anaerobic phenol biokinetics. J. WPCF, 52, pp. 2367-2377.
- Nichols, P.D. (1987): Detection of a microbial consortium, including type II Methanotrophs, by use of phospholipid fatty acids in an aerobic halogenated hydrocarbon degrading soil column enriched with natural gas. Environmental Toxicology and Chemistry, 6, pp. 89-97.
- Nyholm, N.; Lindegaard-Jørgensen, P. & Hansen, N. (1984): Biodegradation of 4-nitrophenol in standardized aquatic degradation tests. Ecotoxicol. Environ. Safety, 8, pp. 451-470.
- Parker, L.V. & Jenkins, T.F. (1986): Removal of trace-level organics by slow-rate land treatment. Water Res., 20, (11), pp. 1417-1426.
- Parsons F.; Wood P.R. & DeMarco J. (1984): Transformations of Tetrachloroethene and Trichloroethene in Microcosms and groundwater. J. AWWA, 76, (2), pp. 56-59.
- Parsons F.; Lage, G.B. (1985): Chlorinated Organics in Simulated Groundwater Environments. J. AWWA, 77, (5), pp. 52-59.
- Patterson, J.W. & Kodukala, P.S. (1981): Biodegradation of hazardous organic pollutants. Chem. Eng. Prog., 77, pp. 48-55.
- Pfaender, K.F. & Bartholomew, G.W. (1982): Measurement of Aquatic biodegradation rates by determining heterotrophic uptake of radiolabeled pollutants. Appl. Environ. Microbiol., 44, pp. 159-164.
- Poglavova, M.N.; Fedosceva, G.E.; Khesina, G.E. & Shabad, L.M. (1967): Destruction of 3,4-Benzpyrene by Soil Bacteria. Life Science, 6, pp. 1053-1063.

Ratledge, C. (1978): Degradation of Aliphatic Hydrocarbons. In: J.R. Watkinson (ed): Development in Biodegradation of Hydrocarbons. Applied Science Publishers. London, pp. 1-46.

Reiner, E.A.; Chu, J.P. & Kirsch, E.J. (1978): Microbial metabolism of pentachlorophenol. In: Rao, K.A. (ed): Pentachlorophenol. Plenum Press, New York, pp. 67-81.

Richards, D.J. & Shieh, W.K. (1986): Biological fate of organic priority pollutants in the aquatic environment. Water Res., 20, (9), pp. 1077-1090.

Roberts, P.V.; Reinhard, M. & Valocchi, A.J. (1982a): Movements of organic contaminants in groundwater : implications for water supply. J. AWWA, 74, pp. 408-413.

Roberts, P.V.; Schreiner, J. & Hopkins, G.D. (1982) : Field study of organic water quality changes during groundwater recharge in the Palo Alto Baylands. Water Research, 16, pp. 1025-35.

Rogers, R.D.; McFarlane, J.C. & Cross, A.J. (1980): Adsorption and Desorption of Benzene in Two Soils & Montmorillonite Clay. Environ. Sci. and Technol., 14, pp. 457-460.

Russell, D.J.; McDuffie, M. & Fineberg, S. (1985): The Effect of Biodegradation on the Determination of some Chemodynamic Properties of Phthalate Esters. J. Environ. Sci. Health., Part A, 20, pp. 927-942.

Saeger, V.W. & Tucker, E.S. (1976): Biodegradation of phthalic acid esters in river water and activated sludge. Appl. Environ. Microbiol., 31, pp. 29-34.

Schraa, G. et al. (1986): Degradation of 1,4-Dichlorobenzene by Alcaligenes sp. Strain A175. Applied and Environmental Microbiology, 52, (6), pp 1374-1381.

Schubert, R. (1979): Toxizität von Organohalogenverbindungen gegenüber Bakterien und Abbaubarkeit. Spez. Ber. Kernforschungsanlage Jülich GmbH: Organohalogenverbindungen in die Umwelt jül-Spez-45, pp. 211-218.

