Forurening i Arktis
Dye-1

Januar-december 2002

Morten Langer Andersen, c971535

Jacob Anthonsen, c973567

Rasmus Hansen, c973520

Arktisk Center
BYG•DTU
Danmarks Tekniske Universitet

Forord

Denne rapport er resultatet af kurset Videregående arktisk teknologi, kursus 11424, Center for Arktisk Teknologi, DTU, Lyngby. Vejleder var Arne Villumsen. Feltarbejdet blev udført i Sisimiut, sommeren 2002.

Der skulle tages utraditionelle midler i brug i Sisimiut, sommeren 2002 for at få alt til at klappe for Dye-1 gruppen. Grej skulle købes og samles, både skulle bookes, udstyr og "ekspeditionsdeltagere" skulle transporteres over lange afstande og landsættes på temmelig uortodoks vis for at få det hele med. Men alt lykkedes over al forventning, og det kan vi i gruppen takke følgende personer for: Arne Villumsen, Anne-Lene Felland, Bente Frydenlund, Peter Henriksen – Nuuk, Jesper Møller – Sisimiut, Abel Schmidt – Sisimiut,og Hans Hinrichsen – Sisimiut. Vi oplevede gennemgående at folk var villige til at strække sig meget langt og uden deres hjælp, var projektet næppe kommet på vingerne.

Ind imellem må man sande, at hele verden ikke løber så hurtigt, og i den retning, som man gerne selv ville have den til. Vanskeligheder med laboratorieanalyser for PCB, der ikke kunne være klar før projektet havde været færdigt i månedsvis, gjorde, at vi i gruppen var nødt til på et sent tidspunkt i forløbet at inddrage mere teori end oprindeligt planlagt. Vi måtte desværre erkende at én af grundpillerne i projektet faldt med forsinkelsen på analyserne, og vi måtte ændre fokus en smule. Det kom til at kræve en del ekstra arbejde, og det er selvfølgelig ærgerligt, at det ikke kunne lade sig gøre at få resultaterne fra PCB analyserne med i denne rapport (og derfor ej heller konkludere noget ud fra dem), men i sådan en situation er man jo nødt til at bide i det sure æble og få arbejdet gjort – også selvom man kommer lidt sent i seng nogle gange. Det har vi gjort, og så håber vi isen kan bære. Laboratorieanalyserne arbejdes der stadig videre med i Canada. Hvornår resultaterne foreligger kan man kun gisne om, men et forsigtigt bud ville være i løbet af de tidlige forårsmåneder, 2003.

Lyngby, december 2002

Morten Langer Andersen, c971535
Jacob Anthonsen, c973567
Rasmus Hansen, c973520

Abstract

The Arctic environment is subject to an increasing amount of pollution, most of which is emitted to the atmosphere outside of the Arctic regions. However, air cycling in the atmosphere is among other factors responsible for the contaminants' introduction into the Arctic regions. Local point sources of pollution *within* the Arctic are the abandoned radar-stations, forming the DEW-line across Alaska, Canada and Greenland. Especially interesting is the use of Polychlorinated Biphenyls (PCB's).

This paper is adressing these issues in four parts by first discussing theories behind the pahtways and spreading of the contaminants within the Arctic ecoystem (including the transport processes and the fugacity-approach). In the following part, a case study of an abandoned DEW-site – the Dye-1 base near Sisimut, Greenland – is conducted. During the summer of 2002, soil and water samples were collected at Dye-1. These have been analyzed for carbon-content and the results are presented in part II. Besides the soil samples taken directly in oil-polluted soil, no measurements indicated serious pollution. The water samples did not yield values out of the ordinary either. In part II a fugacity model is also undertaken in order to gain insight into where PCB would tend to accumulate. No PCB testing of the sampling was peformed.

Part III adresses the possible ways of cleaning a polluted DEW-site, similiar to what has been attempted at Resolution Island and Scarpa Lake, Canada.

Part IV includes the conclusions that can be drawn from the theory and fieldwork. It is discovered by fugacity simulation that the PCB (Aroclor 1260) tends to bind to particles rather that dillute. Therefore it acccumulates in bottom sediment and soil. The values from the soil samples from Dye-1 did not exhibit any abnormal behaviour.

Indhold

1 Indledning/problemformulering **1**

I

2 Setting - Arktisk miljø **5**

3 Transportprocesser i Arktis **8**
3.1 Systemet 8
3.2 Transportprocesser i Arktis 12
3.2.1 Atmosfære 14
3.2.2 Snedække og is 17
3.2.3 Hav/vand-områder 18
3.2.4 Hav- og søbund 21
3.2.5 Opsummering af transportprocesser 22

4 Fugacitet **23**
4.1 Fugacitetsteori 23
4.1.1 Definition af miljø 25
4.1.2 Mackay modeller 25

5 PCB **29**
5.1 Fysisk kemiske data 29
5.2 Historie 30
5.3 PCB og følgevirkningerne 30
5.4 Status 31
5.5 Optagelse og nedbrydning i organismen 32
5.6 PCB ophobninger 32
5.6.1 Bionedbrydning af PCB 32

6 Miljøpåvirkninger Arktis **34**
6.1 Fødekædens tabere 34

II

7 Dye-1 **38**
7.1 Klima 39
7.2 Historie 40
7.3 Miljøundersøgelser ved Dye-1 40
7.3.1 Carl Bro rapporten 40
7.3.2 Tilsyn 1999 41

8 Fotogrammetri **42**
8.1 Flyfotos benyttet 42
8.2 Fotogrammetrisk model 43
8.2.1 Indre orientering 43
8.2.2 Relativ orientering 43
8.2.3 Absolut orientering 43
8.3 Digital højdemodel 44
8.4 Diskussion af DTM'en 44

9 Fugacitet fra DYE-1 **46**
9.1 Level I 47
9.1.1 parametre, level I 47
9.2 Level II 48
9.3 Level III 49
9.4 Opsummering 49

10 Feltundersøgelser ved Dye-1 **51**
10.0.1 Visuelle observationer 51
10.1 Data 53
10.2 Prøveindsamling 54
10.3 Præsentation af data 54
10.3.1 Havneområde 54
10.3.2 Sø ved lejr 55
10.3.3 Anlægsdump 56
10.3.4 Anlægscamp 57
10.3.5 Svingdump 57
10.3.6 Midlertidig tøndedump 58
10.3.7 Garageområde 59
10.3.8 Nedgravningsområde 59
10.3.9 Teledump 60
10.4 Opsummering 61

III

11 Oprydning **66**
11.1 Oprydning i Canada 66

12 Konklusion **70**

13 Perspektivering **72**
13.1 Fundet PCB 72
13.2 Ikke fundet PCB 73

A Skitse over DYE-1 området **74**

B Skitse over DYE-1 området **76**

C Skitse over DYE-1 området **78**
C.1 DTM-genereret topografisk kort 78

D Fugacitets-simulering **81**

E Skitse over Svingdump **85**

F Skise over garageområdet **87**

G Skise over nedgravningsområdet **88**

H Laboratoriemetoder **90**
H.1 vandprøver 90
H.2 Standardrække 91
H.3 Anioner 91
H.3.1 Klargøring til analyse 91
H.3.2 Analysen 91
H.4 Kationer 92
H.4.1 Atom-Absorption Spektrofotometri (AAS) 92
H.5 DOC 92

I Oversigt over koordinater til prøvesteder **94**

Litteratur **97**

Kapitel 1

Indledning/problemformulering

Det er i løbet af de seneste årtier blevet klart at Arktis er et område af verden i hvilket der akkumuleres potentielt giftige miljøfremmede stoffer. En del af mængden af disse stoffer er transporteret fra andre steder i verden, men særlige forhold i Arktis gør det svært for økosystemet at slippe af med dem igen. Stofferne ophobes bl.a. i Polarhavet med det resultat, at fødekæden er i fare for at lide overlast. Det Arktiske økosystem er karakteriseret ved langsom forplantning, kort fødekæde og en høj tilpasningsgrad fra faunaen til de meget svingende forhold. Arktis er et meget sårbart miljø, der er kendetegnet ved lange restitutionstider efter forurening. Idet nogle af de miljøfremmede stoffer binder sig til fedt, er den arktiske fauna specielt hårdt ramt af akkumulation, da mange af dyrerne i toppen af fødekæden (isbjørn, hval, sæl) løber an på store fedtdepoter for at kunne klare de lave temperaturer. Bioakkumulation af giftstoffer rammer derfor Arktis hårdt (Barrie et al., 1992).

Ikke alle stofferne er imidlertid transporteret ind fra andre steder på kloden. Selvom langt hovedparten er transporteret ind i Arktis ved hjælp af f.eks. luften i atmosfæren og tilstrømningen til Polarhavet fra Stillehavet og Atlanterhavet, findes der også mere lokale forureningskilder, internt i det arktiske økosystem. Eksempler på sådanne interne kilder er den såkaldte DEW-linje.

I løbet af årene 1954-57, blev et antal militære stationer etableret tværs over de arktiske egne der hører under vestlige nationer (Alaska, Canada og Grønland). Stationerne var del af den såkaldte DEW (Distant Early Warning) kæde, og havde som sådan til formål at fungere som passive poster med den opgave at give tidlige varsler om en eventuel østlig agression henover Nordpolen. Stationerne var strategisk placeret således at de kunne kommunikere med hinanden lags kæden. Dette forudsatte en jævn fordeling på tværs af kontinenterne (se fig. 1.1) Til dette formål benyttedes kraftigt radarudstyr, betjent af personale på stationen, året rundt.

Som nævnt, spredte kæden af DEW stationer sig ud over hele det vestlige arktis. Flertallet af stationer blev anlagt i Canada, men også i Grønland blev fire baser etableret. Disse var de såkaldte Dye baser, og af dem eksisterede én på vestkysten og én på østkysten, og to på Indlandsisen.

I takt med satellit-teknologiens udvikling og østblokkens sammenbrud i slutningen af 80'erne, blev DEW-baserne mindre vigtige, rent strategisk. Som konsekvens heraf, blev mange af dem nedlagt. Enkelte blev dog stående som videnskablige forskningsstationer. Dette gjaldt også Dye-baserne på Grønland, hvoraf de fire Dye baser, én står tilbage (Dye-2). Den står på den vestlige del af Indlandsisen, og benyttes i dag til iskerneboringer.

DEW-stationernes indvirkning på det arktiske miljø har været diskuteret hyppigt siden nedlæggelserne i starten af 90'erne. Forskellige oprydningsplaner har været sat i værk bl.a. i Canada med det formål at begrænse de negative følgevirkninger af stationerne. I den forbindelse er basernes forbrug af en række miljøfremmede stoffer i form af bl.a. polychlorerede biphenyler (PCB'er), glycol og radioaktive materialer kommet i fokus.

Dette leder frem til problemformuleringen for denne opgave:

Der ønskes en belysning af miljøfremmede stoffers (især polychlorerede biphenyler, PCB) indvirkning på Arktis som økosystem med redegørelse for ophobninger og transportprocesser rundt i systemet Arktis. Specifikt betragtes radarstationerne i DEW-linjen som kilder til lokal forurening, og af dem benyttes Dye-1 ved Sisimiut som case for en forureningsundersøgelse.

Besvarelsen af opgaven vil forme sig i fire adskilte dele:

- Teori
  I denne første del, vil en del teori blive gennemgået der har relevans for de senere kapitler. Teori om transportprocesser i Arktis, fugacitetsanalyse samt en gennemgang af PCB's egenskaber vil danne grundlaget for det praktiske arbejde der udføres senere med data fra Dye-1 casen.

- Case-study
  I del II vil casen Dye-1 blive diskuteret. Data indsamlet i sommeren 2002 vil blive præsenteret sammen med resultaterne af de analyser, der er udført på prøverne, taget i felten.

- Oprydningsmuligheder
  I denne del diskuteres hvilke tiltag der kan gøres for at rense områder i Arktis, der er forurenede med miljøfremmede stoffer (i særdeleshed PCB).

- Konklusion
  Slutteligt konkluderes der på rapporten og en perspektivering diskuterer hvilke tiltag der kan laves i det aktuelle tilfælde.

Figur 1.1: Kort, der viser placeringen af DEW-baserne på tværs af arktis.

Del I

Kapitel 2

Setting - Arktisk miljø

I dette kapitel behandles det regionale klima i Arktis. Gennemsnitstemperaturerne samt nedbørsmængde ridses op for at give et billede af hvilke klilmaforhold der skal tages hensyn til ved analyse af data indsamlet i Arktis.

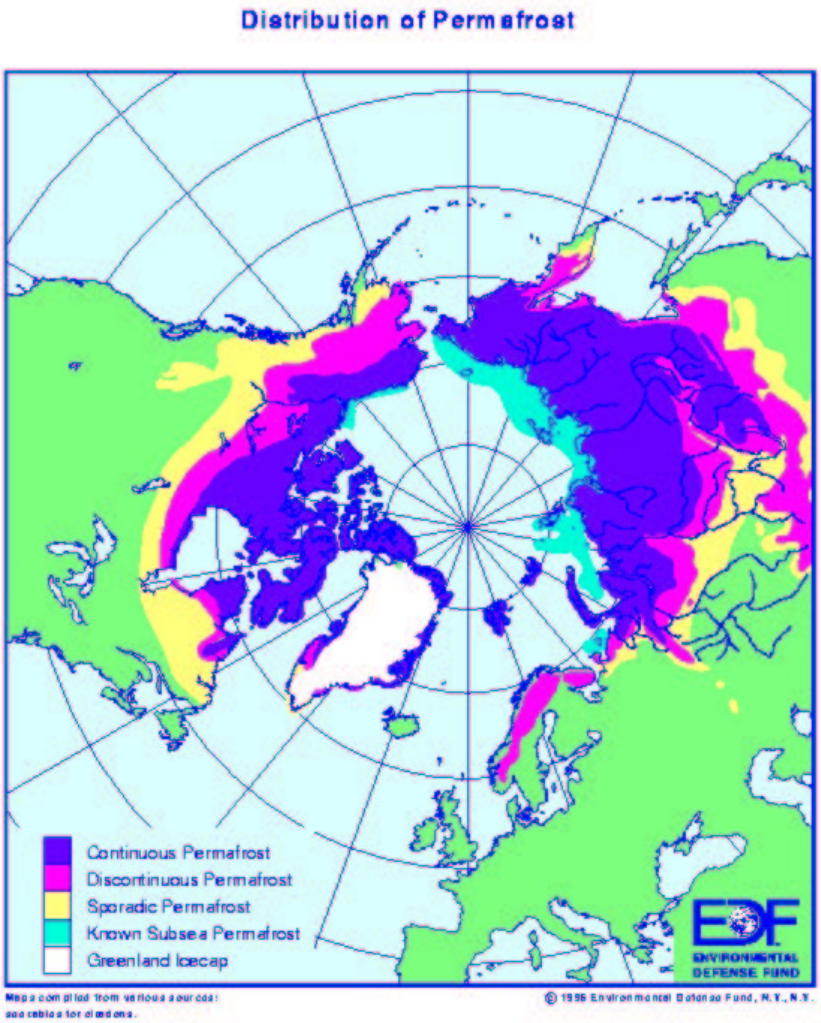
Når der behandles data fra arktiske områder (se fig. 3.1 for arktis' udbredelse) er der en del specielle forhold, der skal tages hensyn til, idet de arktiske forhold ikke ligner dem der ellers ses rundt om på kloden.

Jorden er inddelt i 4 forskellige klimazoner. Det er temperaturen, der ligger til grund for inddelingen af disse zoner. I en lokationsklimabeskrivelse beskrives desuden en række elementer, så som lufttryk, nedbør, vindforhold mv. Hvis middeltemperaturen for årets varmeste måned ikke overstiger 10 °C, kan der ikke vokse skov, og så bliver klimaet betegnet som arktisk.(Thorleifsen, 1999).

Arktis' store udstrækning gør, at klimaet ikke er ens i hele den arktiske zone. Arktis inddeles derfor i to undergrupper: den højarktiske zone, hvor gennemsnitstemperaturen i den varmeste måned ikke overstiger 5 °C og den lavarktiske zone med en gennemsnitstemperatur på 5-10 °C.

Som en konsekvens af det kolde klima, er der permafrost, diskontinuert permafrost eller slet ingen permafrost i det arktiske området. Se fig. 2.1 for permafrostens udbredelse. I tilfælde af at permafrosten er tilstede, vil den i den arktiske sommer kun være optøet i de øverste 20-100 cm (kaldet det aktive lag), alt efter hvor mild sommeren har været (Fægteborg, 2000). Det altid frosne permafrost-lag, skaber en kunstig bund i dalstrøgene, hvilket bevirker, at nedbøren i sommermånederne vil løbe af som overfladevand eller gennem det aktive lag. Permafrost er et kompliceret fænomen, men da det ikke har direkte relevans for denne tekst, behandles det ikke yderligere i detaljer.

Det kolde klima gør at en stor del af nedbøren falder som sne, men også her er der store regionale forskelle. I Grønland f.eks. falder der i dele af Peary Land



Figur 2.1: Permafrostens udbredelse i det arktiske område.

i gennemsnit kun 200-300 mm mens der ved Prins Kristians Sund falder der 2000-3000 mm. Nogle steder er fordampningen større end nedbøren. Det vil sige, at der er ørkendannelse – ikke som kendt i den vestlige verden med Sahara, men en isørken hvor alt er bart og tørt.

Disse specielle fænomener og regionale forskelle gør, at meteorologiske data er umulige at undvære, når der skal laves modelleringer af stoffers vandringer i det arktiske miljø. Stoffers vandringer, el. transportprocesser, behandles i detaljer i det følgende kapitel.

Kapitel 3

Transportprocesser i Arktis

I dette kapitel søges det klarlagt hvilke transportprocesser, der er bestemmende for, hvordan stoffer transporteres rundt i Arktis. Overvejelser omkring dette er vigtige, idet det ligger til grund for forståelsen for grundlaget for eventuelle ophobninger der måtte komme i forskellige medier.

Meget af forskningen, der ligger til grund for informationer fra litteraturen, omhandler stationer i det canadiske Arktis og ikke i Grønland. Det skal dog tidligt i denne tekst slås fast, at det antages, at forholdene er så ens, at en direkte sammenligning kan benyttes. Hovedkilderne, der er relevante for dette kapitel, er Barrie et al. (1992) og Macdonald et al. (2000), som vil blive hyppigt citeret i det følgende.

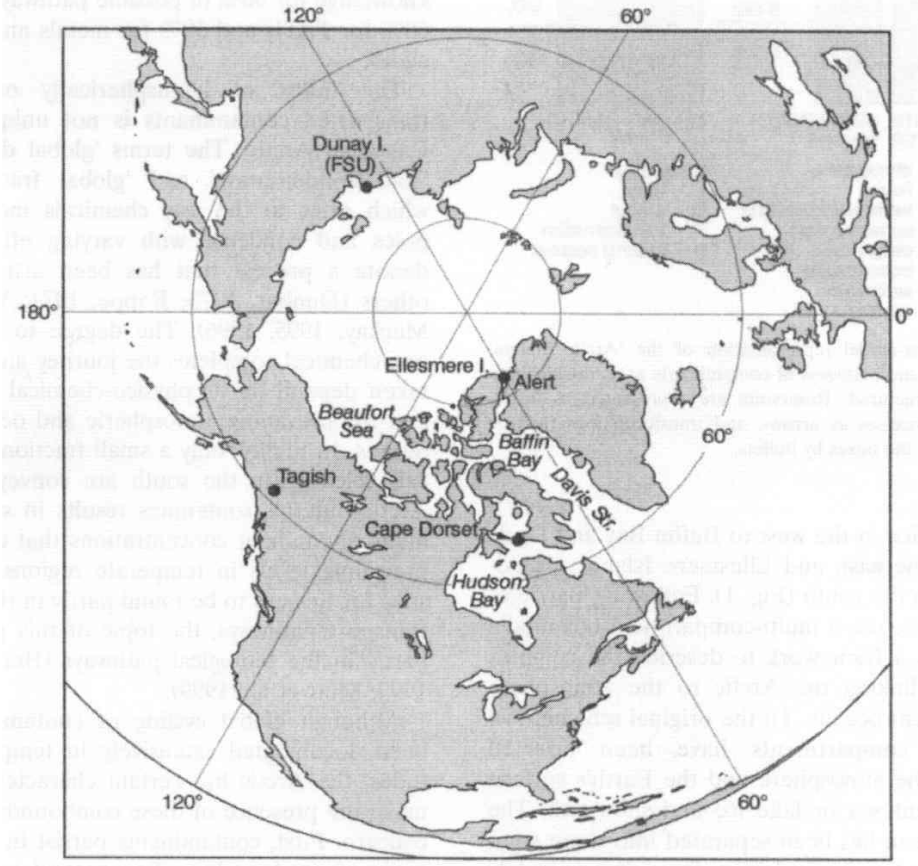
3.1 Systemet

I dette afsnit ridses Arktis op som et simplificeret økosystem. Den væsentligste fysiske del af dette system udgøres af Polarhavet, hvorfor dette får særlig opmærksomhed i det følgende.

Som det første fastlægges det, at i det følgende defineres Arktis som det geografiske område af kloden, der ligger nord for 60 °N (se fig. 3.1 herunder).