Schwarzenbach, R.P. et al. (1983) : Behavior of organic compounds during infiltration of River Water to groundwater. Field studies. Environ. Sci. Technol., 17, (8), pp.472-479.

Schwarzenbach, R.P. (1985): Behavior and fate of halogenated hydrocarbons in groundwater. In: Ground Water Quality. Ed.: C.H. Ward, W. Giger and P.L. McCarty, Wiley-Interscience Publications, Kap. 24 pp. 446-471.

Scow, K.M.; Simkins, S. & Alexander, M. (1986): Kinetics of Mineralization of Organic Compounds at Low Concentrations in Soil. Appl. Environ. Microbiol., 51, pp. 1028-1035.

Shanker, R.; Ramakrishna, C. & Seth, P.K. (1985): Degradation of some phthalic acid esters in soil. Environ. Pollut. Ser. A, Ecol. Biol., 39, pp. 1-8.

Sherrill, T.W. & Sayler, G.S. (1980): Phenanthrene biodegradation in freshwater environments. Appl. Environ. Microbiol., 39, pp. 172-178.

- Sisler, F.D. & Zobell, C.E. (1974): Microbial Utilization of Carcinogenic Hydrocarbons. Science, 106, pp. 521-
- Smolenski, W.J. & Suflita, J.M. (1987): Biodegradation of Cresol Isomers in Anoxic Aquifers. Appl. Environ. Microbiol., 53, pp. 710-716.
- Steiert, J.G. & Crawford, R.L. (1985): Microbial Degradation of Chlorinated Phenols. Trends Biotechnol., 3, pp. 300-305.
- Stucki, G. & Alexander, M. (1987): Role of Dissolution Rate and Solubility in Biodegradation of Aromatic Compounds. Appl. Environ. Microbiol., 53, pp. 292-297.
- Stumm, W. & Morgan, J.J. (1970): Aquatic Chemistry, An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters, Wiley Interscience.
- Subba-rao, R.V., Rubin, H.E. & Alexander, M. (1982): Kinetics and extent of mineralization of organic chemicals at trace levels in freshwater and sewage. Appl. Environ. Microbiol. 43, pp. 1139-1150.
- Sudhakar-Barik & Sethunatan, N. (1978): Metabolism of Nitrophenols in Flooded Soils. J. Environ. Qual., 7, pp. 349-352.
- Sudhakar-Barik, P.A.; Wahid, C.; Ramakrishna et al. (1979): A change in the Degradation Pathway of Parathion after Repeated Applications to Flooded Soils. J. Agric. Food Chem., 27, pp 1391-1292.
- Suflita, J.M., Horowitz, A.; Shelton, D.R. & Tiedje, J. M.(1982): Dehalogenation: A novel pathway for the anaerobic biodegradation of haloaromatic compounds. Science, 218, pp. 1115-1117.
- Suflita, J.M. et al. (1983): Kinetics of Microbial Dehalogenation of Haloaromatic Substrates in Methanogenic Environments. Applied and Environmental Microbiology, 45, (5), pp. 1466-1473.
- Suflita, J.M. & Miller, G.D. (1985): Microbial metabolism of chlorophenolic compounds in ground water aquifers. Environ. Toxicol. and Chem., 4, pp. 751-758.
- Tabak, H.H.; Quave, S.A.; Mashni, C.I. & Barth, E.F. (1981): Biodegradability studies with organic priority pollutant compounds. Journal WPCF., 53, pp. 1503-1518.
- Trevors, J.T. (1982): Effect of temperature on the degradation of pentachlorophenol by Pseudomonas species. Chemosphere, 11, pp. 471-475.
- Van der Linden, A.C. & Thijsse, G.J.E. (1965): The Mechanisms of Microbial Oxidations of Petroleum Hydrocarbons. Adv. Enzymol., 27, 469-546.
- Van Veld, P.A. & Spain, J.C.(1983): Degradation of Selected Xenobiotic Compounds in three Types of Aquatic Test Systems. Chemosphere, 12, pp. 1291-1305.
- Verschueren, K. (1983): Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Second Edition. Van Nostrand. Reinhold Company, New York.