Atmosfæren

Atmosfæren over Arktis, er i denne forbindelse ikke anderledes end på resten af kloden. Der kan argumenteres for en mindre solindstråling som følge af solens reflektion på isen, mindre CO_2 mv., men i denne forbindelse antages en homogen luftsøjle, der fungerer som medie for vind og nedbør. Denne luftsøjle har en varmekapacitet, lige så vel som at udskiftningen i den (ved hjælp af vind) ikke



Figur 3.1: Kort over området der i denne tekst er defineret som 'Arktis'. Fra Macdonald et al. (2000).

er uvæsentlig. Den er dog ikke konstant i tid, idet der er store sæsonvariationer i dens egenskaber.

Polarhavet - lagdeling og strømme

Som det ses på figur 3.1, dækker Polarhavet en stor del af Arktis, og er også i forbindelse med forureningsmodeller en væsentlig del af økosystemet "Arktis". Polarhavet er domineret af to bassiner: Det *Eurasiske* og det *Amerasiske* (se fig. 3.2), adskilt af Lomonosov-ryggen (Barrie et al., 1992). Idet Polarhavet er en væsentlig del af systemet, gås der i detaljer omkring inddelingen af vandsøjlen med hensyn til dens egenskaber, såsom salinitet. Saliniteten regnes for at være den vigtigste (Barrie et al., 1992) grundet dens direkte indflydelse på densiteten.

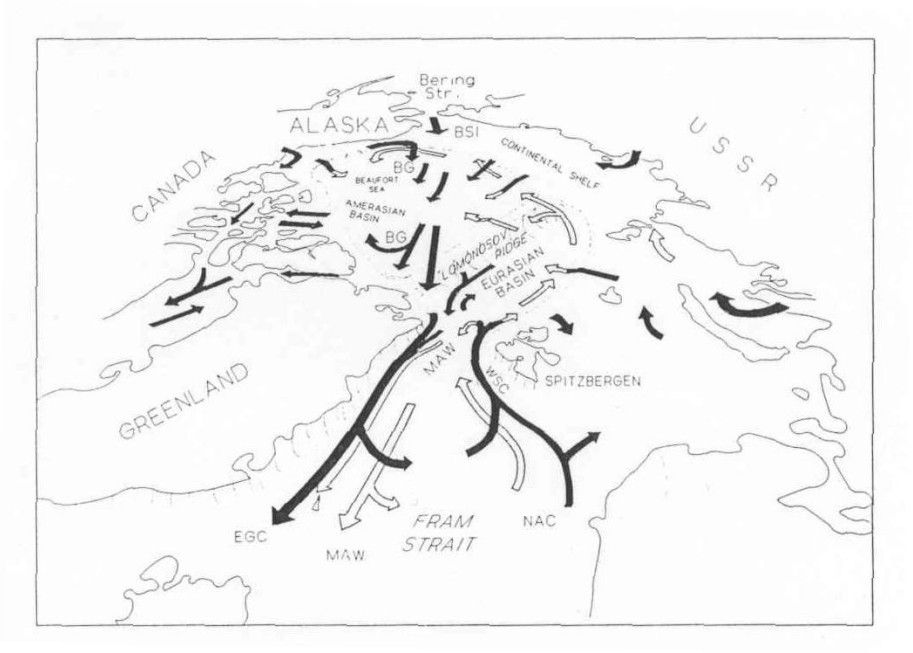
Inddelingen sker i 3 hovedlag: Overfladevand (el. arktisk vand, 0-200 m), atlantisk vand (200-800 m) og bund-vand (800 m og nedefter). Den øverste del af overfladevandet (ned til ca. 50 m), er domineret af omskiftelige sæson-afhængige forhold, såsom vind, is og afstrømning fra floder etc. Den har samtidig den laveste salinintet i søjlen (Barrie et al., 1992).

Det atlantiske vand strømmer ind i Polarhavet igennem Fram Strædet, hvor det køles ned og lægger sig ind under det arktiske overfladevand. Det strømmer rundt i Polarhavet i sin konstante dybde og forlader systemet igen i nærheden af stedet hvor det kom ind, Fram Strædet (se fig. 3.2). Bundvandet ligger under 800 m, og er derved adskilt af Lomonosov-ryggen (se fig. 3.3). Det ligger roligt og har en mere konstant salinintet end de to andre hovedlag (Barrie et al., 1992).

I disse vandlag transporteres stoffer rundt i økosystemet Arktis ved hjælp af strømme dannet af flere forskellige kræfter. Kræfterne, der gør sig gældende, er *tidevand, tyngdekraft, corioliskraft og vindtryk direkte på overfladen* (Barrie et al., 1992). Som det ses på fig. 3.2, udveksles vand imellem Polarhavet og hhv. Stillehavet og Nordatlanten over hovedsageligt Bering og Fram stræderne. Desuden findes et antal elve/floder i Canada og Rusland, der også bidrager til udvekslingen af vand.
To hovedstrømme eksisterer i Polarhavet: Beaufort Gyre, der er en cirkulær strøm i urets retning, som i udstrækning spænder over hele det Canadiske Bassin, og den transpolære drift, der strømmer fra Sibirien hen over Nordpolen, og derefter mod syd langs den østgrønlandske kyst. Disse to strømme forårsager et komplekst samspil af strømninger på forskellige niveauer, der ikke er direkte relevant for nærværende tekst. I afsnit 3.2.3 beskrives de strømme, der er relevante for stoftransport i Polarhavet. For nu er det fastslået, at de to strømme er dominerende faktorer i Polarhavet.

Hav-is skal også introduceres som et medie, der spiller en vigtig rolle i fastlæggelsen af det arktiske økosystem. Is kan fungere som et segl ovenpå havet, der skaber en barriere imellem de to tilstødende medier, havet og atmosfæren. Ud over at introducere en usikkerhed i forbindelse med den stoftransport, som det diskuteres senere, er isen også i høj grad med til at skabe havstrømmene om-

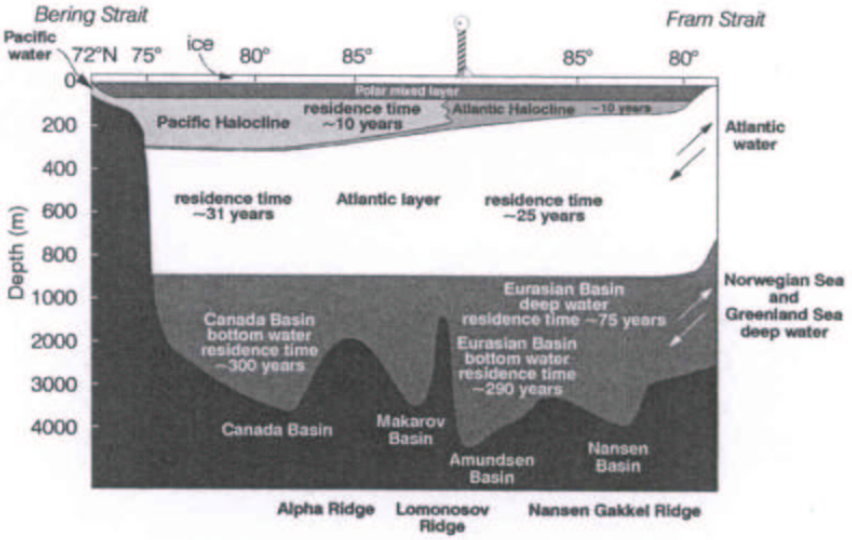
talt ovenfor. Saltkoncentrationen i vandet stiger under frysningsprocessen, idet vandet bindes i isen. Dette påvirker densiteten i vandet tæt på isen og skaber konvektionsstrømme (Barrie et al., 1992). Udbredelsen af isen når den er på sit maksimale hhv. minimale niveau, kan ses på fig. 3.4. Opbruddet sker i april-maj måned, hvor afstrømning fra floder kombineret med den varmere atmosfæriske luft optør den ikke-centrale del af iskappen (Barrie et al., 1992). Den optøede is gendannes i sensommeren, kraftigt hjulpet af sensommerstormene, der transporterer isolerende varm luft væk fra havoverfladen og samtidig blander havvandet op. Den ovenfor nævnte lagdeling af vandsøjlen er derfor primært aktuel i sommer-månederne.



Figur 3.2: Skematisk fremstilling af Polarhavet. Fra Barrie et al. (1992).

Arktiske landområder

Den del af Arktis, der ikke er dækket af polarhavet, består i økosystemet af tundra, bjergegne og elve. Elve er et vigtigt element i systemet, idet de, som det bliver klart senere, virker som transportveje for miljøfremmede stoffer fra fastlandet ud i Polarhavet. Størstedelen af elvenes tilstrømning udgøres af smeltevand. Vandføringen i elvene er dermed i høj grad sæson-afhængig med en kraftig forøgelse i forårs-/sommer månederne, når store mængder sne smelter i oplandet. Desuden er det en væsentligt faktor, at vandet i floderne er fersk, hvilket har konsekvenser for Polarhavet når afstrømningen løber ud i dette.



Figur 3.3: Vandsøjle. Fra Macdonald et al. (2000)

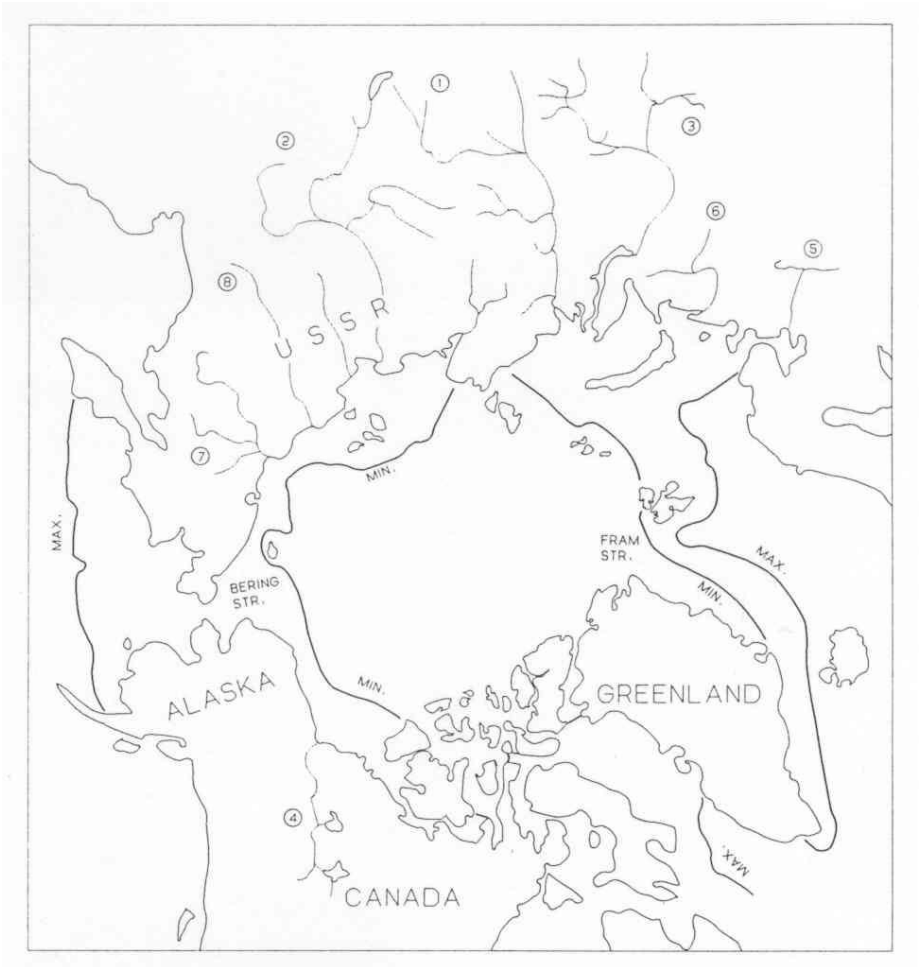
Biota

Dyr og mennesker i Arktisk benævnes i denne simple model *biota*. Biota dækker altså levende væsner, der er i risiko for at blive påvirket af tilstedeværelsen af miljøfremmede stoffer. Begrebet *biota* dækker traditionelt også planter, men disse ses der bort fra i nærværende model-system. Med denne gennemgang af de vigtigste fysiske rammer for det arktiske økosystem afsluttet, rettes fokus nu mod belysningen af stoftransporter i de ovenfor nævnte miljøer. Som det senere i teksten gøres klart (kapitel 5), er det primært kemikalier tilhørende de såkaldte *PCB*'er, der er interessante. Andre stoffer spiller dog også en rolle, og vil blive diskuteret som sådan.

3.2 Transportprocesser i Arktis

Når transportprocesser modelleres i Arktis, benytter Barrie et al. (1992) en model med 6 "compartments". Disse opfattes som medier i hvilke stoffet, der betragtes, kan opholde sig, såvel som transportere sig imellem. Modellen raffineres hos Macdonald et al. (2000) og benyttes i det følgende.

Arktis, som beskrevet ovenfor, betragtes i denne forbindelse som et økosystem for hvilket der gælder nogle regler vedrørende transportprocesser. Det skal nævnes, at man naturligvis ikke kan opfatte Arktis som et *isoleret* økosystem, da der foregår en ganske betragtelig transport af stoffer hen over grænserne af systemet. Den omtalte model dækker, som det ses af fig. 3.5, både transportprocesser til og fra området Arktis (som defineret ovenfor) – det vil sige processer ind og ud af systemet – og transportprocesser internt i Arktis. Da der i denne tekst



Figur 3.4: Illustration af isens udbredelse når den er mindst (august/september) og når den når dens maksimale udbredelsen (April) . Fra Barrie et al. (1992)

diskuteres forurening, der er "skabt" i Arktis, vil processerne til og fra systemet ikke blive betragtet indgående.

Benyttes notationen fra fig. 3.5 er det følgende processer, der vil blive behandlet her: $A \leftrightarrow TF$, $A \leftrightarrow SO$, $S \leftrightarrow TF$, $E \leftrightarrow S$, $DO \leftrightarrow SO$ og $BW \leftrightarrow DO$. Som det ses, falder processerne i 6 grupper, der hver indeholder en procesvej og dens modsat rettede vej. For at beskrive disse, betragtes hvert område i et underafsnit for sig. Hvor det er hensigtsmæssigt, er områder slået sammen og behandlet under ét.

3.2.1 Atmosfære (nedbør - A↔SO og A↔TF)

Da den primære transportvej fra luften i atmosfæren til jorden er ved nedbør, må det nødvendigvis klarlægges, hvilken rolle nedbør og det dække (snelag el. overfladevand), der skabes på jorden, spiller.

Et mål for udveksling af stof imellem atmosfæren og jord/vandoverfladen er *fluxen, F*. F fra ét medie til et andet beregnes ved at multiplicere forskellen i koncentrationen ΔC med en udvekslingskoefficient (Macdonald et al., 2000). Macdonald et al. (2000) opdeler udvekslingen i ti forskellige typer – 4 for hhv. udveksling imellem atmosfære og snelag, udveksling imellem atmosfære og blottet jord/vandoverflade og to for udvekslingen imellem sne/is-lag og jord/vandoverfladen (se fig.3.6). Altså i alt ti mulige transportveje for stof at komme fra atmosfæren til jordoverfladen eller omvendt. Ligningerne kan ses nederst på figur 3.6 og vil ikke blive behandlet i detaljer i denne tekst.

Snefald er en effektiv "rensning" af atmosfærisk luft med organiske miljøfremmede stoffer. Meget af stoffet fra luften binder sig i sneen og falder ned på jorden hvor den kan virke som en slags buffer. Noget af den forurenede sne smelter og smeltevandet afløber på et bestemt tidspunkt på året (Macdonald et al., 2000). Denne proces beskrives nærmere længere nede i teksten.

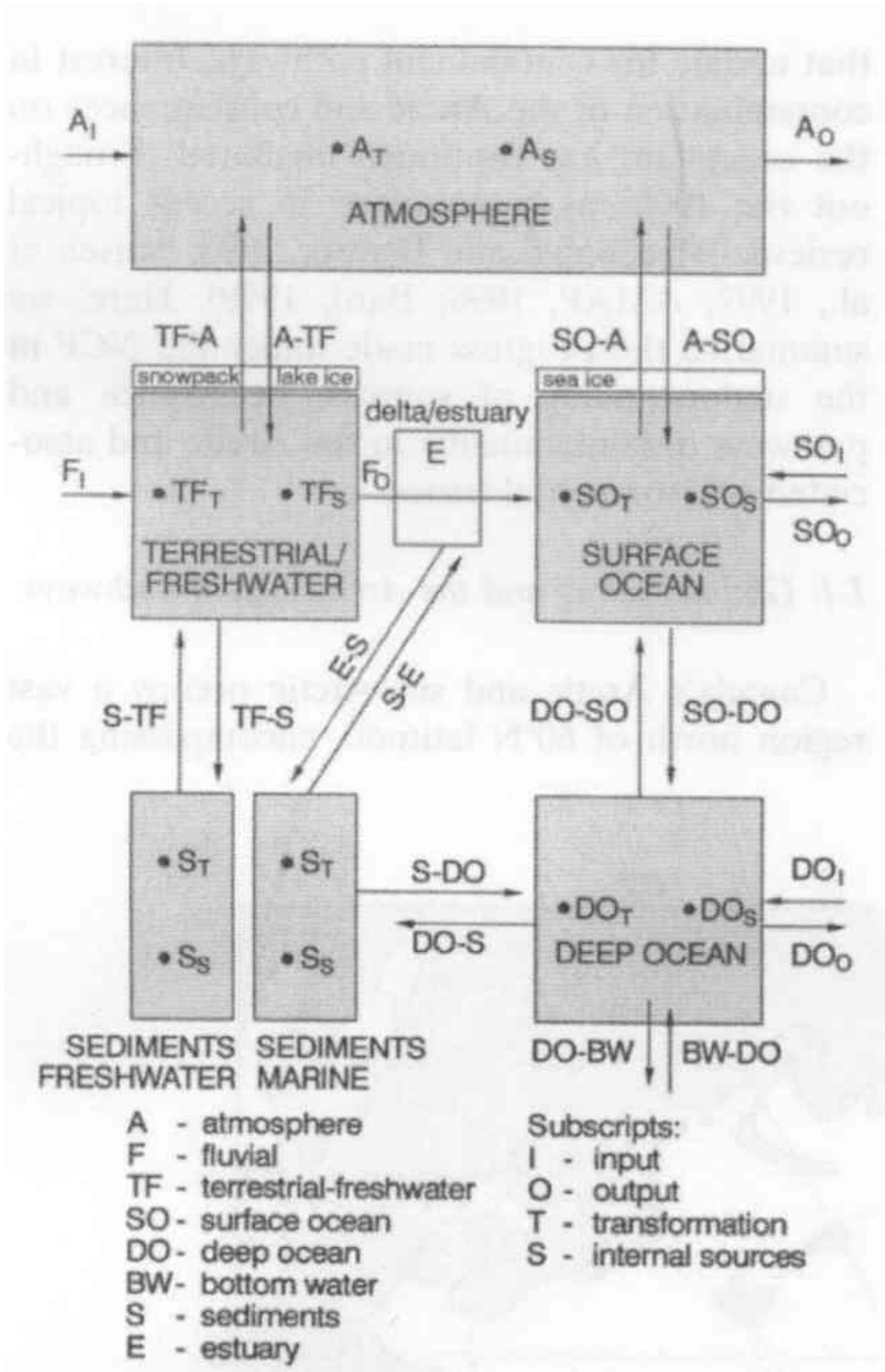
Macdonald et al. (2000) viser ved beregninger af den kumulative flux (ΣF),

$$\Sigma F = C_{uwm,i} = \Sigma P_I, \tag{3.1}$$

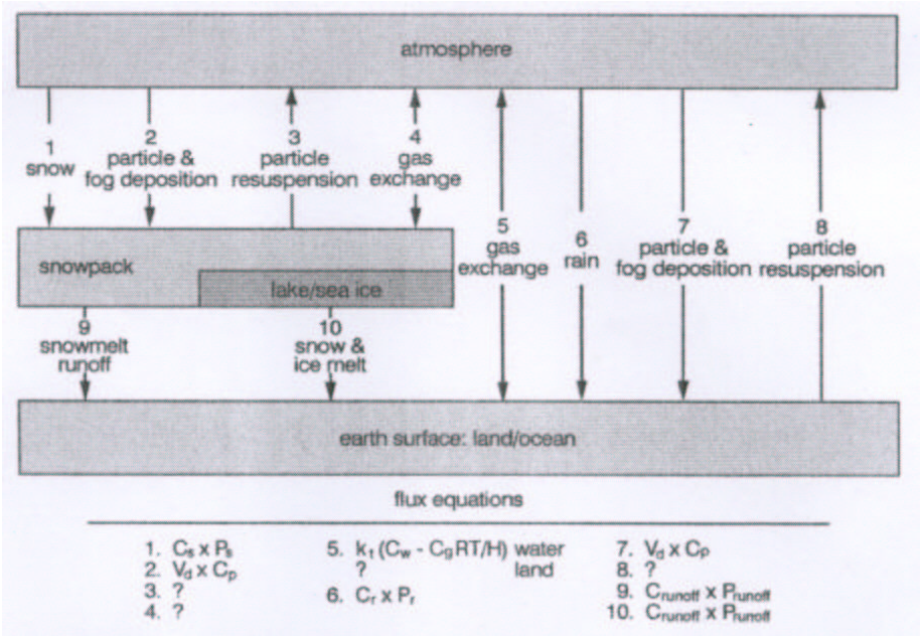
ved kolde og varmere prøvesteder, hvor $C_{uwm,i}$ er den gennemsnitlige koncentratration af stof i den smeltede nedbør, at sne er bedre til at optage stoffer end regn. Det vises også, at jo koldere atmosfæreluften er, des mere bliver der optaget i sneen. Markante forskelle vises ved målinger lavet ved hhv. -30° og 0°.

Transport fra atmosfæren til jordoverfladen finder også sted igennem almindelig aflejring af partikler fra luften. Denne viser sig at være meget mindre end den transport, der sker ved hjælp af snefald, og behandles derfor ikke nærmere.

Ved steder hvor vandoverfladen er blotlagt, vil der ske en stofttransport fra det relativt varme vand og til den kolde luft i form af damp. Denne damp kan indeholde forurening, der på denne måde gen-introduceres til atmosfæren. Der er ikke lavet tilstrækkeligt dybdegående undersøgelser til at afgøre hvorvidt dette er en væsentlig faktor i den samlede stoftransport (Macdonald et al., 2000).



Figur 3.5: Den grundlæggende figur for modellering af transportprocesser i Arktis, samt til og fra arktiske egne. Medier er repræsenteret som kasser, transportprocesser som pile og transformationer som prikker i kasserne. Fra Macdonald et al. (2000)



Figur 3.6: Detaljet illustration af transportprocesserne imellem atmosfære og jord/vandoverflade. Fra Macdonald et al. (2000)

Det skal dog nævnes, at den kan vise sig at være af stor interesse, da disse "åndehuller" ofte er hjemsted for dyr. Derved kan forureningen indtroduceres til biota-delen af økosystemet (se afsnit 3.1).

Der kan imidlertid også finde en stoftransport sted imellem det faldne sne og atmosfæren. Dette er vigtigt, idet fordampningen tilbage i atmosfæren kan klarlægges ved at bestemme denne transport. Det stof, der ikke fordamper på denne vis, må nødvendigvis være tilbage i snedækket når det smelter og vil blive ført over i en anden model-kasse af afstrømingen. Fordampningen er i høj grad afhængig af, hvilket geokemiske egenskaber det betragtede stof har. Jo mere flygtigt et stof er, des mere tilbøjeligt er det i sagens natur til at at fordampe. Højchlorerede PCB'er hører generelt til de mindre flygtige organiske miljøfremmede stoffer.

Stoffordampning fra sneen til atmosfæren sker som på almindelig vis, hvis der er en forskel i den forurenede gas' damptryk i luften i sneen og i luften i atmosfæren. Denne forskel skaber et potentiale, der driver forureningen afsted.

En simpel model kan stilles op ved at indføre begrebet *byrde*, B. B er et udtryk for stofmængden i et givent sne-volumen og bestemmes ved formlen:

$$B = C\rho_{snow}d_{snow}, \tag{3.2}$$

hvor C er koncentrationen af et givent stof, der undersøges for i sneen, ρ_{snow} er densiteten af snelaget og d_{snow} er dybden af sneen. Værdien beregnet med formel 3.2 er sammenlignelig med den kumulerede flux ΣF over sæsonen, som

er beregnet ovenfor (lign. 3.1). Ved at betragte forholdet imellem disse, ses mængden af nedfaldet stof i forhold til det faktiske stofindhold af snedækket. Det kan sluttes, at hvis der er markante forskelle imellem disse, er en del af stoffet fordampet fra sneen tilbage til atmosfære-kassen i modellen. Macdonald et al. (2000) laver udregninger for et antal PCB'er ved steder hvor både F og B er målt og finder at forholdet ligger imellem 0,3 og 2,2 – altså pænt centreret omkring 1.

3.2.2 Snedække og is

Snedække

Snedækkets tykkelse varierer henover årstiderne, og den sne, der smelter bringer med afstrømningen, stoffer fra atmosfæren til overfladevandreservoirerne i modellen (kasserne TERRESTRIAL/SURFACE WATER og SURFACE OCEAN i fig. 3.5). Til det brug, der er nødvendigt i denne tekst, er det tilstrækkeligt at opfatte nedbørs- og afsmeltningsprocessen som en simpel mekanisme, af hvilken nettoresultatet er en stof-transport fra atmosfærisk luft og til overfladevand. I den forbindelse, kan snedækket opfattes som et reservoir, hvori stoffet kan befinde sig. Generelt kan det siges, at det er problematisk at måle giftstoffer i snedække kvantitativt grundet sneens omskiftelige natur. Vind og smeltevandsnedsivning gør det svært at få et realistisk billede (Macdonald et al., 2000). En del af de samme problemer gør sig gældende når fokus rettes mod sne-*faldet* i sig selv. I et forsøg på at danne et overblik, har Macdonald et al. (2000) taget prøver fra nyfalden sne ved et antal arktiske stationer, for derved at søge at se mønstre i indholdet af giftstoffer.

Hav-is

Hav-is er det dominerende element i Polarhavet hvad angår stoftransport. Det dannes typisk ved kysten og dækker ved vinter store arealer (se fig. 3.4). Da isen dannes inde ved soklen, er det muligt at nogle af de miljøfremmede partikler, der er udvasket med floderne, bliver indefrosset i isen (behandles nærmere i afsnit 3.2.3). Isen fungerer derved som direkte transportmedie (Macdonald et al., 2000).

Isens transport rundt i Arktis bestemmes hovedsagligt af de havstrømme, der er styrende i den pågældende region (det Canadiske eller det Eurasiske Bassin). Over det Eurasiske bassin, er det den transpolære drift, der styrer isens bevægelsesmønster. Betragtes der imod is i det Canadiske Bassin, vil det følge en stor bevægelse, med uret, som konsekvens af Beaufort Gyre-strømmen. Miljøfremmede stoffer har en tendens til at akkumulere sig nær midten af den cirkelformede strøm, hvilket ikke kan undre, da det er her, bevægelsen har den laveste hastighed. Efter at have cirkuleret et antal gange, undslipper isen til den transpolære drift, der fører den ud af Polarhavet igennem Fram Strædet. Is der dannes ved Beaufort Havets kyster, er ca. 6 år undervejs før det ender ved

Fram Strædet, hvor is fra de russiske kyster har en rejsetid på 1-5 år (Macdonald et al., 2000). Hastigheden med hvilken isen bevæger sig har indflydelse på eventuelle ophobninger af miljøfremmede stoffer. Eksempelvis ses det i centrum af pol-iskappen, at der er en akkumulering af stof, idet isen dannes nedefra og er her et par sæsoner gammel. Før stoffet når overfladen af isen gennem afsmeltning, er der kommet flere lag på underneden. Derved fås en akkumulering i de langsomt bevægende dele af isen. Efterhånden som en del af isen smelter, afgives det indefrosne sediment til havet.

3.2.3 Hav/vand-områder (TF→E→SO, S↔TF og DO↔SO)

Med udgangspunkt i systemet som er defineret i afsnit 3.1, klarlægges det, hvordan de fluviale og marine transportprocesser bidrager til at transportere stoffer rundt i vandmængderne i Arktis.

Der er i denne forbindelse to måder, hvorpå miljøfremmede stoffer bliver introduceret i Polarhavet.

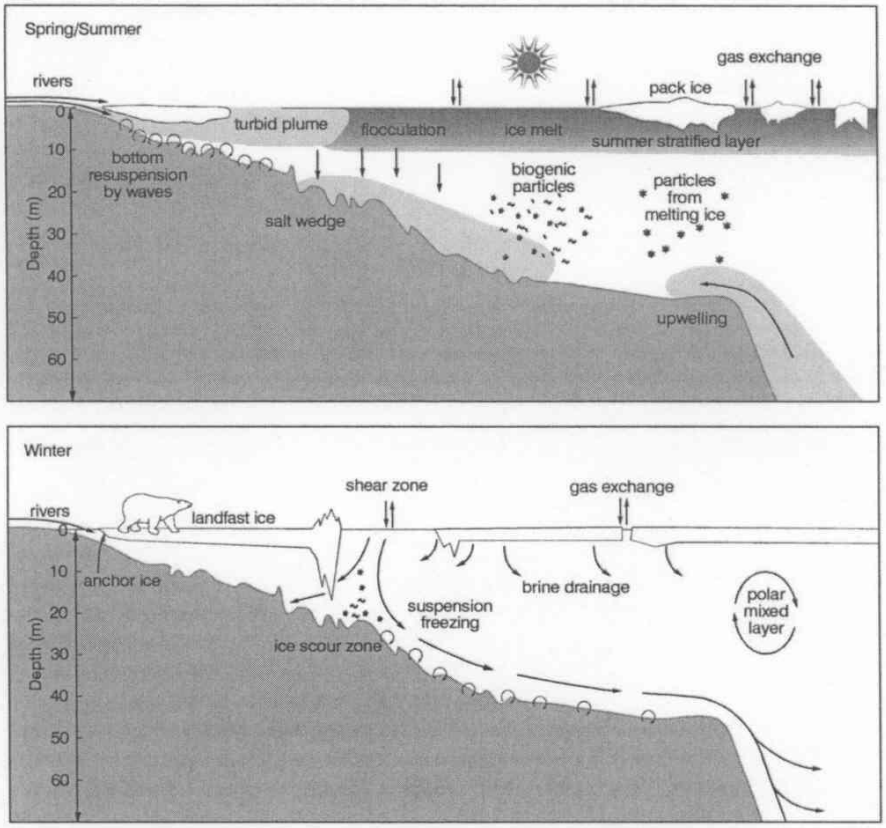
- *Fra landområder*
  Via floders udløb på kontinentalsoklerne i form af partikler opslemmet i flodafstrømningen eller opløst i vandstrømmen ($TF \rightarrow E \rightarrow SO$). Herved sker en udvaskning af stoffer til Polarhavet.

- *Fra Atmosfæren*
  I form af gas der driver ind i den atmosfæriske luft over havet og derfra reagerer med vandoverfladen eller is-kappen ($A \leftrightarrow TF$). Dette er behandlet i afsnit 3.2.1.

Hvilke rektioner, der træder i kraft hvornår, og er mest fremherskende, er i høj grad afhængigt af årstiden, da forskellige sæson-afhængige mekanismer træder i kraft. Diagrammer over sommer/vinter scenarierne kan ses i fig. 3.7 herunder. Disse kan i grove træk ridses op således:

- *Sommer*
  Om sommeren smelter isen ved kysterne. Dette eksponerer vandoverfladen og muliggør direkte udveksling af gasser mellem atmosfæren og vandet. Samtidig opvarmes havet, hvilket også øger denne stofudveksling. Som det senere ses, sker der også en stigning i vandføring i elvene, når store mængder sne og is smelter.

- *Vinter*
  Om vinteren er den øverste del af stratigrafien erstattet af et opblandet lag (som beskrevet længere i afsnit 3.2.3) samtidig med at isen har dækket en stor del af det åbne vand til. Der eksisterer dog nogle brud-zoner, hvor den nyeste landfaste is møder den eksisterende iskappe. Her er der stadig mulighed for stoftransport direkte fra atmosfæren til havet (se afsn. 3.2.1). Dog virker isen i vid udstrækning som segl ovenpå havet om vinteren.



Figur 3.7: Sommer- og vinterscenarierne på diagramform. Stoftransporterne er illustreret med pile. Fra Macdonald et al. (2000)

Hav

De store kontinentalsokler, der eksisterer i Polarhavet, virker som nævnt ovenfor som filtre for de miljøfremmede stoffer, der er bundet til sediment-korn. Meget af denne forurening kommer derfor ikke længere end til soklerne, mens de i vandet opløste stoffer kan passere udhindret ud i havet. Undersystemet omkring soklerne er komplekst, og et helt økosystem kan stilles op omkring disse alene. De lavvandede, kystnære områder, der udgøres af soklerne, er hjemsted for store dele af den samlede mængde biota. På den vis er det problematisk at soklerne opkoncentrerer forurening fra elvene. I det følgende beskrives forholdene i havet udenfor soklerne, hvor forureningen er i form af en opløsning i vandet med en given koncentration.

Om vinteren, sker en opblanding af is og vand når isen dannes. Som tidligere nævnt, sker der i forbindelse med dette en opkoncentrering af salt ved isens dannelse. Denne salt påvirker naturligvis densiteten ρ af vandet, og forårsager dermed en lagdeling af vandsøjlen, der viser sig om sommeren. For at beskrive vandsøjlen – og stoftransporten i den – er det nødvendigt at opløse det tidligere indtroducerede vandlag "Arktiske lag" i to yderligere lag: *Overflade-laget* (30-50 m) og det *halocline* lag (50-200 m). Se fig. 3.3 for illustration af stratigrafien.

Overfladelaget er i tæt forbindelse med isen på havet, og bevæger sig med uret over hele Arktis i retning som Beaufort Gyre strømmen. Grundet de mange floder, der har udløb på de to kontinenters sokler, er laget det mest ferske lag, og det, kombineret med dybden, gør det til et vigtigt link til stof-transport fra havet og ind i fødekæden (→biota).

Det halocline lag ligger dybere end overfladelaget, og er derved mere direkte påvirket af eksistensen af de to bassiner nævnt i afsnit 3.1. Vandet i den del af det halocline lag, der ligger over det Canadiske bassin er primært vand fra stillehavet, der er kommet ind i Polarhavet fra Bering Strædet. På den anden side af Lomonosov-ryggen, i det Eurasiske bassin, er vandet primært atlantisk. Den relativt skarpe vandrette grænse til overfladelaget giver en effektiv barierre for stoftransport i lodret retning. I lighed med overfladelaget, er det halocline lags strømningsretning i det Canadiske bassin styret af Beaufort Gyre-strømmen. Stømretningen vender et stykke nede i laget til at være rettet mod uret. I det Eurasiske bassin, følger strømmen også en med-uret bevægelse, styret af den transpolare strøm (Macdonald et al., 2000). Jvf. Macdonald et al. (2000), er udskiftningstiden for vandet i det halocline lag ca. 10 år.

Under det halocline lag findes det atlantiske lag, som beskrevet i afsn. 3.1. Laget ligger i 200-800 m dybde og er næsten udelukkende vand fra det Atlantiske hav, der kommer ind igennem Fram Strædet ved Nordøstgrønland.

Nederst i søjlen ligger det dybe lag. Udskiftningen er lav nederst i søjlen, og der er en skarp opdeling imellem vandet i det Canadiske Bassin og det Eurasiske Bassin i form af Lomonosov-ryggen.

Der er fire elementer i vandsøjlen i Polarhavet, som er relevante for stoftransport

rundt i Polarhavet: Overfladevandet, det halocline lag, det atlantiske lag og det dybe lag. Det er vigtigt at bemærke, at der er en effektiv grænse for stoftransport imellem de to lag tættest på overfladen. I det halocline lag udskiftes vandet i løbet af et årti, mens det øverst i det dybere atlantiske lag har en levetid på omkring 30 år. Længere nede, i det dybe lag, kan vandet være op til adskillige hundrede år om at blive udskiftet. I overfladelaget er udskiftningstiden 1-2 år (Macdonald et al., 2000). Hastigheden hvormed vandet udskiftes i de forskellige lag, spiller en stor rolle med hensyn til akkumulering og transport af stoffer, da det kan antages at transporten af opløste stoffer rundt i Polarhavet følger denne rytme. Fluxen i et af lagene kan beregnes ved at betragte et kontrolvolumen med strømningshastigheden som værende havstrømmen i det aktuelle lag. Fluxen er derved arealet multipliceret med strømningshastigheden.

Elve/vandløb

Igennem elve transporteres miljøfremmede stoffer i det løbende vand. Bundet til partikler som f.eks. forurenet jord, suspenderes stoffet i vandstrømmen og sedimenterer sig som på sædvanlig geologisk vis, når bestemte forhold indtræffer. Suspensionen er afhængig af strømningshastigheden, og ved fald i denne, mister strømningen bæreevne og partiklerne aflejres. Dette sker typisk i delta-områder hvor tværsnittet af kanalen bliver større og hastigheden derved nedsættes. Ofte afsættes partikler også yderst i deltaet, hvor vandet oplever endnu et fald i strømningshastighed ved udstrømningen til den dybere sokkel. Er stoffet opløst i vandstrømmen, bliver det skyllet med ud i havet uden at undergå andre forandringer end fortynding (Macdonald et al., 2000). PCB transporteres både på partikler og som opløsning i elve. Et udtryk for den samlede flux (både opløst stof og stof bundet til partikler) er (Macdonald et al., 2000):

$$F = \int (C_w + C_{ss}S)V\,dt, \tag{3.3}$$

hvor C_w er koncentrationen af opløst stof i vandstrømmen, C_{ss} er koncentrationen af stoffet pr. vægtenhed af suspenderet sediment, S er massekoncentrationen af suspenderet sediment i vandet og V er volumenstrømmen.

Transporten af stoffer fra oplandet via elve kan derved føre til ophobninger af stoffer på de lavvandede kontinentalsokler, hvor strømningshastigheden nedsættes. Herfra kan partiklerne indefryses i isen, der dannes ved sensommer og føres til havs som beskrevet i afsnit 3.2.2.

3.2.4 Hav- og søbund

Stoffer, der binder sig til partikler på soklen eller ude i dybhavet vil, hvis de ikke forstyrres, sedimenteres på havbunden. I det tilfælde vil partiklerne med de bundne stoffer ikke blive genintroduceret i økosystemet. Der er et antal faktorer, der kan forhindre dette, såsom storme og isdannelse/tø-brud. Disse er faktorer, der skaber en opblanding i vandsøjlen. Desuden kan porevandet i bundsedi-

menterne optage stoffer, der før har været bundet til partikler. Derved kan de miljøfremmede stoffer komme tilbage i vandsøjlen. Enkelte studier belyser den flux som sedimentation kan opfattes som, men ingen fyldestgørende resultater er nået. Det kan med sikkerhed siges, at der er mere sedimentation/vandsøjle interaktion på de lavvandede sokler end længere ude i dybhavet.

Relevant for hav-/søbunds-diskussionen er også de sedimenter, der bliver indefrosset i havisen, og som senere bliver frigivet et andet sted når isen smelter. Dette er behandlet i 3.2.3.

3.2.5 Opsummering af transportprocesser

Med dette er alle transportvejene defineret i fig. 3.5 beskrevet i et forsøg på at opnå en overordnet forståelse af de mekanismer, der gør sig gældende med hensyn til stoftransport rundt i det her opstillede arktiske økosystem. Transporten igennem de forskellige transportveje kan opfattes som fluxer (betegnet ved F), og ligninger kan opstilles til at beregning af disse. Ved at indføre byrden B, kan fluxen over sæsonen og byrden af f.eks. et snelag give et indtryk af fordampningen, der måtte være sket tilbage til atmosfæren. Det er ligeledes beskrevet hvorledes sommer- og vinterscenarierne er forskellige, primært defineret af tilstedeværelsen eller fraværet af store is-arealer.

Om sommeren kan giftstoffer i luften binde sig til nedbør og falde som regn eller sne. En del af nedbøren vil strømme af i elve og ende i Polarhavet. Polarhavet er om sommeren lagdelt i en stratigrafi, skabt primært af forskelle i salinitet. Laggrænserne gør, at stof, der eksisterer i et lag har tendens til at blive der. I det såkaldte overflade-lag, som er primær modtager af denne afstrømning, findes der en rig reprænsentation af biota, der kan akkumulere giftstofferne som beskrevet i kap. 6.1. Desuden gør de blottede vandoverflader om sommeren det muligt for miljøfremmede stoffer at passere grænsen imellem de to model-elementer (havoverflade og atmosfære).

Om vinteren er størstedelen af havet frosset over og isen fungerer derved som et effektivt segl, hvilket forhindrer det meste stoftransport til og fra atmosfæren i form af fordampning. Den nye is, der er dannet ved kysten bliver transporteret mod Nordpolen, retningen styret af hhv. Beaufort Gyre-strømmen og den transpolære drift. Atmosfæren kan stadig godt indeholde stoffer, der afsættes i nedbøren der måtte falde i vintersæsonen.

Transportprocesserne beskrevet i dette kapitel er gældende for arktiske egne, hvor undersøgelser har vist, at kemikaliet PCB ophobes i organismer, se kapitel 6. PCB anvendtes i vid udstrækning på baserne i DEW-linjen på tværs af Arktis (Poland et al., 2001). En mulig måde at kortlægge et stofs transportveje rundt i et model-system, er ved hjælp af den såkaldte fugacitetsmodel, indført af Paterson & Mackay (1991). Det følgende kapitel beskæftiger sig med den teoretiske baggrund for denne.

Kapitel 4

Fugacitet

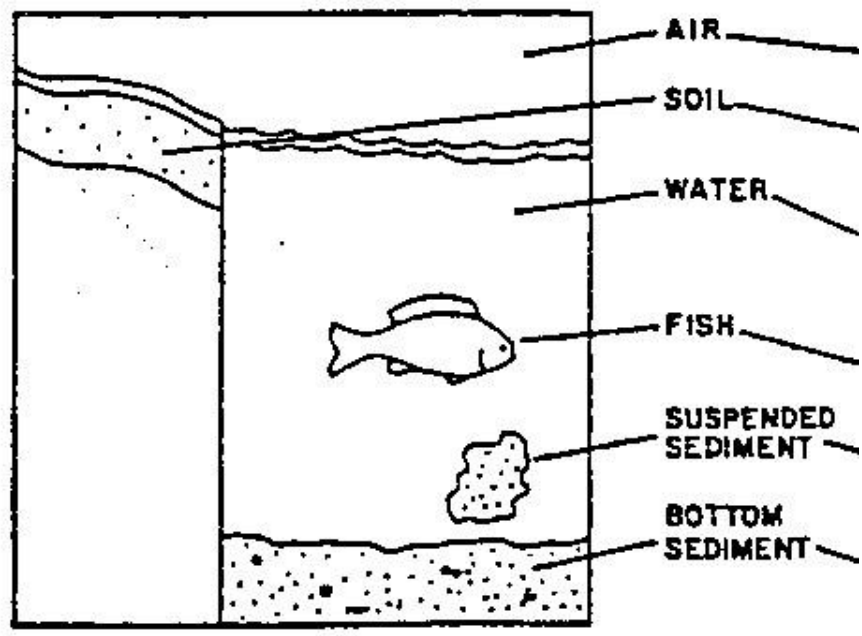
I det følgende vil begrebet fugacitet blive diskuteret. Fugacitetsberegninger er en væsentlig del af en forureningsanalyse, som den, der foretages i nærværende tekst. Sættes dette i forhold til transportprocesserne gennemgået i kapitel 3, vil det kunne ses, at de dér beskrevne processer bliver taget i brug i fugacitetsmodellering af systemer.