Ward, D.M. & Brock, T.D. (1976): Environmental Factors Influencing the Rate of Hydrocarbon Oxidation in Temperate Lakes. Appl. Environ. Microbiol., 31, pp. 764-772.

Vogel T.M. & McCarty P.L. (1985): Biotransformation of Tetrachloroethylene to Trichloroethylene, Dichloroethylene, Vinyl Chloride, and Carbon Dioxide under Methanogenic Conditions. Applied and Environmental Microbiology, pp. 1080-1083.

Vogel T.M. & McCarty, P.L. (1987): Rate of abiotic formation of 1,1-dichloroethylene from 1,1,1-trichloroethane in groundwater. Journal of Contaminant Hydrology, 1, (1), pp. 299-308.

Williams, P.A. (1978): Microbial Genetics Related to Hydrocarbon Degradation. In: J.R. Watkinson (ed.): Developments in Biodegradation of Hydrocarbons. Applied Science Publishers. Ltd. London, pp. 135-164.

Wilson, B.H.; Smith, G.B. & Rees, J.F.(1986a): Biotransformation of Selected Alkylbenzenes and Halogenated Aliphatic Hydrocarbons in Methanogenic Aquifer Material: A Microcosm. Study. Environ. Sci. Technol., 20, pp. 997-1002.

Wilson B.H. & White, M.V. (1986b): A fixed-film Bioreactor to treat Trichloroethylene-laden waters from interdiction Wells. Presented at the Sixth National Symposium and Exposition on Aquifer Restoration and Ground Water Monitoring. May 19-22, Columbus, Ohio.

Wilson, J.T.; Enfield, C.G.; Dunlap, W.H. et al. (1981): Transport and fate of selected organic pollutants in a sandy soil. J. Environ. Qual., 10, (4), pp. 501-506.

Wilson, J.T. & McNabb, J.F. (1983a): Biological transformation of organic pollutants in groundwater. EOS, 64, pp. 505-507.

Wilson, J.T. et al. (1983b) : Enumeration and characterization of Bacteria Indigenous to a Shallow Water-Table Aquifer. Ground Water, 21, (2), pp. 134-142.

Wilson, J.T. et al. (1983c) : Biotransformation of Selected Organic Pollutants in Ground Water. Dev. Ind. Microbiol., 24, Kap 17, pp.225-235.

Wilson, J.T. & Wilson, B.H. (1985a): Biotransformation of Trichloroethylene in soil. Applied and Environmental Microbiology, 49, pp 242-243.

Wilson, J.T. et al. (1985b): Biodegradation of contaminants in the subsurface. In: Ground Water Quality, Ed. C.H. Ward, W. Giger, P.L. McCarty Wiley-Interscience Publications, Kap 26, pp. 483-492.

Wood, P.R. et al. (1985): Anaerobic transformation, transport and removal of volatile chlorinated organics in groundwater. In: Ground Water Quality. Ed. C.H. Ward, W. Giger, P.L. McCarty. Wiley-Interscience Publications, Kap 27, pp. 493-511.

Yong, L.Y. & Rivera, M.D. (1985): Methanogenic degradation of four phenolic compounds. Water Res., 10, pp. 1325-1332.

Yoshida, A., Sasaki, K. & Akehashi, H. (1979): Degradation of phthalic acid esters by bacteria (JAPAN). Seitkatsu Eisai, 23, pp. 199-206.

Zahn, R. & Wellens, H. (1980): Prüfung der biologischen Abbaubarkeit im Standversuch weitere Erfahrungen und neue Einsatzmöglichkeiten: Z.f. Wasser und Abwasser Forschung, 13, pp. 1-7.