4.1 Fugacitetsteori

En måde at anskue akkumuleringen af et stof i et miljø i forbindelse med modellering er ved at betragte den såkaldte *fugacitet*. Fugacitetsberegninger er vurderinger af et givent stofs tendens til at skifte fase, f.eks. fra vand til luft. En "fase" er i det følgende defineret som én af de følgende 6 medier: *Vand, luft, jord, biota, opslemmet sediment* og *bundsediment* (se fig. 4.1). Denne definition er nødvendig, da det i det følgende skal opfatte disse faser som mulige opholdssteder for et givent stof.

Et stofs fugacitet f, der har enheden Pa, kan derved betragtes som et mål for stoffets flygtighed, faserne imellem.

Introduceres et stof i en simpel verden med to faser, vil stoffet indstille sig i en ligevægt imellem de to faser og antage forskellige koncentrationer, afhængigt af stoffets og fasernes kemiske egenskaber. For at forstå dette, introduceres begrebet *kemisk potentiale*. Kemisk potentiale er en værdi, der tilskrives et givent stof, når det befinder sig i en arbitrær fase. I en såkaldt fase-ligevægt, som i det simple to-fase tilfælde, er det kemiske potentiale det samme for stoffet i de to faser. Det haves derved at $\mu^a = \mu^b$ ved faseligevægt, hvor a og b indikerer faserne. Det kemiske potentiale er defineret som (Trapp & Matthies, 1998), (Paterson &



Figur 4.1: De mulige faser, et stof kan befinde sig i i fugacitetsberegningerne. Fra Paterson & Mackay (1991).

Mackay, 1991):

$$\mu_i = \mu_i^0(T) + kT \ln[(N_i kT/V)/B_i], \tag{4.1}$$

hvor T er temperaturen, N_i er antallet af molekyler af komponent i, k er Boltzmann's konstant, V er volumenet og μ_i^0 er en temperaturafhængig konstant.

Da det kemiske potentiale i mange tilfælde er upraktisk at regne med (bl.a. da det kan antage værdier indenfor intervallet $[-\infty; \infty]$), indføres i stedet fugaciteten f, defineret ved følgende to udtryk:

$$d\mu = RTd\ln f \tag{4.2}$$

$$\frac{f}{P} \to 1; P \to 0 \tag{4.3}$$

Som betegnelsen *kemisk potentiale* antyder, skal den nært beslægtede fugacitet også forstås som en form for potentiale. Det betyder, at masse bevæger sig fra steder med høj fugacitet til steder med lavere fugacitet, indtil ligevægt er opnået. Nødvendigt for det videre forløb er også fugacitetskapaciteten, Z. Den er defineret som (Paterson & Mackay, 1991):

$$C = fZ, \tag{4.4}$$

hvor C er koncentrationen af et givet stof i en fase. Med Z defineret, lettes beregningerne, idet hver fase kun har én Z værdi.

4.1.1 Definition af miljø

Ved modellering med henblik på fugacitetsberegninger, skal miljøet (herefter verden) være fast defineret. For at kunne gøre dette tilfredsstillende, er det nødvendigt at gøre sig klart, at det ikke er muligt at modellere et scenarie som et ægte miljø. Dertil er virkelighedens processer for mange og for kaotiske. Til erstatning for virkeligheden defineres en reference-verden, hvor alle størrelser er kendte (Paterson & Mackay, 1991). Denne verden har faste fysiske rammer hvad angår f.eks. masse og volumen af faserne. Paterson & Mackay (1991) benytter den såkaldte "Unit World", og har i dén defineret de seks faser ("compartments") og deres specifikationer.

4.1.2 Mackay modeller

Nu hvor verdenen er fast defineret, kan modelleringen påbegyndes. Der kan modelleres på flere niveauer (I-V i stigende kompleksitet). I de følgende delafsnit vil de enkelte modellers specifikationer blive ridset kort op for at lægge grundlaget for den simulering, der skal laves for området omkring den aktuelle case 9. For alle modellerne benyttes den samme verden – de fysiske rammer er de samme. Forskellen på de forskellige niveauer viser sig ved, at der ved stigende niveauer medtages flere realistiske karakteristika for stoffet, der beregnes på.

Level I

For *Level I*-modellen, gælder det, at fugacitetsligevægt eksisterer, faserne imellem ($f_1 = f_2 = \cdots = f_i$). Desuden foregår der ingen kemiske reaktioner i faserne over tid.

Det simpleste tilfælde tænkeligt haves. Da det vides, at der er ligevægt i systemet, er transport af stoffet over fase-grænser ophørt og der beregnes på den endelige fordeling af stoffet imellem faserne. Dette gøres ved hjælp af et sæt lineære ligninger, der bestemmer den endelige koncentrationsfordeling. En kendt mængde stof, n *mol*, introduceres i miljøet, og ligningerne ser derved således ud (Paterson & Mackay, 1991):

$$M = \sum m_i = \sum C_i V_i = f \sum Z_i V_i \tag{4.5}$$

$$\Downarrow$$

$$f = \frac{M}{\sum Z_i V_i}, \tag{4.6}$$

hvor Z_i er fugacitetskapaciteten (se lign. 4.4) og V_i er volumenet af fase i. Z_i-værdierne er kendt fra en række betragtninger om koncentrationerne (C) og fordelingskoefficienter (f.eks. K_B - *biokontrationsfaktoren*), se fig. 4.2.

	Molecular weight	MW	g/mol
	Vapor pressure	P^s	Pa
	Aqueous solubility	C^s	mol/m^3
	Octanol-water partition coeff.	K_{OW}	
	Bioconcentration factor (correlation $K_B = 0.048\ K_{OW}$)[9]	K_B	
	Organic carbon partition coeff. (correlation $K_{OC} = 0.411\ K_{OW}$)[10]	K_{OC}	
Z_1	Air	$1/RT$	
Z_2	Water	C^s/P^s	
Z_3	Soil ϕ = fraction organic content = 0.02 ϱ = density = 1.5 kg/L	$Z_2 K_{OC} \phi_3 \varrho_3$	
Z_4	Bottom sediment ϕ = fraction organic content = 0.04 ϱ = density = 1.5 kg/L	$Z_2 K_{OC} \phi_4 \varrho_4$	
Z_5	Suspended sediment ϕ = fraction organic content = 0.04 ϱ = density = 1.5 kg/L	$Z_2 K_{OC} \phi_5 \varrho_5$	
Z_6	Biota (fish) ϱ = density = 1.0 kg/L	$Z_2 K_B \varrho_6$	
	v = molar volume (m^3/mol)	T = 298 K	R = 8.314 J/mol K

Figur 4.2: Definitioner af Z-værdier. Fra Paterson & Mackay (1991).

Level II

I *Level II*-beregningerne, antages fortsat fugacitetsligevægt ($f_1 = f_2 = \cdots = f_i$), men der introduceres i *Level II* kemiske reaktioner internt i faserne. Dette indfører en ny dynamik i modellen, idet koncentrationerne ændres i faserne over tid. Der antages stadig *steady state*, altså ingen akkumulering af stof ved fasegrænserne.

For at kunne regne med reaktioner over tid, defineres en lineær reaktionsrate E som værende en reaktionskonstant k_j multipliceret med koncentrationen C. Den har enheden $mol/m^3 \cdot h$. Med den indført, betyder det, at der med tiden bliver mindre af stoffet i de forskellige faser (nedbrydning). Denne nedbrydning af stof i en fase kan udtrykkes som (Paterson & Mackay, 1991):

$$V_i C_i \sum k_j = V_i C_i k_i, \tag{4.7}$$

hvor $\Sigma k_j = k_i$, hvilket vil sige at de forskellige nedbrydningsprocesser, der kan foregå samtidig i en fase, hver har en reaktionskonstant, der uden videre kan lægges sammen for at få den samlede reaktionskonstant for fasen (k_i). Det haves altså for alle faserne i modellen summeret (Paterson & Mackay, 1991):

$$E = \sum V_i C_i k_i \tag{4.8}$$

Jvf. lign. 4.4, substitueres der nu med f:

$$f = \frac{E}{\sum V_i Z_i k_i} \tag{4.9}$$

Den såkaldte residens-tid τ_{R} indføres nu. Denne er givet ved $1/k_{\text{R}}$, hvor k_{R} er reaktionskonstanten for hele systemet, givet som (Paterson & Mackay, 1991):

$$k_{\text{R}} = \frac{\sum V_i C_i k_i}{\sum V_i C_i} = \frac{E}{M}, \tag{4.10}$$

hvor et blik på enhederne afslører at $\tau_{\text{R}} = 1/k_{\text{R}}$, idet $(mol/h)/mol = h$.

Paterson & Mackay (1991) nævner to processer, der kan opfattes som nedbrydningsprocesser. De er begge advektionsfænomener, og bør som sådan også nævnes. Den ene er luft, der undslipper AIR-fasen i modellen ved opdrift til højere luftlag og den anden er sedimentation til en dybde, der går under de 3 cm modellen medtager i BOTTOM SEDIMENT. For at kunne regne på dem, indføres endnu en reaktions-konstant k_{A}, der resulterer i en udledning af endnu en residens-tid, τ_{A}, analogt med ovenfor. En massebalance kan opstilles for hele systemet, denne gang inklusiv den masse, der mistes ved advektion (Paterson & Mackay, 1991):

$$E + \sum G_i C_{\text{B}i} = \sum V_i C_i (k_i + k_{\text{A}i}) \tag{4.11}$$

$$\Downarrow$$

$$f = \frac{E + \sum G_i C_{\text{B}i}}{\sum V_i Z_i (k_i + k_{\text{A}i})}, \tag{4.12}$$

hvor G_i er flowet ind i fasen (m^3/h). G_i/V_i er derved reaktionskonstanten k_{A}, hvorved det ses at $\tau_{\text{A}} = V_i/G_i$ (enhedsanalysen giver at k_{A} har enheden $(m^3/h)/m^3 = 1/h$, og idet $k_{\text{A}} = 1/\tau_{\text{A}}$, får τ_{A} enheden h, altså residens-tiden).

Som i ovenstående tilfælde hvor der udelukkende sker reaktioner (og ingen advektion), kan koncentrationerne beregnes ved fZ, jvf. lign. 4.4. Mængderne m_i (mol) i hver fase kan beregnes som $C_i V_i$, den totale mængde M som Σm_i og de enkelte reaktionsrater E_i kan bestemmes som $V_i C_i k_i$.

Level III

I en *Level III* model, er der mulighed for forskellige fugaciteter i de forskellige faser, idet der eksisterer en modstand mod faseskift. Systemet er stadig et *steady state*, så der sker ingen akkumulering ved fasegrænserne.

Først defineres en transmissionskoefficient, D for diffusionstransport, der er bestemmende for fluxen N (Paterson & Mackay, 1991):

$$N = D_{ij} f_i - D_{ji} f_j, \tag{4.13}$$

der gælder i tilfælde hvor de to faser har forskellig transmissionskoefficient. Er $D_{ij} = Dji$, kan D naturligvis sættes udenfor en parentes i lign. 4.13.

D-værdierne kan beregnes ved kendskab til fase-kontakt-arealerne, massetransport koefficienter mv. (Paterson & Mackay, 1991).

Udover diffusion, kan der også ske en stoftransport ved hjælp af f.eks. regn, sne, fordampning, sedimentering mv. (som beskrevet i kap. 3). Haves en ikke-diffusions transport-flux (som dem beskrevet i kapitel 3), vil den være bestemt ved $G_i C_i$, hvor G_i er volumenstrømmen målt i m^3/h. Idet systemet stadig kører i steady state, vil en massebalance for alle faser se således ud (Paterson & Mackay, 1991):

$$E_i + G_i C_{\text{B}i} = f_i V_i Z_i (k_i + k_{\text{A}i}) + \sum D_{ij} f_i - \sum D_{ji} f_j, \tag{4.14}$$

hvor E_i er reaktionsraten som gennemgået i Level II modellen, $C_{\text{B}i}$ er koncentrationen, og de resterende led er defineret tidligere. Som det bemærkes, er der i denne Level III model indbygget fasemodstand, advektion, nedbrydning, diffusiv såvel som ikke-diffusiv transport.

Paterson & Mackay (1991) har ud over Level I, II og III også opstillet modeller for Level IV og V. Disse er irrelevante i denne tekst, da simuleringer senere kun vil blive udført op til niveau III.

Et stof, for hvilket en fugacitetsanalyse med fordel kunne udføres på ville være en type PCB. I det følgende kapitel belyses PCB kemisk og fysisk, for at danne data-grundlaget for de senere simuleringer (kap. 9).

Kapitel 5

PCB

PCB er en forkortelse for *PolyChlorerede Biphenyler*, som dækker over en gruppe stoffer (209 stk.) med vidt forskellige egenskaber. PCB blev første gang kommercielt produceret i 1929 af Swan Corporationen, siden har stoffet været i produktion. Sidst i 1970'erne blev stoffet forbudt, i store dele af verden, grundet dets sygdomsfremkaldende egenskaber.

Stofferne er blandt andet blevet anvendt i transformatorer, skæreolier, plastproduktion og som hydraulikvæske og smøremidler. I dag er produktion og anvendelse af PCB forbudt i mange lande, heriblandt Danmark (Nielsen, 1999).

Stoffet er hovedsageligt blevet produceret i perioden fra 2. verdenskrig og frem til 1975 med en samlet mængde på omkring 1.200.000 t (Bjerregaard, 1998).

5.1 Fysisk kemiske data

De polychlorerede biphenyler udgør en større gruppe af molekyler under den organohalogene stofgruppe, som udover PCB'er bl.a. indeholder DDT, HCH'er, PBB'er, aldriner, dieldriner, dioxiner og furaner. Fælles for denne syntetiske stofgruppe er molekylernes organiske carbonskelet med tilhørende halogenerede sidekæder, samt deres persistente karakter i naturen. PCB-stofgruppen består teoretisk set af 209 forskellige molekyler med molekylformlen $C_{12}H_{10-n}Cl_n$, hvor $n = 1 - 10$ (E&R, DTU, 2002).

I industriel sammenhæng lægges der for PCB's vedkommende stor vægt på egenskaber som høj antændelsestemperatur, høj viskositet, lav elektrisk konduktans og termodynamisk molekylestabilitet.

PCB's persistente natur er proportional med antallet af chloratomer i den pågældende PCB gruppe. PCB med højt chlorindhold (6-10 chloratomer) er eks-

tremt svært nedbrydeligt både fysisk (forbrænding kræver temperaturer over 1100 ^{o}C), kemisk (oxidation og reduktion) og biologisk (enzymatisk uangribelige molekyler) (E&R, DTU, 2002).

Ligesom andre chlorerede kulbrinter er PCB opløselig i fedt, og ikke i vand, hvilket gør at det akkumulere i biotaen. Predatorer af en vis størrelse og alder, har desuden en tendens til at akkumulere PCB i deres æg (fugle og fisk) og fostre og mælk (pattedyr) hvorved en koncentrationen bringes videre til næste generation. Herved påføres mulige fosterskader og i værste fald døden for afkommet, grundet høje koncentrationer i legemet.

BCF (tidligere benævnt K_B i kapitel 4) som er bioakkumulationsfaktoren er givet ved:

$$BCF = \frac{C_{organismen}}{C_{omgivelserne}}, \tag{5.1}$$

hvor C er koncentrationen. BCF er også givet ved:

$$BCF = f_{lipid} \cdot K_{OW}, \tag{5.2}$$

hvor f_{lipid} er fedtprocenten i organismen og K_{OW} er fordelingskoefficienten imellem vand og oktanol for det givne stof. Hvis denne værdi er under 100 er stoffet klassificerede som bioakkumulativt (E&R, DTU, 2002).

5.2 Historie

PCB blev et "hit" i den moderne produktionssamfund, på grund af dets fysisk/kemiske egenskaber. Disse fysisk/kemiske egenskaber, som gør PCB til et favorabelt stof i industrien, er de samme egenskaber som skaber problemer for miljøet.

I 1966 blev PCB for første gang anset som et miljømæssigt problem, da det blev opdaget i gedder (rovfisk), fanget forskellige steder i Sverige. Det blev desuden fundet i andre fiskearter og ørne (Jensen, 1966).

I 1976, da der var opsamlet tilpas meget viden om PCB, blev der, fra amerikansk side gjort foranstaltninger for at mindske udledningen af stoffet. Dette er gjort ved, at forbyde brugen af PCB, med undtagelse af totalt lukkede systemer.

I år 2002 udledes der stadig stadig PCB til den globale cirkulation, og det er svært at sige hvornår et globalt forbud er på plads (CAM, 2002).

5.3 PCB og følgevirkningerne

PCB har vist sig at være ekstremt giftigt i de tilfælde hvor det, i store mængder, bliver optaget i den menneskelige organisme. En af de værste ulykke med PCB skete i Japan i 1968 (kaldt *Yusho*), hvor PCB-forurenet risolie, forgiftede mere end 1700 mennesker og dræbte omkring 20 (archiv.greenpeace.de, 2002). En

lignende ulykke, skete i Taiwan i 1979 (kaldet *Yo-Chen*), hvor mere end 2000 mennesker blev forgiftet (ehpnet1.niehs.nih.gov, 2002b).

Flere af de organiske miljøgifte, de såkaldte POP'er (persistent organic pollutants – svært nedbrydelige organiske forurenende stoffer) f.eks. visse typer af PCB, virker som det kvindelige kønshormon østrogen. Østrogenlignende stoffer i høje doser har vist sig at kunne skade fostre. Et sådan stof, DES, blev tidligere givet til gravide kvinder mod kvalme. Dette viste sig at medføre skader på fostre af begge køn. Hos drengene var der en større forekomst af misdannede kønsorganer, og som voksne har mange af dem dårlig sædkvalitet. Da pigerne blev voksne, var der en større forekomst af livmoderhalskræft samt en øget risiko for ufrugtbarhed (ehpnet1.niehs.nih.gov, 2002a).

Ved udsættelse for PCB ved lave koncentrationer, som de der findes i det globale økosystem på nuværende tidspunkt, viser laboratorieforsøg og felt observationer varierende symptomerne og resultater. Observationer af fugle, fisk, rotter, sæler og mennesker har bl.a. andet vist, at miljøgifte især udgør en trussel for fostre. Giften kan forstyrre fostres immunforsvar, hormonbalance og kønsudvikling. Disse forstyrelser øger risikoen for sterilitet, giver nedsat frugtbarhed og øget sansynlighed for hermafroditisme (Nielsen, 1999).

En decideret sundhedsmæssig vurdering af PCB er ikke let at lave, da der som regel er tale om en blanding (flere PCB'er optagne på samme tid) af stoffer med forskellige toksikologiske egenskaber og virkemåder. De fleste toksikologiske undersøgelser, som er blevet foretaget, er med de oprindelige, kommercielle handelsprodukter. Disse er ikke repræsentative for de blandinger, der mødes i naturen og dermed opkoncentreres i fødekæden (Sundhedsstyrelsen, 2002).

5.4 Status

Af den samlede producerede mængde PCB på omkring 1.200.000 t antages det at 65% heraf stadig er i brug eller oplagret i affaldsdepoter og 4% at være blevet nedbrudt eller destrueret i forbrænding [1]. De resterende 370.000 t (31%) er over de sidste 70 år blevet udledt til eller spildt i naturen (www.amap.no, 2002).

Sedimentprøver fra Lapland taget af Arctic Monitoring and Assessment Program 1997 viste en stigende koncentration for udvalgte PCB'er i sediment i perioden fra 1940'erne og frem til 1988, hvorefter koncentrationen var faldende frem til 1997 (Vartianinen et al., 1997) og (www.amap.no, 2002). Undersøgelser fra det nordligste Arktis har vist, at PCB-koncentrationerne i 1997 stadig var stigende (Pearce, 1997). Er dette sandt, bør det give grund til bekymring, da biotaen så vil akkumulere større mængder PCB hvilket betyder, at flere vil komme til at lide under følgevirkningerne af høje PCB-koncentrationer i miljøet.

[1] Der bliver dannet dioxin hvis forbrændingstemperaturen ikke er høj nok

5.5 Optagelse og nedbrydning i organismen

Individuelle- og blandings-PCB'er optages (absorberes) let af mavetarmkanalen i rotter og aber. PCB-optag i levende organismer bestemmes af PCB'ernes indbyrdes lipofilitet (*fedtelskelighed*). Generelt sker optaget af PCB via passiv transport over den lipofile cellemembran. PCB'ere med højt chlorindhold optages langsommere end dem med færre chloratomer. Plane (to- dimensionale) PCB'ere har tilsvarende en højere tendens til at krydse cellemembranen end de tre-dimensionale. Den ofte anvendte fordelingsmodel (fugacity model) forudsiger, på grund af PCBs høje fordelingskonstant, at PCB-isomerne især akkumuleres og bindes i væv med højt fedtindhold (Livingstone et al., 1992).

Optaget har vist sig at variere mellem 66% og 96% for individuelle PCB'ere. Det vil gererelt sige, at jo giftigere PCB'en er des sværere er det at optage. I de fleste dyrearter starter ophobningen i lever og muskelvæv, efterfølgende fordeles de højere chlorerede PCB-forbindelser til fedtvæv og hud, mens de lavere chlorerede PCB'ere udskilles. Det vil sige, at de mindst giftige stoffer nedbrydes først (Sundhedsstyrelsen, 2002).

Den hastighed, hvormed PCB elimineres fra kroppen, bestemmes primært af de enkelte stoffers metabolisme (nedbrydning). De fleste PCB'ere, har ikke østrogen effekt, men enkelte og især nogle af de hydroxylerede metabolitter (nedbrydningsprodukter) har en svag østrogen lignende effekt. Udskillelsen af PCB-metabolitterne sker primært med galden til fæces og kun i mindre omfang med urinen. Udskillelseshastigheden og derved indirekte evnen til at opkoncentreres i organismen varierer markant for de enkelte PCB (Sundhedsstyrelsen, 2002).

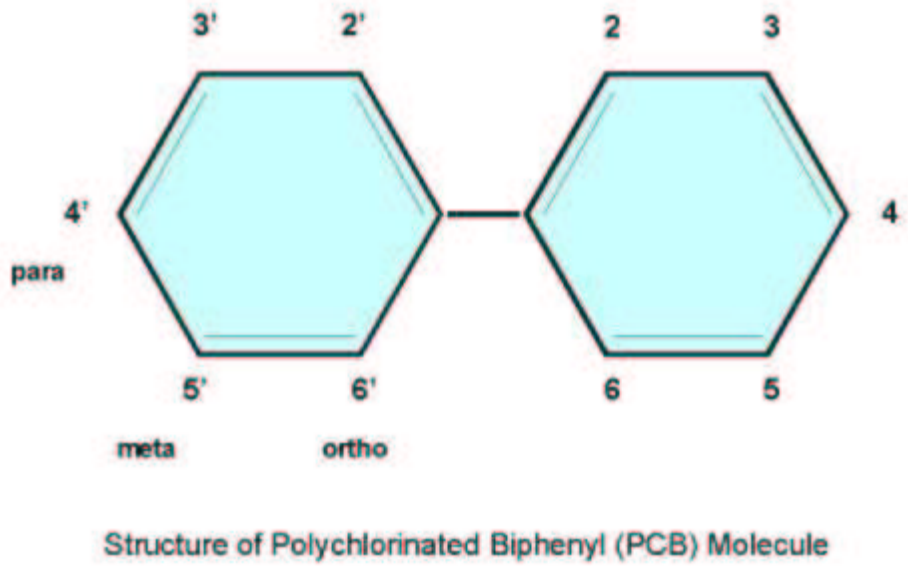
5.6 PCB ophobninger

PCB's opløselighed i fedt gør at PCB let akkumuleres her. Da disse ikke kan udskilles, men kun nedbrydes, resulterer det i, at store koncentrationer af PCB akkumuleres igennem årene. Afhængigheden af fedt får negative konsekvenser, idet dyrene ved knaphed på føde tærer på deres fedtdepoter. De udskiller ikke PCB'en, og koncentrationen øges i det resterende fedt, desuden kan det diffundere tilbage til visse organer (Born, 1999).

5.6.1 Bionedbrydning af PCB

Der kendes en række mikrober, som kan nedbryde biphenyler. Et stort antal chlorid-ioner på disse phenylringe gør nedbrydningen særdeles langsommelig under aerobe forhold. Der er blevet fundet enkelte organismer, som under anaeraobe forhold kan spalte chlorid fra benzenringen og herved erstatte chlorid- med hydrogenioner. Dette resulterer i ubrudte ringe, med et mindre antal chloridioner påhæftet. Disse er lettere nedbrydelige (under aerobe forhold) via ringbrud og oxditation. Undersøgelser vist, at den mest sucessfulde anerobe dechlorination

af PCB sker hos organismer, som angriber de ortho-chlorinerede ringe. Disse har større nedbrydningseffekt end de der angriber de para-chlorinerede. Af fig. 5.1 kan det ses hvor ortho- og para-chlorerede grupper er placerede på et PCB molekyle (NIEHS, 2002).



Figur 5.1: Pcb-molekulets opbygning. Fra http://www.epa.gov/hudsonimage/pcb-mol.jpg

Hvis nedbrydningen kun er delvis, kan der dannes økotoksiske polymere og chlorede phenoler. Det værste nedbrydningsprodukt er Dioxin, som er mindst lige så toksisk som PCB'en selv. P.t. forskes der intensivt i nedbrydningsprocesserne og disses bakterier. Det er målet at videreudvikles disse bakterier, så de kan klare stærkt forurenede punktkilder, og samtidigt være i stand til nedbryde forskellige og komplekse blandinger af PCB'er. De skal samtidig være i stand til at modvirke akkumulation og frigivelse af nedbrydningsprodukterne til omgivelserne (NIEHS, 2002) og (Pieper & Reineke, 2000).

Med dette er der redegjort for PCB's egenskaber som stof. Ledes det ud i et miljø, får dette naturligvis konsekvenser for biotopen. Det følgende kapitel søger at klarlægge følgevirkningerne af PCB-anvendelsen i DEW-linjen.

Kapitel 6

Miljøpåvirkninger Arktis

I dette kapitel behandles PCB's ophobning i biota i Arktis.

Hos canadiske inuitter, som kan sammenlignes med befolkningen i Vestgrønland, indeholder kvindernes modermælk omkring 1,6 mg PCB pr. kg fedt. Det er cirka fire gange så meget som i Danmark (Nielsen, 1999). Hvis danskerne havde samme kostvaner som Inuitterne, ville koncentrationen af PCB i vore organismer ligge meget højere end deres, grundet den højere koncentration af PCB i vore farvande (Pedersen, 2002).

Optaget for den grønlandske befolkning har vist varierende resultater, optaget i Ittoqqortoormiit (Scorsbysund) er op mod 40 μg pr. person pr. uge, hvorimod Nuuk (Godthåb) kun har et optag på 7,5 μg pr. person pr. uge (Pedersen, 2002), se også fig. 6.1.

6.1 Fødekædens tabere

Når regn og sne falder i havet i Arktis, indeholder det ofte organiske miljøgifte fra fjerne egne (se kapitel 3). Giften bliver båret med vinden, ofte helt fra troperne, og ender på de nordlige breddegrader, hvor det opkoncentreres i havets fødekæder, i fedtvævet på fisk, sæler, isbjørne og mennesker. Jo længere oppe i fødekæden, desto højere er koncentrationen (Nielsen, 1999), se fig. 6.2.

I den grønlandske fødekæde fra plankton til mennesket, er svært nedbrydelige, organiske miljøgifte stærkt repræsenteret. De trænger ind i fødekædens bund, i mikroorganismerne, fortsætter vandringen gennem plankton og fisk og videre til sæler og isbjørne. Fra bund til top i fødekæden sker en opkoncentration af giftene (bioakkumulation), så toppen af fødekæden får relativt mere gift ind pr. gram end længere nede.

Figur 6.1: PCB-fund i det arktiske område. Fra CAM (2002)

Figur 6.2: Ophobning af PCB i fødekæden. Fra CAM (2002)

De langsomt nedbrydelige, organiske miljøgifte, som kan stamme fra produktionen i den industrialiserede verden og med vind og vand bliver ført til de arktiske områder, men også fra lokale punktkilder som DEW-line baserne.

Det arktiske miljø, som beskrevet i kapitel 2, har gjort, at dyre- og planteliv i Grønland vokser langsommere end andre steder på kloden, hvilket skyldes den korte vækstperiode. I den produktive sommer, skal dyrene opbygge energidepoter til den flere måneder lange vinter med knaphed på føde i. Den mest effektive metode er at danne fedt, og arktiske organismer har en usædvanlig evne til at danne og akkumulere fedt (Born, 1999).

Verdens højeste koncentrationer af PCB i mennesker og isbjørne er fundet i Østgrønland. En undersøgelse af femten fangere fra Ittoqqortoormiit (Scoresbysund) og ti kvinder fra Ammassalik i Østgrønland viser, at over halvdelen har så høje koncentrationer af miljøgifte i blodet, at niveauerne ifølge de canadiske grænseværdier giver grund til indgriben (Nielsen, 1999).

I det arktiske område, hvor befolkningen (det sidste led i fødekæden) hovedsageligt lever af marine fødevarer, vil de få den største belastning af miljøfremmede stoffer (PCB mv.). Det høje PCB-indhold i organismerne kan resultere i skader på organer og i nervesystemet jvf. kapitel 5 (CAM, 2002).

Det er ikke kun grønlænderne, der risikerer at betale en høj pris for forureningen. Også isbjørnene er i farezonen, da de foretrækker at æde sæler - og især spækket, som indeholder de fedtopløselige giftstoffer. Koncentrationerne af PCB hos isbjørne i Østgrønland ligger 2-10 gange over niveauerne for isbjørne andre steder i Arktis Nielsen (1999).

Isbjørnefostre er særligt sårbare, fordi en drægtig isbjørnehun ligger i hi hele vinterhalvåret. Det vil sige, at hun stort set ikke tager føde til sig. Her tærer hun på sit fedtvæv, hvor hun livet igennem har deponeret alle de organiske giftstoffer. På den måde frigøres giften til blodet og passerer via moderkagen over i fostret. Når ungen er født, udskiller hunbjørnen flere giftstoffer ved at amme sine unger Nielsen (1999).

Siden 1990 har norske forskere fundet ni isbjørnehunner på Svalbard med tegn på pseudo-hermafroditisme, hvilket vil sige forandringer i de ydre kønsorganer i form af en unaturligt stor klitoris. I juli 1999 blev der skudt en pseudohermafroditisk isbjørn i nærheden af Ittoqqortoormiit (Scoresbysund) i Østgrønland (Nielsen, 1999).

CAM (2002): *"Især sæler og isbjørne i Østgrønland indeholder store mængder PCB, og den efterfølgende pilotundersøgelse i 1998 viste da heller ikke overraskende, at befolkningen i Ittoqqortoormiit er udsat for en ekstremt høj belastning af miljøgifte."*

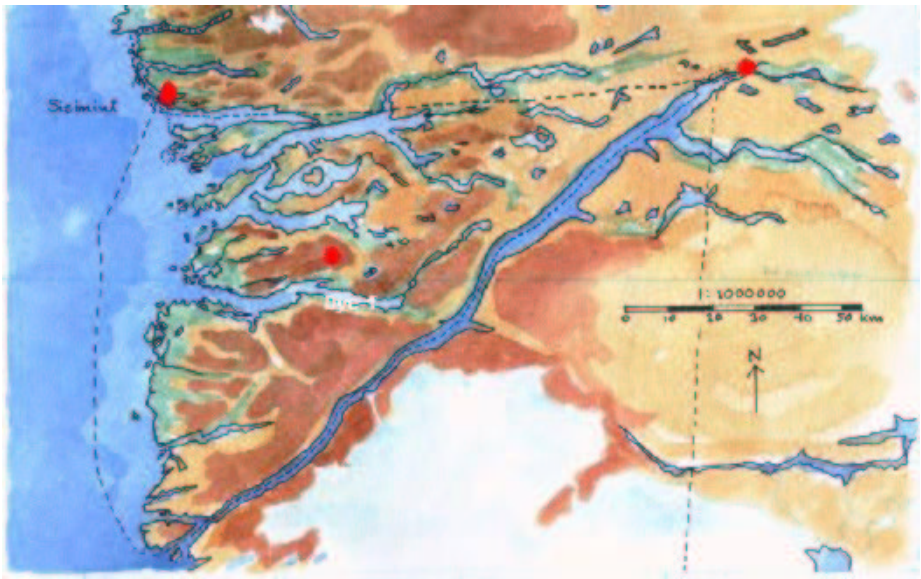
Del II

Kapitel 7

Dye-1

I forbindelse med beskrivelsen af forureningen fra DEW-line stationerne er en station udvalgt som case. Dye-1 er beliggende på bjergtoppen Qaqqatoqaq cirka 55 kilometer syd for Sisimiut, og cirka 100 km syd-sydvest for Kangerlussuaq (se kort på fig.7.2). Dette kapitel har til formål at behandle casen Dye-1.

Figur 7.1: Dye-1 basen, toppen med sendemaster og bygninger. Vue fra garageområdet mod hovedbygningen. Foto: Preben Bjørnsholm



Figur 7.2: Kort med beliggenhed af Dye-1 basen syd for Sisimiut, Sisimiut Kommune.

7.1 Klima

I Sisimiut, som er det nærmeste punkt til Dye-1 hvorfra det har været muligt at få klimatdata, er klimaet lavarktisk. Den varmeste gennemsnitstemperatur i Sisimiut var 6,4 °C (i 1996) målt i august og den koldeste gennemsnitstemperatur var -11,4 °C (i 1996) målt i februar. (Fægteborg, 2000) Ved Dye-1, som ligger 56 kilometer sydligere og i cirka 1500 meters højde skal der indregnes en temperaturkoefficient for at finde en tilpasset gennemsnitstemperatur til området. Denne temperaturgradient er 0,5 °C/100m i højde. Det vil sige, at alt som ligger 300 m over havet, potentielt er højarktisk. Det bemærkes, at de regionale forskelle i Grønland er store, hvorfor denne beregning er forbundet med en vis usikkerhed.

Da der er diskontinuert permafrost i Sisimiut er der stor sansynlighed for, at der er permafrost i en højde på 1500 m over havet. Permafrosten antages at ligge i en dybte af maximum 20 cm.

Nedbørsdata for området antages at være meget sammenligneligt med de nedbørsdata, der findes for Sisimiut. Der kan argumenteres for, at der vil falde mere nedbør på toppen, idet den kolde luft skal afgive sin fugtighed, for at komme over høje punkter (Jensen et al., 1992).

Gennemsnitsnedbøren for Sisimiut i perioden 1961-1990 var 383 mm/r. (Institut, 2002). Visuelle observationer[1] bekræftede ikke gletcherdannelse eller sneophobning i området, hvilket danner grundlag for en antagelse om, at al nedbøren enten smelter eller fordamper. Det vil sige, at der afstrømmer 383 l/m^2 hvis der

[1] Sommer 2002

ses bort fra fordampning, da:

$$\frac{1mm^3}{1m^2} = \frac{1ml}{1000000mm^2} = \frac{1ml}{1000000mm^2} = 1l/m^2 \tag{7.1}$$

Men ud fra forsøg udført i 1950'erne i Qaqortoq og Qasigiannguit vides det, at en 1/3 nedbørsmængden i disse områder typisk fordamper (Cordtz et al., 2002).

7.2 Historie

Dye-1 basen udgjordes, frem til først i 1990'erne, af flere bygninger, brændstoftanke og dumpe (lossepladser). Hovedbygningen lå på den højeste top i området som er 1.450 m over havet. Ved siden af hovedbygningen lå en eller flere brændstoftanke og en vandtank.

Fra toppen, løb en 30 km grusvej sydover ned af fjeldet til fjorden Eqaluqarssuit. 100 m nede af vejen lå garageområdet. Det bestod af en bygning med plads til lastbiler og et planeret område. Langs vejen lå der en række overlevelseshytter jævnt fordelt. Overlevelseshytterne var små hytter på ca. 8 m^2. I hytterne var der 2 senge, en ovn og proviant.

Ved fjorden (se punkt 0 i appendiks A) var etableret et havneområde, der bestod af en buffertank og et pumpehus. Der var ikke bygget et egentligt havneanlæg. Området helt inde i bunden af fjorden, blev brugt til anlægscamp. Det var der de ansatte som byggede basen boede, mens anlægsarbejdet stod på.

Basen blev hovedsageligt forsynet med båd, som sejlede ind til havnen. Herfra blev forsyningerne transporteret videre på lastbil op af vejen. Brændstof blev pumpet fra båden til en buffertank på havnen og derfra videre gennem en fast rørledning op til en tank ved hovedbygningen på toppen.

7.3 Miljøundersøgelser ved Dye-1

Der er kun lavet få miljøundersøgelser i forbindelse med Dye-1 basen Her bliver de 2 nyeste præsenteret.

7.3.1 Carl Bro rapporten

I starten af 90erne bestilte Miljø- og naturforvaltningen ved Frank Sonne under Grønlands hjemmestyre en forureningsundersøgelse af de nedlagte militærbaser Dye-1 og Dye-4. Undersøgelsen, der var den første egentlige miljøundersøgelse, blev gennemført af Carl Bro og lå færdig i februar 1993. På det tidspunkt, hvor undersøgelserne stod på, var Dye-1 revet ned og Dye-4 var under nedrivning. I det følgende er det kun resultaterne fra Dye-1, der vil blive beskrevet (Carl Bro A/S, 1993).

Carl Bro´s feltundersøgelser blev gennemført i perioden juli/august 1992. Undersøgelserne blev gennemført ved besigtigelse af området og ved, at der blev udtaget jord og vandprøver til analyse. Carl Bro lavede desuden boringer, hvorfra der blev udtaget jord og/eller vandprøver. Det Carl Bro kalder en boring er et hul lavet med en almindelig lille skovl, en hammer og en mejsel. Boringen blev i ingen tilfælde over 2 m dyb og de fleste boringer var under 1 m dybe (Carl Bro A/S, 1993).

Carl Bro fandt ikke alarmerende forurening. Som det kunne forventes, blev der sporet olieprodukt i mindre koncentrationer i de områder, der havde været brugt til f.eks. tøndeopbevaring, nær olietankene mv. Enkelte steder blev der desuden fundet lidt større koncentrationer, som f.eks. ved overløbet på en olietank og på garagepladsen. Der blev ikke fundet klorerede opløsningsmidler. I det, Carl Bro kalder driftsdumpen og i svingdumpen (se punkt hhv. 9 og 6 i A), fandt Carl Bro Ispfhoron og Benzen, men kun i meget små koncentrationer (Carl Bro A/S, 1993). Der er ikke nogen lovgivning på området, som angiver grænseværdier eller lignede (Henriksen, 2002).

7.3.2 Tilsyn 1999

I juli 1999 var Direktoratet for miljø og Natur sammen med jagtbetjenten for området, lederen af den tekniske forvaltning i Sisimiut, borgmesteren for Sisimiut og formanden for Teknisk Udvalg også fra Sisimiut på tilsyn på Dye-1. Der blev ikke udtaget prøver til analyse. Tilsynsrapporten beskriver ud fra visuelle observationer, nogle af delområdernes tilstand. (Direktoratet for Miljø og Natur (1999))

Kapitel 8

Fotogrammetri

Der eksisterer ikke præcis topografisk kortdækning af Dye-1 området, bortset fra det såkaldte "Vandrerkort" fra Saga-maps. Højderne på toppene er på vandrerkortet angivet godt, men til videnskabeligt arbejde er højdekurverne ikke tilstrækkeligt gode.

Derfor var et bedre kort flere gange i forbindelse med nærværende projekt ønskværdigt. Da flyfotos over området var tilgængelige, blev det muligt at konstruere en fotogrammetrisk model og efterfølgende en digital højde model (DTM – Digital Terrain Model). Dette gennemgås i dette kapitel.

Den fotogrammetriske model og DTM'en udarbejdes på en kraftig computer, hvorpå fotogrammetri-softwaresuiten "Microstation SE" er installeret.

8.1 Flyfotos benyttet

Grundmaterialet i en fotogrammetrisk model er fotografier. Disse kan være flyfotos fra høj eller lav højde eller satellit-billeder. Der skal benyttes flere end ét billede for at opbygge en 3D model over et område. I dette tilfælde blev to flyfotos tilvejebragt, der dækker Dye-1 området fra forskellige vinkler (overlap). Tilsammen danner disse fotos én *strip*.

Før modellen kan påbegyndes, oprettes den i systemet som et *project*. I dette project eksisterer oplysninger om koordinatsystemer, sti til fotografier, filformater mv. Kameraet er også modelleret i project-filen. Dette sker ved indtastning af oplysninger fra den såkaldte kamera-kalibrerings rapport, som blev rekvireret hos Scankort.

De flyfotos, der blev brugt til modellen i dette kapitel, er fra 1985. De er i sort/hvid og taget fra stor flyvehøjde (ca. 13800 m). Disse faktorer giver allerede

et fingerpeg om i hvilken kvalitet, den fotogrammetriske model ender med.

Den store højde giver i sagens natur problemer med at se detaljer skarpt, idet der skal zoomes så kraftigt ind, for at få øje på f.eks. selve Dye-1 basen, at billedets opløsning begynder at svigte og detaljerne bliver uskarpe.

8.2 Fotogrammetrisk model

Ved opbygnigen af en fotogrammetrisk model, gennemgås tre hovedtrin for at få billederne "hægtet" sammen. Disse er indre orientering, Relativ orientering og Absolut orientering, der beskrives herunder.

8.2.1 Indre orientering

Ved den indre orientering orienteres billederne enkeltvis i forhold til 8 paspunkter, placeret rundt langs kanten af billedet. Herved etableres et internt koordinatsystem for hvert af billederne. Orienteringen foregår ved at operatøren "prikker" punkterne ud i softwaren. Denne metode går igen igennem alle tre orienteringer.