Zehnder, A.B. (1984): Decomposition of xenobiotics in soil (Duth.). Chem. Mag. (Rijswijk, Neth.), ISS Dec. ISSN 0167-2746.

Zeyer, J.; Kuhn, E.P. & Schwarzenbach, R.P. (1986): Rapid microbial mineralization of toluene and 1,3-dimethylbenzene in the absence of molecular oxygen. Appl. Environ. Microbiol., 52, pp. 944-947.

12 ORDLISTE

I nedenstående liste er givet en forklaring på nogle af de udtryk, der anvendes i rapporten. Forklaringerne på de stjernemærkede ord er hentet fra P.B. Heise (1986), Miljøordbog udgivet af amtsrådsforeningen i Danmark.

Abiotisk:	Ikke biologisk.
Aerob*:	Indeholdene ilt. Kan også betyde iltkrævende/iltforbrugende.
Alifatisk*:	Alifatiske forbindelser er organiske forbindelser, der indeholder kæder (evt. med forgreninger) af kulstofatomer; speciel er "kæden" ét atom (Eleiphar=salve, fedtstof).
Alkaner:	Kulstofforbindelser, hvor hvert kulstofatom har fire enkeltbindinger. Alkaner er "mættede" forbindelser.
Alkener:	Kulstofforbindelse, som indeholder en eller flere dobbeltbindinger (to elektronpar deles). Alkener kaldes også "umættede" forbindelser.
Anaerob*:	Ikke indeholdende ilt. Kan også betyde ikke iltkrævende. Visse bakterier trives kun uden ilt, og visse kemiske processer foregår kun uden eller med meget lidt ilt.
Aromatisk:	Aromatiske forbindelser indeholder en eller flere aromatiske ringe, der består af en 6-ledet (evt. 5-ledet) ring, hvor hver anden kulstofbinding er en dobbeltbinding. Dette er en meget stabil kemisk struktur.
Batchkultur:	En kultur, der er dyrket i en batch dvs. processen foregår uden tilløb eller afløb af væske.
Biotisk:	Synonym for biologisk.
Carboxylsyre:	Organisk syre indeholdende syregruppen COOH.
cis:	I kemi anvendes cis når to ens stofgrupper sidder til samme side på to nabokulstofatomer (tættest muligt).
Co-metabolisme:	se side 2 i Introduktionen.
Cytoplasma:	Indholdet i cellen indenfor membranen og udenfor kernen.
Dehalogenering:	Fjernelse af et bundet halogenatom.
Denitrifikation*:	Bakteriel omdannelse af nitrat, NO_3^- , til kvælstofilter eller frit kvælstof, NO , NO_2^- henholdsvis N_2 , normalt under iltfrie forhold og under samtidig iltning af organisk stof. Bakterierne kaldes denitrificerende bakterier, og disse er i stand til at tage ilten fra, d.v.s. reducere

nitrat, hvorved kvælstof frigøres. Den modsatte proces, nitrifikation, er iltkrævende.