8.2.2 Relativ orientering

I den relative orientering samles de to billeder i samme koordinatsystem. For at dette kan lade sig gøre, er det nødvendigt at transformere billederne. Denne transformering sker på basis af mindst 6 udpegede punkter i begge billeder. Operatøren finder det samme punkt i begge billeder og prikker det ud med størst mulig præcision. For at få den bedste orientering, spredes punkterne så langt fra hinanden som muligt inden for overlappet.

8.2.3 Absolut orientering

Med den relative orientering udført, hænger billederne nu sammen. Denne model skal nu fastlægges i et universelt koordinatsystem, som f.eks. UTM-systemet. Til det benyttes såkaldte *kendte punkter*. Kendte punkter er punkter i terrænet, der er målt præcist ind med en metode (GPS, teodolit, totalstation, etc.), der giver tilstrækkelig præcision.

Selvom der givetvis har været målt kendte punkter ind ved Dye-1, både af det amerikanske militær og senere Tele Greenland, har det ikke været muligt at skaffe disse data. Det var derfor nødvendigt at benytte de punkter, som blev målt ind under feltarbejdet ved hjælp af en håndholdt Garmin 12-GPS. Disse punkter genfindes i billederne. Koordinaterne til punkterne kan ses i koordinatoversigten i bilag I. Det skal i den forbindelse nævnes, at der på en håndholdt GPS benyttet på breddegrader så højt mod nord, vil være en usikkerhed på op til 15 m i XY-planet. Som regel benyttedes dog instrumentets *average*-funktion, hvilket

bringer usikkerheden ned omkring 5 m. På z-koordinaten er der dog stadig en noget højere usikkerhed (ca. 15 m).

Desuden gør det sig gældende ved konstruktion af den fotogrammetriske model, at de nævnte kendte punkter alle ligger inden for to relativt små områder. Ligesom i den relative orientering, er det en fordel at sprede punkterne ud over så stort en område som muligt. Under feltarbejdet arbejders der inden for et afgrænset område, og mulighederne for at indmåle punkter mange kilometer væk er begrænsede.

Den absolutte orientering udgør sidste trin i skabelsen af den fotogrammetriske model. De to billeder er nu sat sammen, transformeret og fastlagt i UTM-koordinatsystemet.

8.3 Digital højdemodel

Den fotogrammetriske model benyttes som platform til at danne den digitale højdemodel (DTM). Med den etableret, kan Microstation-systemet, Microstation's Match T-modul, automatisk indsamle gridpunkterne til brug i DTM'en, udfra den fotogrammetriske model. Resultatet af en 100% automatisk generering er ofte utilfredsstillende. Derfor indføres manuelt indmålte objekter (*features*), så som breaklines (steder hvor gradienten ændres brat), rigdes, vertical faults mv. Med disse tilføjet, tilpasser Match-T den genererede model efter de manuelt introducerede features. Derefter sættes beregningen igang.

Resultatet af DTM'en kan ses i bilag **??**, hvor der ses et genereret topografisk kort over Dye-1 området.

Operatøren kan nu betragte landskabet i 3D, og selv måle punkter ind hvor det måtte ønskes. Der måles derved direkte i UTM-koordinater i den færdige model. Ved yderligere modellering i anden software (som f.eks. *ArcView*), kan modellen visualiseres som et 3D vektorlandskab.

8.4 Diskussion af DTM'en

De mulige anvendelser af en digital højdemodel er mange i et projekt som Dette. Eksempelvis nævnes:

- Bedre kort
  Med en god DTM, kan der som nævnt skabes bedre kort end de tilgængelige, og med frihed til at bestemme ækvidistancen.

- Arealindmåling af områder
  Til senere brug i fugacitetsanalysen (kap. 9), er de fysiske rammer der skal, defineres i modellen mulige at beregne ved hjælp af en god DTM. Der tænkes her især på overflade areal, der ville være nyttigt at kende.

Imidlertid forholder det sig sådan, at det må erkendes, at denne DTM ikke er tilstrækkelig god til at kunne bruges som andet end vejledende. Et overslag på arealet af modelsystemet til fugacitetsanalysen blive støttet af de højdekurver, der er dannet, idet modellen afbilleder landskabsformen rimeligt. Den er dog ikke tilstrækkelig præcis til, at det ville være forsvarligt at lægge den til grund for noget alene. Grunde til dette inkluderer:

- Ikke velegnede billeder
  Billederne er ikke uskarpe eller dårlige som sådan. Der stilles bare for store krav til dem, ved at benytte dem til en så detaljeret DTM.
- GPS usikkerheder
  Nøjagtigheden på de indmålte "kendte punkter", lader en del tilbage at ønske. Dette påvirker den absolutte orientering og giver store residualer (usikkerheder) i matchet.

På trods af det lidt tvivlsomme resultatet, vælges det altså alligevel at prøve at danne et indtryk af overfladearealet til brug i fugacitetsmodellen i kapitel 9.

Kapitel 9

Fugacitet fra DYE-1

På en af de canadiske baser i DEW linien (Resolution Island), blev der under oprydningen fundet store mængder Arclor 1260 (se kapitel 11), derfor er denne PCB valgt til simuleringen. Aroclor1260 er en PCB-blanding, der indeholder cirka 38% $C_{12}H_4Cl_6$, 41% $C_{12}H_3C_{l7}$, 8% $C_{12}H_2C_{l8}$ og 12% $C_{12}H_5Cl_5$ med et gennemsnitligt klorindhold på 60% (Force), 1989).

Aroclor1260 har CAS registrerings nummeret 11096-82-5, og er en farveløst væske med et gennemsnitligt molekylevægt på 376 g/mol (Force), 1989).

Mus, rotter og aber absorberer mellem 75% og 90% af de oralt indtagne aroclor1260 doser. LD_{50} [1] værdien for oralt indtaget arclor1260 er 1315 $mg/kg/day$ for han Sherman rotter (for Toxic Substances & Registry, 1995).

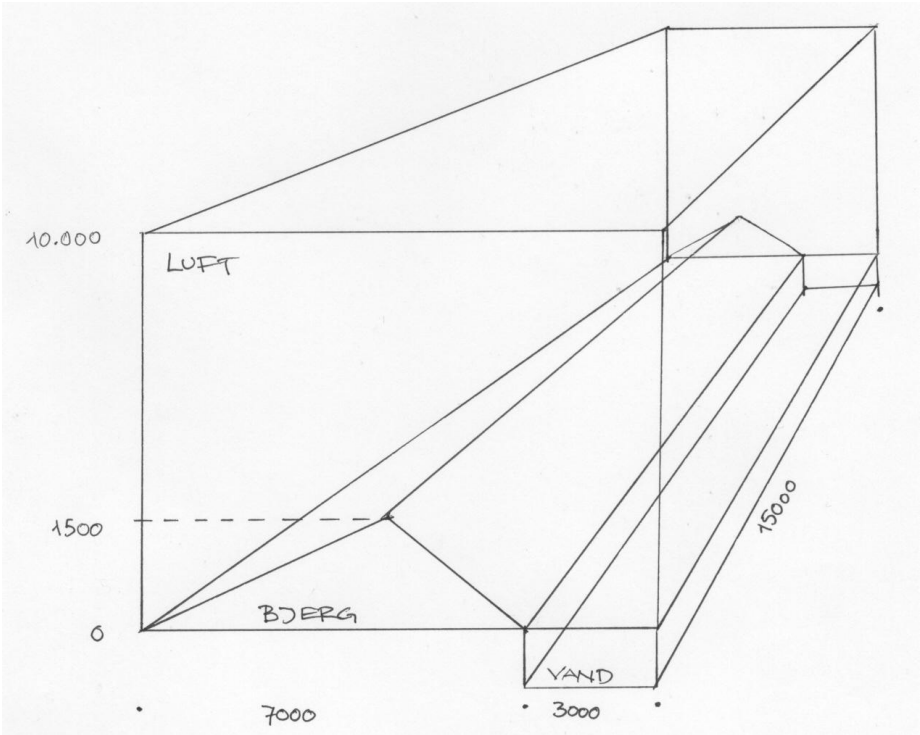
Før en simulering påbegyndes sættes en specifik størrelse på den verden som skal simuleres. Overvejelser omkring dette følger herunder. Softwaren hentes fra Canadian Environmental Modelling Centre, Trent University, Peterborough, Ontario, Canada (tre, 1998), idet der ikke findes så udviklede programmer som disse på DTU. Programmet er baseret på Paterson & Mackay (1991).

Det idelle ville være at simulere en "verden" ligesom den eksperimentelle. Men som der er redegjort for i kap. 4 og hos Paterson & Mackay (1991), er der en stor forskel på en virkelig verden og den såkaldte "Unit World". I dette tilfælde, kunne der antageligvis med succes, anslås mængder af vand og luft, med hjælp fra 3D modellen udviklet i kap. 8. Det forholder sig anderledes med biota, opslemmet sediment og jord, disse vurderes som umulige at bestemme, i denne situation, uden at have noget at gå ud fra. Derfor bygges en tilnærmet verden som den, der er illustreret i skitsen på fig. 9.1. Simple volumenberegninger som dem der er redegjort for herunder, giver startparametrene til simuleringen. Softwaren er et canadisk simuleringsprogram (*Fugacity-based environmemntal*

[1] LD_{50} er den dødelige dosis for 50% af en population, som er tilført den givne dosis

equilibrium partitioning model), der giver mulighed for selv at definere sin verden som nødvendigt for at tilpasse simuleringen til situationen. Simuleringen køres som Mackay modeller på niveau I, II, III, IV og V (teorien bag Mackay modeller er genemgået i kapitel 4). Transportvejene imellem de enkelte kasser i modellen er desuden beskrevet i kapitel 3.
I denne tekst simuleres kun niveau I, II og III, da niveau IV og V kræver data ud over det, som er forsvarligt at anslå i denne tekst.

Startparametrene redegøres der for i det følgende afsnit. Den samme verden figur 9.1 benyttes i alle tre niveauer.



Figur 9.1: Skematisk fremstilling af de fysiske rammer for modellen benyttet i simuleringerne

9.1 Level I

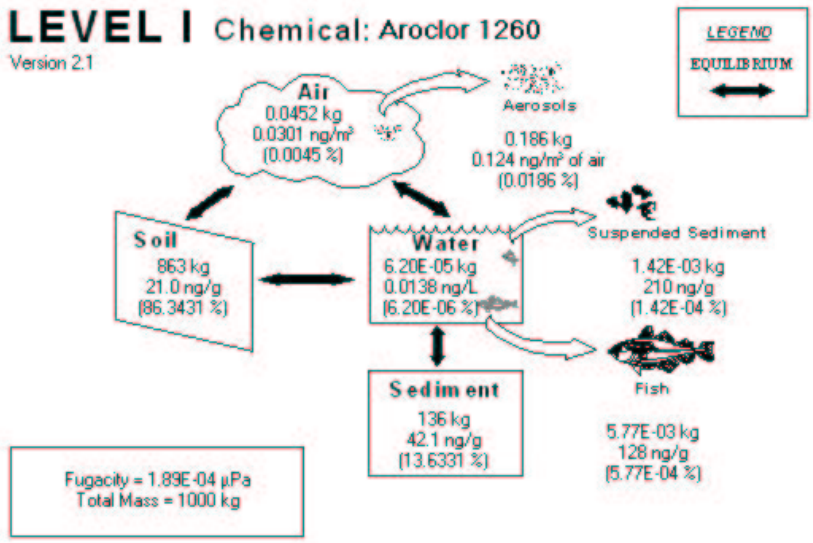
9.1.1 parametre, level I

Startparametrene i level I er alle volumener for de forskellige elementer, samt en mængde stof. Volumenerne beregnes ud fra simple volumenbetragtninger, jvf. figur 9.1. Som stofmængde benyttes 1000 kg. En oversigt over startparametrene følger:

Volumen af luft (V_{air}) = 1.5E12 m^3, volumen af vand (V_{water}) = 4.5E9 m^3, volumen af løsjord (V_{soil}) = 1.71E7 m^3, volumen af biota (V_{biota}) = 4.5 m^3, volumen

af opslemmet sediment ($V_{susp.sediment}$) = 4,5 m^3 og volumen af bundsediment ($V_{sediment}$) = 1.35E6 m^3. Disse værdier er skaleret efter retningslinjerne opstillet hos Paterson & Mackay (1991).

Resultatet af level I-simuleringen kan ses på figur 9.2 herunder.



Figur 9.2: Simuleringsresultat for level 1 simuleringen

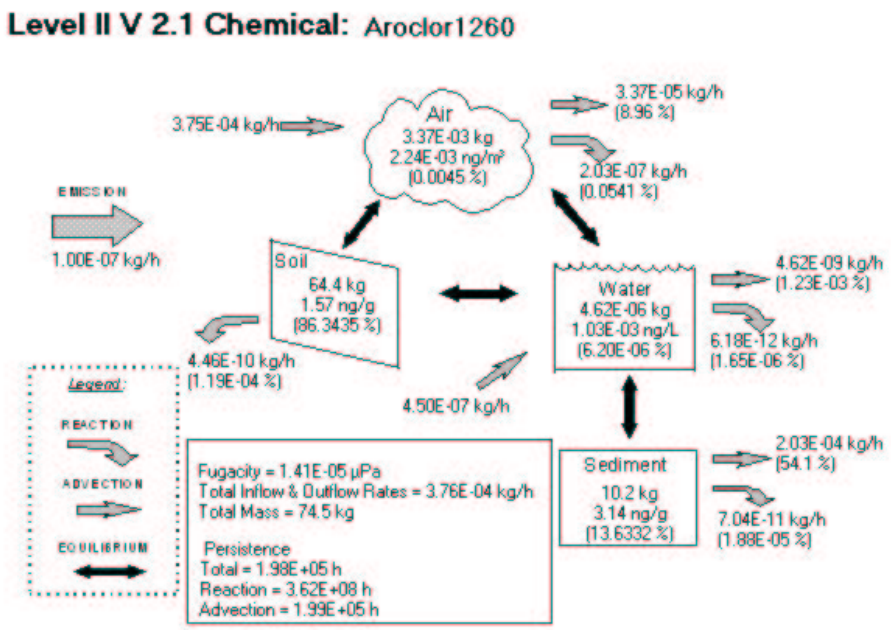
Det ses at hovedparten af PCB'en vil befinde sig i løsjorden og i sedimentet. Det gælder for alle resultater at det er koncentrationen i ng/L (eller ng/kg), der er væsentlig. En procentsats angives også som det ses i figuren. Denne angiver imidlertid udelukkende hvor x antal % af den samlede stofmængde ender – ikke hvor meget materiale, der er på det pågældende sted til at absorbere det. Koncentrationen i biota på 210 ng/g, er derfor relativt høj. Til sammenligning kan det nævnes, at en canadisk vejledene grænseværdi ligger på 9 ng/g (Nilsson, 1997).

9.2 Level II

Jvf. kapitel 4, medtages i level II advektionstab i vertikal luft- og sedimentation.

Resultatet for level II simuleringen kan ses i figur 9.3 herunder.

Level II-simuleringen divergerer i resultat ikke fra level I. De største koncentrationer findes stadig i løsjorden og sedimentet på bunden af havet.



Figur 9.3: Simuleringsresultat for level 2 simuleringen

9.3 Level III

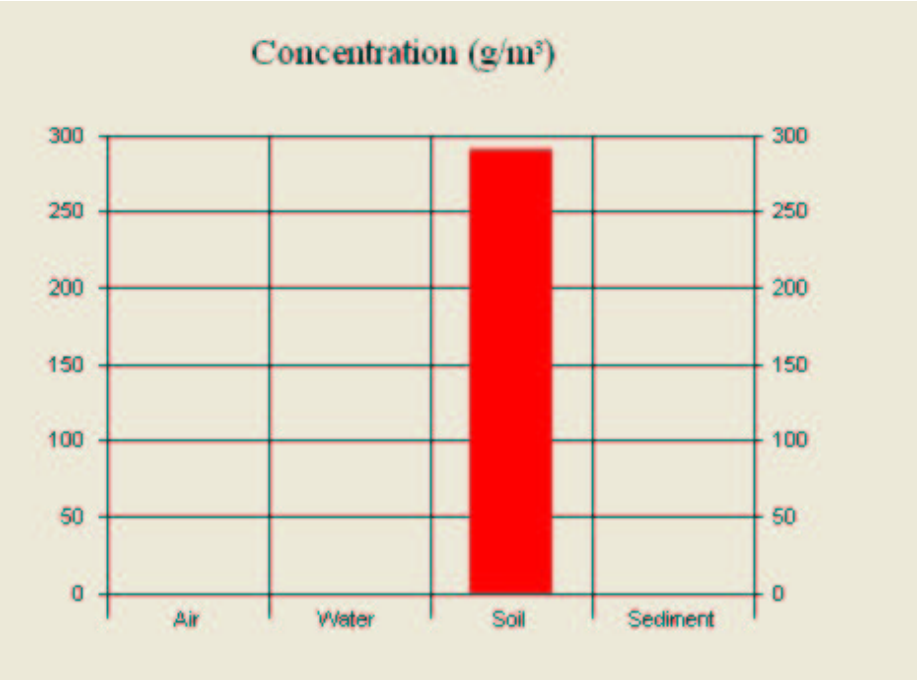
I level III (se figur 9.4) ses det, at koncentrationen i løsjorden (soil) er den eneste målbare. Det vil sige, at al PCB'et ender i løsjorden under ligevægtsbetingelser. Det er ikke et urealistisk resultat, men et der skal betragtes med en vis skepsis, idet der til level III skal specificeres en del variable, for hvilke der ikke findes værdier i litteraturen. Det drejer sig specielt om halveringstider, emissionsrater og advektionsrater, der er estimerede værdier[2]. Disse er i høj grad miljøafhængige (klima mv.), hvilket gør dem vanskelige at estimere uden for den sædvanlige model-scenarie, som tilfældet er her.

Det ses af 9.4 at hovedparten af stoffet stadig befinder sig i løsjorden og havbundssedimentet. Koncentrationen er højest i sedimentet

9.4 Opsummering

Den PCB (*Arclor 1260*), der er benyttet som kemikalie i simuleringerne herover, er som nævnt valgt på baggrund af fundet af 8000 *kg* på Resolution Island (Poland et al., 2001). Det virker derfor rimeligt at antage at en lignende isomer er benyttet på Dye-1.
Denne PCB binder sig i høj grad til partikler, hvilket forklarer at koncentrationerne bliver så åbenlyst høje i netop "partikel-medierne", løsjord og havbundssediment. Igennem de tre niveauer sås de samme resultater gå igen – høje koncen-

[2]Ole Kusk, Stefan Trapp



Figur 9.4: Simuleringsresultat for level 3 simuleringen

trationer i løsjord og havbundssediment. Havvandet bandt, bemærkelsesværdigt nok, meget lidt kemikalie ($\rightarrow 0$), hvilket resulterede i lave koncentrationer. Desuden blev der optaget meget i fødekæden ved ligevægt i level I (C_{biota}=210 ng/g), hvilket også noteres.

Kapitel 10

Feltundersøgelser ved Dye-1

I forbindelse med dette projekt, blev der i perioden 26. juli til 1. august 2002 indsamlet jord og vandprøver i området omkring Dye-1. Prøverne blev indsamlet af 3 studerende fra DTU (skribenterne af nærværende rapport).

Den første dag blev brugt til at skabe overblik over området. Det forgik i et samarbejde med Peter Henriksen fra Direktoratet for Miljø og Natur, Nuuk og Jesper Møller, teknisk chef, Sisimiut Kommune. Henriksen og Møller, skulle føre tilsyn med Dye-1, og var kun til stede den første dag. De havde også været på tilsynet i 1999 og konstaterede, at der ikke var sket de store synlige ændringer siden sidst. Endvidere blev de forskellige delområder gennemgået, hvilket var med til at danne basis for beslutningen om, hvor der skulle tages prøver. De følende dage blev brugt til at indsamle prøverne fra de udvalgte delområder.

10.0.1 Visuelle observationer

Kysten langs fjorden skråner stejlt ned til vandet. Det der kaldes havneområdet er et lille stykke, hvor kystens udformning danner et lille fladt område, som gør det muligt at komme i land.

Plantevæksten gør den lavere liggende del af Dye-1 området grønt, mens plantevæksten længere oppe af fjeldet er aftagende og på toppen er området næsten goldt. Næsten alle bygninger er revet ned, så kun betonfundamentet står tilbage. På toppen, hvor hovedbygningen lå, er betonfundamentet stadig intakt, selv kaklerne fra et baderum er stadig på gulvet.

Den nordlige side af toppen er ca. 600 meter lodret klippevæg. Da basen var i drift, blev affald samlet på kanten og når der var samlet en passende mængde, blev det dozet ud over kanten. Området neden for klippevæggen kaldes teledumpen.

Langs vejen står fundamenterne til overlevelseshytterne. Fundamenterne er stadig intakte og bærer ikke præg af, at hytterne er revet ned for over 10 år siden.

Der er 2 bygninger tilbage. Det er en olietank på 2.000.000 L (se figur 10.1), som står på toppen og en overlevelseshytte, der står nær ved havnen. Olietanken og dens indhold blev i sin tid overtaget af TeleGreenland, de kunne bruge resterne til drift af deres station, der ligger få hundrede meter fra toppen. Tanken er i dag tom og er ikke i brug længere. Overlevelseshytten bliver brugt til at overnatte i i forbindelse med jagt og andre udflugter.

Figur 10.1: Tanken på toppen. Tanken er 525.000 gallon

Vejen, som løber fra basen på toppen og ned til havnen, er enkelte steder så medtaget at den ikke længere er farbar i bil. Få km fra havnen er et par meter af vejen skyllet helt væk og flere steder længere oppe, er den delvist eroderet bort. Der er begyndende vegetationen på den lavere liggende del af vejen.

Ifølge den aftale, der blev indgået om nedrivningen, skulle alle kemikalier og alt elektronisk udstyr transporteres til genbrug eller til korrekt oparbejdning/destruktion. Bygningsmaterielet blev begravet umiddelbart ved siden af det fundament den enkelte bygning havde stået på. Den faste olierørledningen blev samlet sammen og gravet ned. Dumpene blev jævnet ud og afdækket med ren jord. Når nedgravningen var færdig, skulle landskabet så vidt muligt reetableres så det så naturligt ud. Generelt kan det konstateres, at de områder hvor der er nedgravet materiale, stadig meget tydelige spor efter menneskelig aktivitet. I den nederste del af området, kan det især ses på den manglende vegetationen.

Figur 10.2: Lige bag motorcyklen er vejen skyllet helt væk.

10.1 Data

Prøverne er taget i området omkring Dye-1 basen. Området er stort, og den menneskelige aktivitet har ikke været lige stor over hele området, derfor er der udvalgt 8 delområder. De valgte områder fremgår af de 2 lister herunder.

- Havn – delområde 0
- Sø vej lejr – delområde 7
- Anlægsdump – delområde 2
- Anlægscamp – delområde 1
- Midlertidig tøndedump – delområde 5
- Teledump – delområde 8

Inden for rammerne af dette projekt, er det ikke muligt at gå i dybden med alle delområderne, derfor er det valgt at arbejde grundigere med følgende 3 områder:

- Garageområde – delområde 3
- Nedgravningsområde – delområde 4
- Svingdump – delområde 6

I det første af de følgende afsnit, vil det blive beskrevet på hvilken måde prøverne blev udtaget. Herefter vil hvert af de valgte delområder blive beskrevet, og de insamlede data fra delområderne vil blive præsenteret. I afsnit 10.4 vil de indsamlede data fra de forskellige delområder blive sammenlignet.

10.2 Prøveindsamling

Jordprøverne blev gravet op med en lille skovl, som blev skyllet mellem hver prøvetagning. Hver jordprøver bestod af ca. 200 g jord, der blev pakke i 2 potioner. Ca. 100 g blev pakket i en diffusionstæt–pose og ca. 100 g i en almindelig plastpost. Jordprøverne blev opbevaret i en køletaske indtil de kunne komme på køl.

Vandprøver bestod af hhv. 25 ml, 50 ml og 100 ml, og blev konserveret jvf. appendiks H.1. Sprøjterne blev skyllet i prøvetagningsvandet inden selve prøven blev taget ud og filteret blev skiftet hver gang.

Alle prøvestederne blev indmålt med GPS, så det enkelter prøvested kan genfindes med en usikkerhed på kun 5 meter.

10.3 Præsentation af data

Alle vandprøverne er analyseret for Mangan, Natrium, Jern, Kalium, Flurid, Brom, Chlor, Sulfat, Fosfat, Nitrit, Nitrat og DOC (opløst organisk carbon). Jordprøverne er analyseret for vandindhold, glødetab samt indhold af flygtige kulbrinter. Sidstnævnte er gennemført med en PID-måling og er ikke gennemført som en absolut måling, idet det ikke vides i hvilken form kulbrinterne indgår. PID-målingn giver således et resultat af den samlede mængde flygtige kulbrinter omregnet til mængden 100 isobuten. Derudover bliver en række af jordprøverne analyseret for PCB, men resultaterne af denne analyse når ikke at komme, så de kan blive behandlet i denne rapport. Gennemgang af resultaterne vil udkomme i et tillæg.

Der blev ikke fundet Flurid, Nitrit, Nitrat eller Forfat i nogen af prøverne, derfor er de ikke taget med i præsentationen af resultaterne i de følgende afsnit.

10.3.1 Havneområde

Havneområdet er et stykke, hvor kysten danner en lille strand med et fladt område, der er hævet et par meter over vandlinien, bagved. Havneområdet bestod af en olietank og et pumpehus (Forundersøgelser, 1992).

Der var ikke bygget et havneanlæg i beton eller lignende.
Tank og pumpehus er revet ned og skulle ifølge optegninger (appendiks C) være gravet ned umiddelbart ved siden af tankens fundament (se billede 10.3). Havneområdet bærer ikke præg af stor menneskelig aktivitet, og der er ingen synlige tegn på at området er forurenet. Der blev udtaget en jordprøve i centrum af der, hvor tanken har stået. Prøven blev taget i overfladen.

Data fra havneområde

Data fra havneområdet kan ses i tabel 10.1

Figur 10.3: På billede ses havneområdet. Motorcyklen holder lige i centrum af der hvor buffertanken stod

Prøvenr.	Vandind. (%)	Indh. organisk stof (%)	Indh. af kulbrinter (ppm)
0.1	2,77	0,41	3,5

Tabel 10.1: Data fra jordprøven taget i havneområdet - delområde 0

10.3.2 Sø ved lejr

Søen ligger i bunden af dalen meget tæt på fjorden (se punkt 7 på kortet i appendiks A.) Området mellem søen og fjorden er fladt og hævet et par meter over fjordens vandlinie. Søen er interessant, fordi den ligger tæt på anlægscampen og anlægsdumpen (se 10.3.3 og 10.3.4). Desuden skal det nævnes, at der blev fundet enkelte tønder langs kanten af søen. Der blev udtaget en vandprøve fra søen.

Data fra sø ved lejr

Data fra sø ved lejr kan ses i tabel 10.2

Prøvenr.	Na (ppm)	Fe (ppm)	Mg (ppm)	Ca (ppm)	K (ppm)
7.5.1	–	0.064	0.864	3,187	0.900

Tabel 10.2: Data fra vandprøver taget i søen ved lejeren - delområde 7

10.3.3 Anlægsdump

Anlægsdumpen ligger i bunden af dalen, syd for basen, i området mellem fjorden og søen (se punkt 2 i appendiks A). Tærrenet er hævet 2 meter over fjordens vandlinie og danner en stejl skrænt ned til et kort stykke strand inden fjorden. Anlægsdumpen er afdækket, men fjorden eroderer skrænten, hvilket gør at siden af dumpen er blottet (se billede 10.4). Affaldet kan ses i skrænten som en halv meter tyk linie ca. 35 m lang, der er dækket af en halv m jord. Det, der umiddelbart kunne ses, var jernskrot, æggeskaller, ølflasker mv. I den nordlige ende af anlægsdumpen, løber en lille bæk ud i fjorden. I denne bæk, blev der udtaget en vandprøve. Yderligere blev der taget en jordprøve af jorden lige under det fritlagte affald.

Figur 10.4: Fjorden eroderer kysten og blotter anlægsdumpen.

Data fra anlægsdump

Data fra anlægsdumpen kan ses i tabel 10.3-10.5

Prøvenr.	Vandind. (%)	Indh. organisk stof (%)	Indh. af kulbrinter (ppm)
2.1.1	5,05	0,29	1,90

Tabel 10.3: Data fra jordprøven tage i anlægsdumpen - delområde 2

Prøvenr.	Na (ppm)	Fe (ppm)	Mg (ppm)	Ca (ppm)	K (ppm)
	10,748	0,360	3,476	4,097	5,024
2.1.5	–	0,239	4,607	7,702	2,797

Tabel 10.4: Data fra vandprøver taget ved anlægsdumpen - delområde 2

Prøvenr.	SO_4 (ppm)	Br (ppm)	Cl (ppm)	DOC/NOPC (ppm)
2.1.5	5,5603	–	17,5359	20,9

Tabel 10.5: Data fra vandprøver taget i anlægsdumpen - delområde 2

10.3.4 Anlægscamp

Anlægscampen ligger 500-700 m nord for anlægsdumpen (se punkt 1 på kortet i appendiks A). I den periode hvor anlægsarbejdet af basen stod på, boede arbejderne i anlægscampen. Nu er anlægscampen et planeret gruset område, hvor der er fundamenter efter 1 bygning. Der blev udtaget 2 jordprøver.

Data fra anlægscamp

Data fra anlægscampen kan ses i tabel 10.6-10.5

Prøvenr.	Vandind. (%)	Indh. organisk stof (%)	Indh. af kulbrinter (ppm)
1.1	0,34	2,44	2,20
1,2	13,05	2,49	3,10

Tabel 10.6: Data fra jordprøver taget ved anlægscampen - delområde 1

10.3.5 Svingdump

Svingdumpen ligger helt op til vejen i et "hårnålesving" ca. 2 km fra toppen (Carl Bro A/S (1993)) (se punkt nr. 6 i appendiks A). Svingdumpen er en driftsdump, hvilket vil sige, at den blev brugt som dump under driften af basen. Dumpen, som er afdækket med jord, følger terrænet, der skråner nedad. Nederst danner dumpen en stejl skrænt på et par meter ned til vejen. Mellem vejen og skrænten, løber en lille bæk. Ved inspektion af dumpen blev der fundet elektronikskrot og andet affald oven på afdækningsjorden. Der blev taget 8 jordprøver på overfladen af dumpen og 1 jordprøver i 2 meter under terræn i skrænten. Desuden blev der udtaget 2 vandprøver i den lille bæk mellem vejen og skrænten. I appendiks E ses en skitse over hvor på svingdumpen prøverne er taget.

Prøvenr.	Vandind. (%)	Indh. organisk stof (%)	Indh. af kulbrinter (ppm)
01	2,77	0,41	3,5
6.1.1	21,33	1,25	4,0
6.1.2	7,43	0,23	2,9
6.1.3	11,76	2,86	1,8
6.1.4	7,87	0,41	2,0
6.1.5	10,95	–	3,5
6.1.6	9,04	0,48	2,3
6.1.7	6,70	0,53	2,2
6.1.8	7,39	0,43	4,1
6.1.9	14,49	0,39	3,0

Tabel 10.7: Data fra jordprøver taget i svingdumpen - delområde 6

Data fra svingdumpen

Data fra anlægsdumpen kan ses i tabel 10.7-10.9

Prøvenr.	Na (ppm)	Fe (ppm)	Mg (ppm)	Ca (ppm)	K (ppm)
6.1	0,941	0,290	0.393	1,443	0.687
6.2	–	–	–	0,710	–

Tabel 10.8: Data fra vandprøver taget i svingdumpen - delområde 6

Prøvenr.	SO_4 (ppm)	Br (ppm)	Cl (ppm)	DOC/NOPC (ppm)
6.1	–	0,1205	3,7894	3,8
6.2	–	0.0831	3,6957	2,4

Tabel 10.9: Data fra vandprøver taget i svingdumpen - delområde 6

10.3.6 Midlertidig tøndedump

Den midlertidige tøndedump blev brugt under nedrivningen af basen til at scredde tønder på. Området ligger syd for garagepladsen (se punkt 5 på kortet i appendiks A). Det at tønderne rives i småstykker gør, at det er sansynlighed for, at området er forurenet af alle de sjatter, som måtte have været i tønderne. Området er afdækket af en plastmembran og jord. Der blev taget en jordprøve umiddelbart under membranen.

Data fra midlertidig tøndedump

Data fra den midlertidige tøndedump kan ses i tabel 10.10

Prøvenr.	Vandind. (%)	Indh. organisk stof (%)	Indh. af kulbrinter (ppm)
5.1	7,96	0,41	1,9

Tabel 10.10: Data fra jordprøver taget ved den midlertidig tøndedump - delområde 5

10.3.7 Garageområde

Garageområdet ligger i forbindelse med vejen, få hundrede meter fra toppen. Området er planeret og gruset. Det umiddelbare indtryk er, at der lugter stærkt af kulbrinter og på vandet i vandpytter, ser det ud som om, at der ligger en film af et olieprodukt. Der blev taget 4 jordprøver umiddelbart ved siden af garagebygningens fundament og yderligere 5 jordprøver blev taget forskellige steder på garagepladsen. I appendiks F er prøvetagningsstedene indtegnet på en skitse.

Data fra garageområdet

Data fra garageområdet kan ses i tabel 10.11

Prøvenr.	Vandind. (%)	Indh. organisk stof (%)	Indh. af kulbrinter (ppm)
3.1	12,50	1,84	38,10
3.2	12,67	0,76	41,90
3.3	7,54	0,37	2,60
3.4	12,22	0,47	2,90
3.5	8,89	0,37	5,10
3.6	10,12	0,62	3,00
3.7	9,75	0,41	2,70
3.8	9,23	0,64	45,60
3.9	14,45	0,79	22,60

Tabel 10.11: Data fra jordprøver taget på garageområdet - delområde 3

10.3.8 Nedgravningsområde

Alle de bygninger, der stod på toppen er gravet ned i et 400 m * 300 m stort område, nord for toppen (se appendiks B og punkt 4 i appendiks A). Området bærer tydelige præg af, at have været gravet op. Fra hovendbygningsfundamentet løber en vej gennem hele området. Nogle af stenene i området var belagt af en sort tjæreagtig masse. Jordprøve nr. 4.6 er en prøve af denne sorte masse. I nedgravningsområdet blev der taget 4 jordprøver og 4 vandprøver. Vandprøverne blev taget nedenstrøms i små vandløb, der gennemløber området. I appendiks G er en skitse over nedgravningsområdet, hvorpå de enkelte prøvertagnignssteder er indtegnet.

Data fra nedgravningsområdet

Data fra nedgravningsområdet kan ses i tabel 10.12-10.14

Prøvenr.	Vandind. (%)	Indh. organisk stof (%)	Indh. af kulbrinter (ppm)
4.1.1	12,99	0,77	2,30
4.1.2	4,61	4,40	1,10
4.1.3	11,07	0,41	3,70
4.1.4	4,48	2,01	0,90

Tabel 10.12: Data fra jordprøver taget i nedgravningsområde - delområde 4

Prøvenr.	Na (ppm)	Fe (ppm)	Mg (ppm)	Ca (ppm)	K (ppm)
4.5.1	10,748	0,360	3,476	4,097	5,024
4.5.2	1,684	0,028	–	1,872	0,647
4.5.3	–	–	–	52,139	1,607
4.5.4	–	–	–	22,182	–

Tabel 10.13: Data fra vandprøver taget i nedgravningsområdet - delområde 4

Prøvenr.	SO_4 (ppm)	Br (ppm)	Cl (ppm)	DOC/NOPC (ppm)
4.5.1	10,589	–	5,3662	52,9
4.5.2	3,9668	0,3688	3,3571	4,1
4.5.3	160,0905	0,4646	4,9184	2,1
4.5.4	58,5594	0,3164	4,4726	3,8

Tabel 10.14: Data fra vandprøver taget i nedgravningsområde - delområde 4

10.3.9 Teledump

Mod nordøst er toppen næsten lodret de øverste ca. 600 m. Området i bunden af dette fald er teledumpen. Da basen var i drift, blev affaldet lagt på kanten og når der var en passende mængde, blev det med buldozer skubbet ud over kanten. Området er markeret som punkt 8 på kortet i appendiks A. Teledumpen blev besigtiget både oppe på kanten og nedenfor i selve dumpen. På kanten ligger stadig rester af affald, især jernskrot. Teledumpområdet for neden er store blokke, der skråner stejlt op til det lodrette fald (se billede 10.5). Affaldet ligger spredt over et stort område mellem alle disse blokken, og det virker som om, at der har været stenskred, der har begravet dele af dumpen. I dumpen blev fundet mange shreddede tønder samt enkelte hele.

Der blev udtaget en jordprøve helt oppe ved den lodrette væg og en nede i yderkanten af blokmarken. Det var ikke muligt at tage jordprøver i midten af

teledumpen, da der ikke var noget jord.

Figur 10.5: Nederste del af teledumpen.

Data fra teledumpen

Data fra teledumpen kan ses i tabel 10.15-10.17

Prøvenr.	Vandind. (%)	Indh. organisk stof (%)	Indh. af kulbrinter (ppm)
8.1.1	11,74	6,39	3,2
8.1.2	06,37	0,40	2,8
8.6	16,17	4,05	2,2

Tabel 10.15: Data fra jordprøver taget i teledumpen - delområde 8

Prøvenr.	Na (ppm)	Fe (ppm)	Mg (ppm)	Ca (ppm)	K (ppm)
8.1	–	0.047	0.317	0.071	0.638

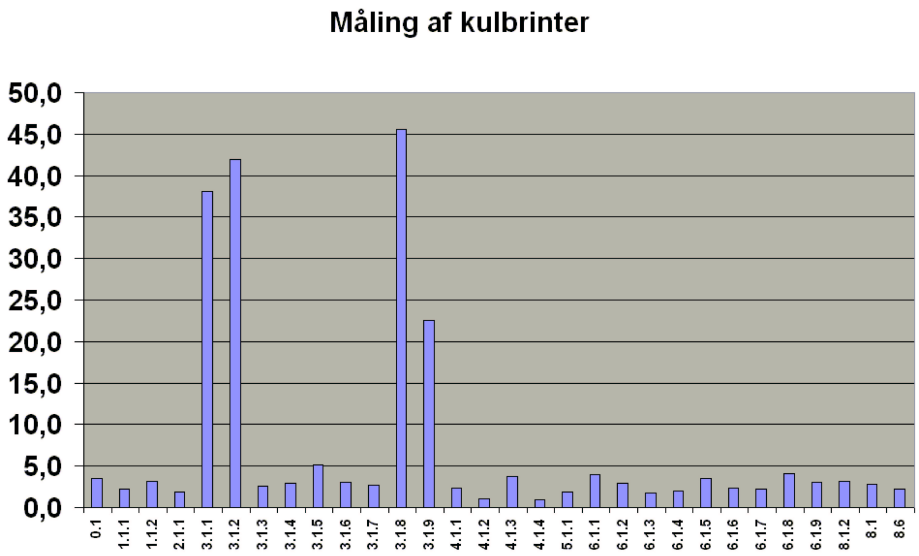
Tabel 10.16: Data fra vandprøver taget i teledumpen - delområde 8

10.4 Opsummering

Jordprøverne viser, at der er forholdsmæssige store mængder kulbrinter i 4 af de jordprøver, der er taget på garagepladsen og som det ses af figur 10.6, ligger mængden af kulbrinter i de resterende jordprøver jævnt og under 5 ppm.

Prøvenr.	SO_4 (ppm)	Br (ppm)	Cl (ppm)	DOC/NOPC (ppm)
8.1	–	0,0156	5,2925	1,8
8.3	–	0.1224	4,2416	1,3

Tabel 10.17: Data fra vandprøver taget i teledumpen - delområde 0



Figur 10.6: Indeholdet af kulbrinter i jordprøverne, målt i forhold til isobuten.

De 4 prøver, der har et højt indhold af kulbrinter er 3.1.1, 3.1.2, 3.1.8 og 3.1.9. Som det fremgår af bemærknigerne til prøverne i appendiks I er prøve 3.1.1 og 3.1.2 begge taget i en olie/diesel plet og prøverne jvf. skite i appendiks F er prøverne 3.1.8 og 3.1.9 taget meget tæt på garagefundamentet på den side af garagen, der vender ud mod vejen og på billedet 7.1 i afsnit 7 ses det, at det er den side af garagen at porten sidder i. Det må antages, at aktiviteter med køretøjer har foregået i nærheden af garagen og de høje koncentrationer af kulbrinter i prøveren 3.1.8 og 3.1.9 kan stamme fra lækager og spild ved håndteringen af olie og brændstof.

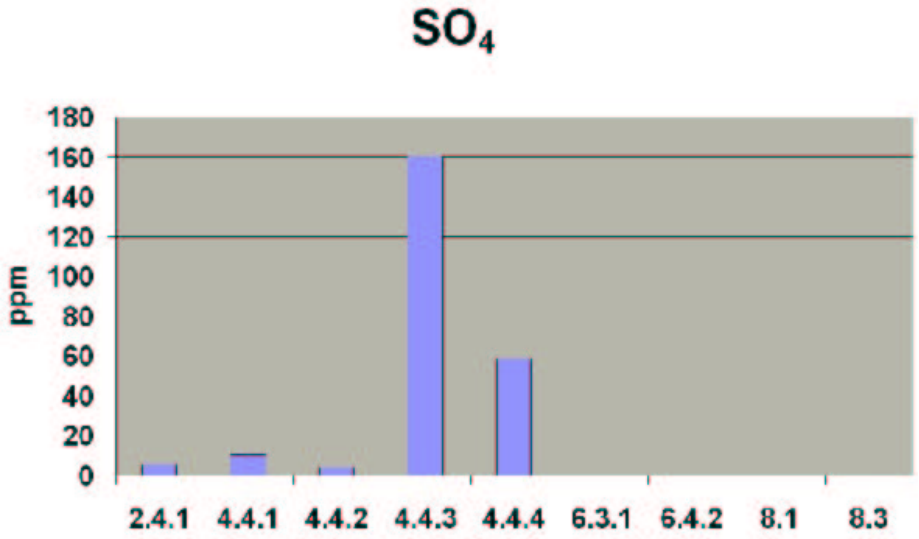
Grunden til at de resterende prøver fra garageområdet ikke viste høje koncentrationer af kulbrinter kan syldes afstrømningsforholdene eller at jordprøverne er taget i udkanten af garageområdet, hvor aktiviteter med køretøjer og håndtering af brændstof var begrænset.