Elektron-acceptor:	Et stof, der modtager elektroner ved en redox-reaktion.
Enzym:	Stort organisk molekyle bestående af en eller flere lange kæder af sammenkoblede aminosyrer, som er sammenfoldet således at der opstår et aktivt sted i molekylet, der kan virke som <u>katalysator</u> for en bestemt reaktion.
Fermentation:	Forgære, se kapitel 1 side 5.
Halogener*:	(Græsk halo=salt og gennan=skabe) omfatter fire grundstoffer, som er specielt tilbøjelige til at danne salte, nemlig: fluor (F), klor (Cl), brom (Br) og jod (I).
Heterotrof*:	Kaldes en organisme, som ernærer sig af tilført organisk stof, der nedbrydes i organismen til uorganisk stof. I modsætning til autotrofe organismer (planter, alger), der ved hjælp af sollys selv kan omdanne uorganisk stof til organisk stof (fra græsk: hetero=forskellig og trof=nærig)
Hydrocarboner:	Kemisk forbindelse bestående af kulstof og brint (på dansk: kulbrinter).
Hydrolyse*:	Proces, hvorved stof omstøtter sig med vand. H_2O . I organisk kemi er hydrolyse en proces, hvor stof spaltes under optagelse af vand (græsk: hydro = vand og lysis = opløsning/adskillelse).
Hydroxylering:	Reaktion, hvorved der indsættes en OH-gruppe.
Inhibering:	Nedsættelse af aktiviteten eller væksten for bla bakterier ved tilstedeværelse af specifikke stoffer eller miljøfaktoren.
Isomere:	Forskellige kemiske stoffer med den samme brutto-sammensætning, men afvigende ved placeringen af én eller flere grupper.
Katalysator*:	Stof, der forøger reaktionshastigheden i en kemisk proces uden selv at indgå eller forbruges i den.
Kemostat:	Forsøgsreaktor, hvor der er en kontant tilførsel og aftapning af væske. Herved kan der ofte opnås en ligevægtssituation.
Kommensal nedbrydning:	Se side 3 i Introduktionen.
Lag-fase:	Se afsnit 1.1 side 6 i introduktionen.
Letal:	Dødelig.

- Meta:** Betegnelse når to stofgrupper er adskilt med et kulstofatom i en 6-ledet aromatisk ring.
- Metabolisme*:** Stofskifte.
- Methanogen:** Dannelse af methan udfra organisk stof eller brint og kuldioxyd.
- Methyl:** Stofgruppen: $-\text{CH}_3$.
- Nitrifikation*:** Omdannelse af ammoniak til plantenæringsstoffet nitrat ved hjælp af bakterier, "nitritbakterier" og "nitratbakterier". Processen foregår i to trin og kræver god ilttilførsel: I: "Nitritbakterier" ilter ammoniak (NH_3) til nitrit (NO_2^-). II: "Nitratbakterier" ilter nitrit (NO_2^-) til nitrat (NO_3^-).
- NOEC:** No Observable Effect Concentration. Koncentration, hvor der ikke observeres nogen effekt.
- Ortho:** Betegnelse, når to stofgrupper, sidder på to nabokulstofatomer i en 6-ledet aromatisk ring.
- PAH_s:** Poly Aromatisk Hydrocarboner. Stoffer indeholdende en eller flere aromatiske ringe.
- Para:** Betegnelse når to stofgrupper sidder adskilt med to kulstofatomer i en 6-ledet ring (diamentralt modsat).
- Plasmid:** Se side - i Introduktionen
- Redoxpotentiale*:** Mål for ilttingsgraden i et system. Redoxpotentialet er højt i stærkt iltende opløsninger og lavt (eventuelt negativt) i reducerende opløsninger.
- Respiration:** Stofskifte.
- Stofgruppe:** Del af molekyle bestående af et eller flere grundstoffer, fx OH-gruppe.
- Substrat*:** Underlag, grundlag; anvendes ofte om de næringsvæsker og lignende, der bruges til at få bakterier, gær m.v. til at vokse, såkaldt næringssubstrat, eller om et medium, som organismerne i naturen lever i eller på fx sand, mudder, sten og planter.
- Subterminal:** Næstyderste.
- Sulfatreduktion:** Omdannelse af sulfat til svovlbrinte, bla. via sulfatreducerende bakterier.
- trans:** I kemi anvendes trans, når to ens stofgrupper sidder til modsat side på to nabokulstofatomer (fjernest muligt).

UDGIVNE RAPPORTER

I forbindelse med LOSSEPLADSPROJEKTET er med denne rapport i alt udgivet følgende rapporter:

NEDBRYDELIGHED AF MILJØFREMMEDE ORGANISKE STOFFER, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH (Rapport U1, 105 sider), oktober 1987.

ISBN 87-503-7017-0