Det kunne forventes, at der også var høje koncentrationer af kulbrinter i havneområdet og enkelte steder langs den faste rørledning pga. lækage og/eller spild. Der er ikke indsamlet prøver langs rørledningen og jordprøve fra havneområdet, viste ingen tegn på kulbrinteforurening.

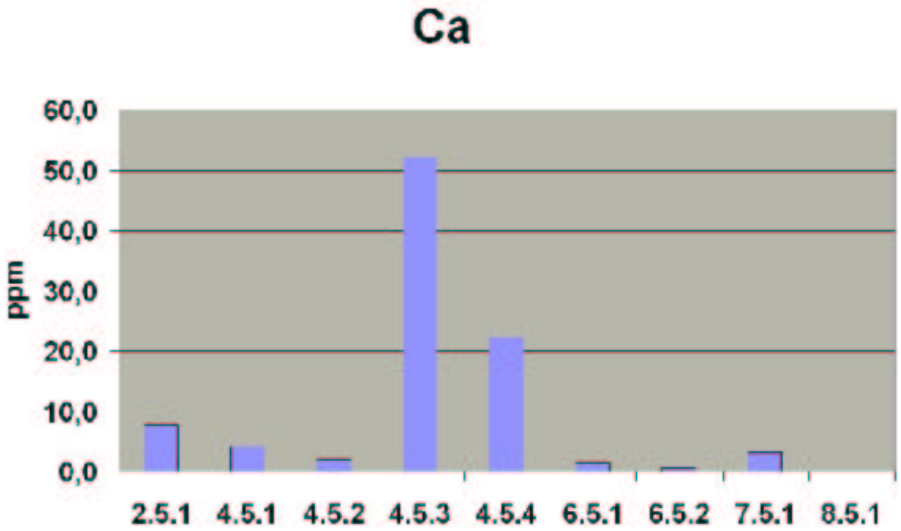
Det findes ikke nogen grænseværdier for vand i Grønland, derfor er det valgt

at sammenligne med grænseværdierne for dansk drikkevand jvf. Bekendtgørelse nr. 871 af 21. september 2001 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyning.

Der er ikke i nogen af vandprøverne fundet flurid, nitrit, nitrat eller forfat og der er kun fundet meget små koncentrationer af natrium, magnesium, kalium, brom, klor, calsium og sulfat. Jern overskrider grænseværdien i 3 af prøverne med mellem 100 og 250 procent. Det er prøverne 2.5.1 fra anlægsdumpen, prøve 4.5.1 fra nedgravningsområdet og prøve 6.5.1 fra svingdumpen. Det høje indhold af jern kunne stamme fra armeringsjern eller andet jernskrot, men der er ikke nogen tydelige tegn på, at dette er tilfældet.



Figur 10.7: Indholdet af sulfat i vandprverne.



Figur 10.8: Indholdet calisum i vandprverne.

Af figur 10.7 og figur 10.8 ses det at koncentrationerne af SO_4 hhv. Ca er forholdsmæssigt større i prøverne 4.4.3/4.5.3 og 4.4.4/4.5.4. Disse prøver er taget i udkanten af nedgravningsområdet nedstrøms i et vandløb, der samler flere små vandløb, som kommer ned gennem nedgravningsområdet (se skitse i appendiks B). Det er sansynligt at de højere koncentrationer af sulfat og calsium stammer fra det nedgravet bygningsaffald. Ved at sammenholde optegninger, se appendiks B med skitsen i appendiks G af hvor de nævnte vandprøver er taget, kan det ses at netop dette vandløb gennemstrømmer et område, hvor der er gravet diverse bygningsaffald ned. Ligeledes ses det, at der hvor de andre prøver er taget, har vandet ikke passeret områder med bygningsaffald.

Vandprøverne fra anlægsdumpen indeholder højere koncentrationer af chlor, natrium og magnesium end de andre prøver taget i Dye-1 området. Det højere indhold af natrium og chlor kan skyldes, at dumpen ligger helt ned til fjorden. Det højere indhold af magnesium kan ikke umiddelbart forklares.

Det kan konstateres at forureningen fra Dye-1 basen generelt er lille og begrænset til mindre delområder som f.eks. garagepladsen og nedgravningsområdet. Med undtagelse af de 3 steder, hvor vandprøverne viste et højt indhold af jern, er det ifølge kravene til dansk drikkevand, ikke farligt at drikke vandet i området.

Dette kan have to grunde. Enten har opføringen, driften og nedrivningen af basen ikke efterladt området forurenet, eller også har afdækningen af dumpe og bygningsaffald med ren jord gjort, at forureningen ikke kan konstateres i overfladen.

Del III

Kapitel 11

Oprydning

Det er blevet benyttet op mod 30.000 kg PCB på baserne i gennem deres levetid, hvormeget at dette der er endt i affaldsdepoterne er uvist. Mange af de eksisterende anlæg i Canada er forurenet med PCB koncentrationer, der spænder fra 1 til 10.000 ng/g jord. Baggrundsmålinger, fra områder uden synlig PCB påvirkning, viser koncentrationen på 0,9 ng/g jord (Nilsson, 1997).

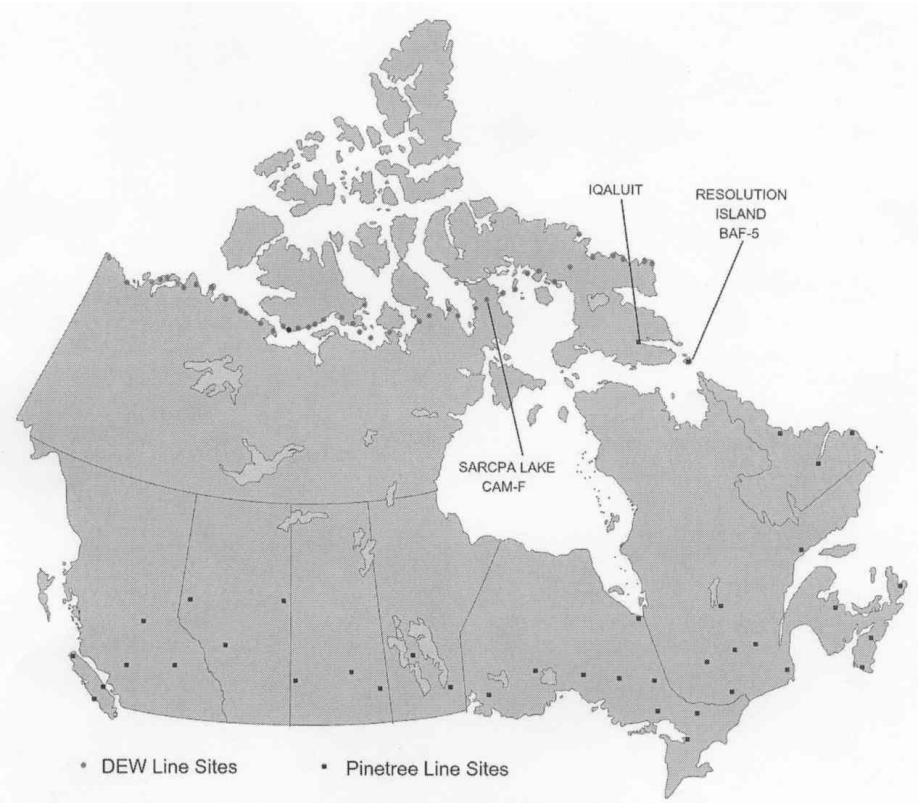
11.1 Oprydning i Canada

Oprydningen af de canadiske baser begyndte sidst i 1990'erne. Indtil videre er 3 baser blevet komplet ryddet både fysisk og kemisk (Poland et al., 2001). Oprydningen af de 21 nedlagte stationer i Canada er forventet færdig i år 2008, til en estimeret pris af 320.000.000 US$ [1]. Målet med denne oprydning er at holde toksisk materiale ude af den arktiske fødekæde.

På tre canadiske baser se 11.1 er der lavet en beskivelse af oprydningsarbejdet. Det er overvejet, hvorvidt de anvendte metoder og deponeringer er berettigede, jvf. gældnende canadisk lovgivning. Der blev udarbejdet retningslinier for alle typer oprydning, som skal udføres. For yderliger oplysninger om disse retningslinier se (Poland et al., 2001) For at være i stand til at kunne rydde op på en forsvarlig måde, er der inden den endelige oprydning lavet flere forundersøgelser, som blandt andet delvist har fastslået udbredelsen og til dels omfanget af forureningen. Det blev desuden fastslået, at det kun var det aktive lag, der skulle tages særligt hensyn til, idet det var her at stofftransporten foregik. En enkelt undlagelse blev opdaget på Sarcpa Lake, se fig. 11.1 en base som blev forladt allerede i 1960'erne og som indeholdt nedfrosst PCB. Herefter blev der udarbejdet retningslinier for oprensning under frosne forhold. Den luftbårne for-

[1] `http://www.dnd.ca/eng/archive/2001/aug01/31distant_b_e.htm`

urening blev der set væk fra grundet stoffets fysisk/kemiske egenskaber. Tillige beskrevet i 5



Figur 11.1: De tre candiske baser som er blevet detoxificeret op gennem 1990'erne

På alle tre baser er der fundet store mængder materiale med højere koncentration PCB end de "naturlige"forekommende. Det PCB holdige materialer blev delt op i tre fraktioner med hensyn til klassificering.

En med høje koncentrationer, over 50 ppm, som ifølge canadisk lovgivning skal destrueres eller på lignende måde behandles således at PCB'en ikke bliver frigivet til miljøet.

En som beskriver materialer med et indhold på mellem 5 og 50 ppm, som ifølge canadisk lovgivning skal isolers fra det arktiske økosystem.

En med lave koncentrationer, mellem 1 og 5 ppm, som kan dumpes sammen med andet ikke økotoxisk materiale.

Ved den endelige oprydning af områderne, blev de delt op i kvadrater, af størrelsen tre gange tre meter. Herefter blev der målt koncentrationer, af PCB, i hvert enkelt kvadrat. Derefter blev der taget stillig til, jvf. de opnåede resultater, hvorledes materialet skulle klassificeres. Materialet blev herefter deponeret på forsvarlig vis jvf. retningslinierne. På de forskellige baser blev der fundet:

Iqaluit(nedlagt 1990'erne): 121 m^3 materiale med koncentrationer over 50 ppm. 307 m^3 materiale med koncentrationer mellem 5 og 50 ppm 440 m^3 materiale med koncentrationer mellem 1 og 5 ppm

Scarpa Lake (nedlagt 1963): Ikke oplyst

Resolution island: Det er fundet over 8000 kilogram rent PCB (Arochlor 1260) på denne base.

Del IV

Kapitel 12

Konklusion

Denne rapport er delt op i 4 afsnit. I det første beskrives alt teorien, i anden del beskrives den lokale setting og der bliver lavet beregninger, i trejde del bliver en oprydningscase i Canada beskrevet og i fjerde og sidste del konkluderet og perspektiveret på de fundne resultater.

PCB er et yderst toksisk stof, som findes i 209 forskellige typer. De har forskellige fysisk/kemiske egenskaber, og har været brugt til et utal af forskellige formål.

PCB har vist sig at være et problem på de canadiske DEW-linje baser, da stoffet er svært nedbrydeligt og stærkt akkumulérbart. Det vil sige, at er det først introduceret i fødekæden, har det meget svært ved at komme ud igen.

I et teoretisk kapitel, blev transportprocesserne, der gør sig gældende i Arktis gennemgået, for at lægge et fundament for forståelsen af kemikaliers – der i blandt PCB – rejse rundt i det arktiske økosystem.

En digital højdemodel (DTM), blev udviklet fotogrammetrisk ved hjælp af flyfotos og Microstation SE-software. Denne skulle ligge til grund for opbygning af en "verden" til brug i fugacitets-simuleringen i et senere kapitel. Det måtte dog erkendes at kvaliteten af den genererede DTM ikke svarede til det nødvendige for at den ville kunne benyttes til et præcist grundlag for areal-beregninger nødvendige i fugacitets-analysen. DTM'en viste sig dog god nok til at et generelt indtryk af landskabsformen kunne dannes, hvilket blev indført i simuleringen.

En fugacitets-simulering blev herefter udført med henblik på at fastlægge, hvor i økosystemet PCB kunne tænkes at akkumulere sig. Resultatet reflekterede muligheden for, at det hovedsagligt var i biota, samt de partikel-baserede medier som marine bundsedimenter og løsjord.

Del II af rapporten var et case-study af Dye-1 basen i Sisimiut kommune. Sommerens feltarbejde resulterede i et antal jord- og vandprøver, der blev taget

og efterfølgende analyseret i laboratoriet på Arktisk Center, Lyngby. Prøverne blev taget i overfladen på steder hvor forurening kunne forventes. Resultaterne af vandprøverne viste høje koncentrationer af kalcium og sulfat på steder hvor afstrømmende vand havde passeret igennem områder med nedgravede bygningsdele, før det passerede prøvetagningsstedet. De forhøjede værdier vurderedes derfor at skyldes dette. I enkelte punkter blev der konstateret jernkoncentrationer højere end grænseværdierne for dansk drikkevand. De resterende målinger af vandprøverne, viser ingen tegn på forurening.

I garageområdet, syd for basebygningen sås et antal mørke pletter i den sandede jordoverflade. Der var desuden en lugt af kulbrinter i stillestående luft. Jordprøver taget direkte i pletterne resulterede som forventet i høje aflæsninger af PID-instrumentet, hvilket betyder høje koncentrationer af kulbrinter. Prøverne foran garagefundamentet gav også høje udslag i kulbrintemålingen.

I de resterende stofanalyser, fandtes der ingen værdier som antydede forurening.

En canadisk oprydningscase er blevet beskrevet, med henblik på sammenligninger med eventuelle tiltag som bør fortages på DYE-1 stationen. Oprydningscasen gav indblik i metoder som kunne bruges i en eventuel oprydning af en kontamineret site.

Kapitel 13

Perspektivering

I dette afsnit vil det blive bahandlet hvilke perspektiver, der er hvis der henholdsvis findes PCB og ikke findes PCB på den nedlagte DYE-1 Base

13.1 Fundet PCB

I det tilfælde, at der findes store koncentrationer PCB på basen er perspektiverne mange. Området omkring basen er et yndet jagt og fiske mål for bl.a. jægerne i Itilleq og Sisimiut. Om vinteren er der et officielt slædespor i umiddelbar nærhed af basen, som bruges som udgangspunkt for alt jagt i området. Hvis der er PCB, i store koncentration i området, er der stor sansynligheden for at disse vandre op gennem fødekæden. Det vil kunne ses på specielt de kommende generationer. Det er selvfølgelig ikke kun det, der vil blive påvirket af de store koncentrationer men også fisk, sæler og andre dyr, vil blive påvirket.

Hvis basen er forurenet med PCB, vil der efter al sansynlighed ske en transporten af PCB til de omkringlæggende fjorde. En opkoncentræring vil være synlig i vildet og senere i de marine dyr. Opkoncentræringen vil sansynligvis ogås kunne konstateres hos de familier, som bor i området, i form af forhøjet PCB koncentrationer i deres væv.

Såfremt området er forurenet, bør det overvejes på hvilken måde der skal ryddes op. Til dette formål er der flere muligheder. De er allesammen omkostningsrige med undtagelse af bioredimiation.

Bioremediering af PCB'er vil, efter opdagelsen af både aerob (Flanagan & May, 1993) og (Harkness, 1993) og anaerob (Quensen et al., 1988) PCB-omsætning af mikroorganismer i sediment samt udviklingen af genetisk modificerede bakterier (GMO'er) med PCB-nedbrydende egenskaber, måske i nær fremtid blive en anvendt metode til oprydningen af PCB'er i naturen. En sådan oprydning må

siges at være til stor brug set i lyset af PCBs lange halveringstider og beviste biomagnifikation til skade for faunaen og økosystemet som helhed.

Muligheden for at fraget PCB ud af området til yderligere forarbejdning er en dyr affære. Fra amerikansk side har det vist sig at det koster op til 800 kroner at rense 1 m^3 løsjord for PCB. Det kan hurtigt blive til mange m^3 jord (Nilsson, 1997). Alene transporten af jorden fra basen til behandlingsstedet kan bilve en dye affære.

13.2 Ikke fundet PCB

De analyser der danner baggrund for denne rapport, er alle taget i overfladen, da det ikke var muligt at lave boringer. Mange af områderne er afdækket med ren, om kan skjule en evt. underliggende forurening. Derfor bør der iværksættes endnu en undersøgelser, for at klarlægge om området er forurenet. Den nye undersøgelser bør benytte en eller flere andre metoder end analyse af overfladeprøver.

En metode kunne være at lægge et grid med samplere ud over hele basen. Disse samplere skal sidde i kortere tid (under et døgn) og kan bruges til at lokalisere stedet, hvor koncentrationen er så stor at der skal optages prøver til yderliger analyse.

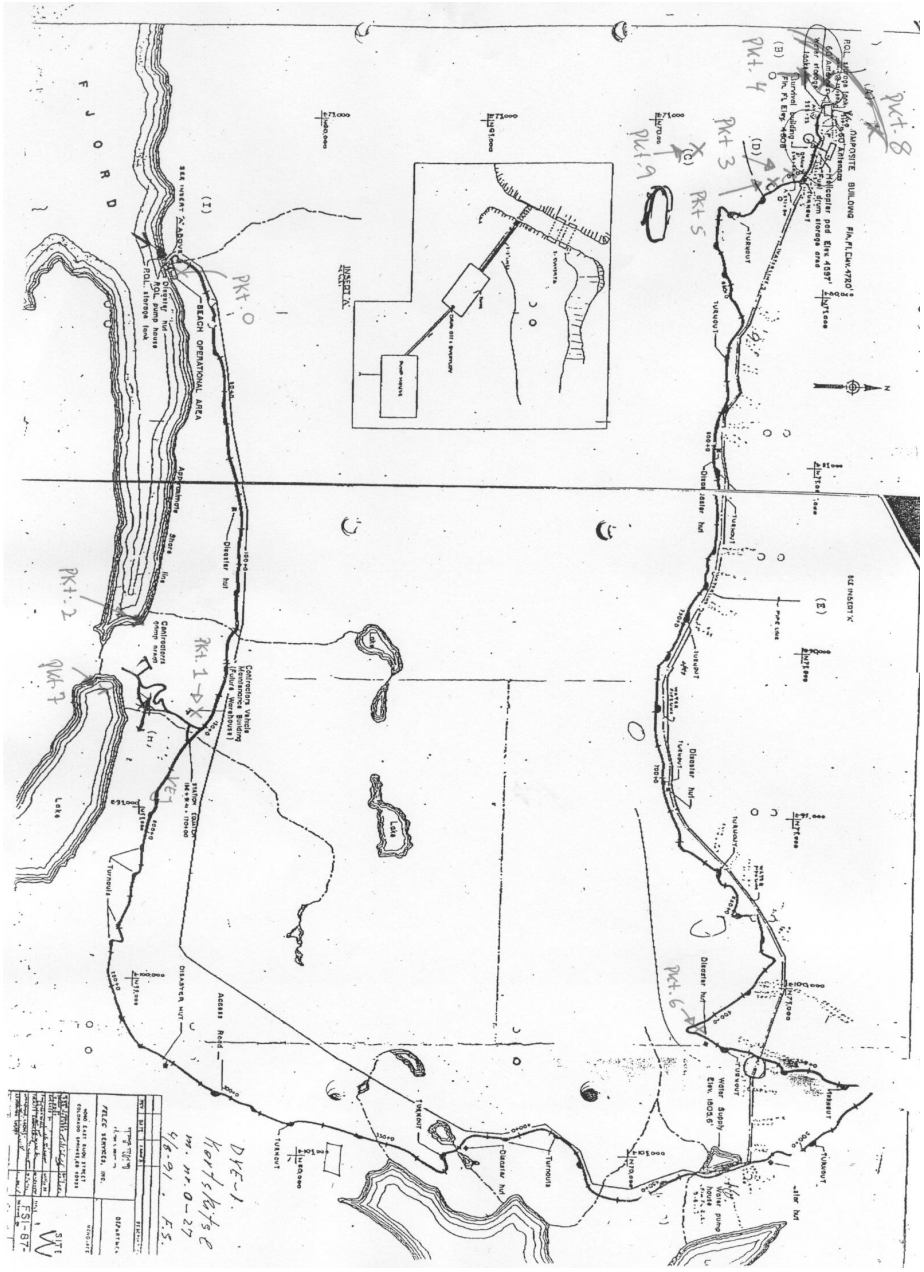
Derudover kan benyttes geofysiske målinger mht. lokation af tøndedepoter. Disse lokaliserede potentielle hotspots, skal herefter udersøges for PCB, og andre miljøfremmede stoffer. Boringer ned gennem disse depoter vill også være at foretrække idet PCB binder sig ret stærkt til sedimentet, jævnfør kapitel 9.

De vandprøver, som blev taget i forbindelse med denne rapport var for små, til at de kunne analyseres for PCB. Til en sådan analyse skal bruges mindst en halv liter vand. Der ville det være en ide at optage vandprøver i større mængder i de forskellige vandløb, som løber ned fra basen.

Jorden er meget hård og tæt pakket med store sten. Derfor kræver det en større borremaskine, for at lave en borring. Derud over kan det anbefales at benytte 4-hjulede motorcykler, til at komme rundt på basen.

Bilag A

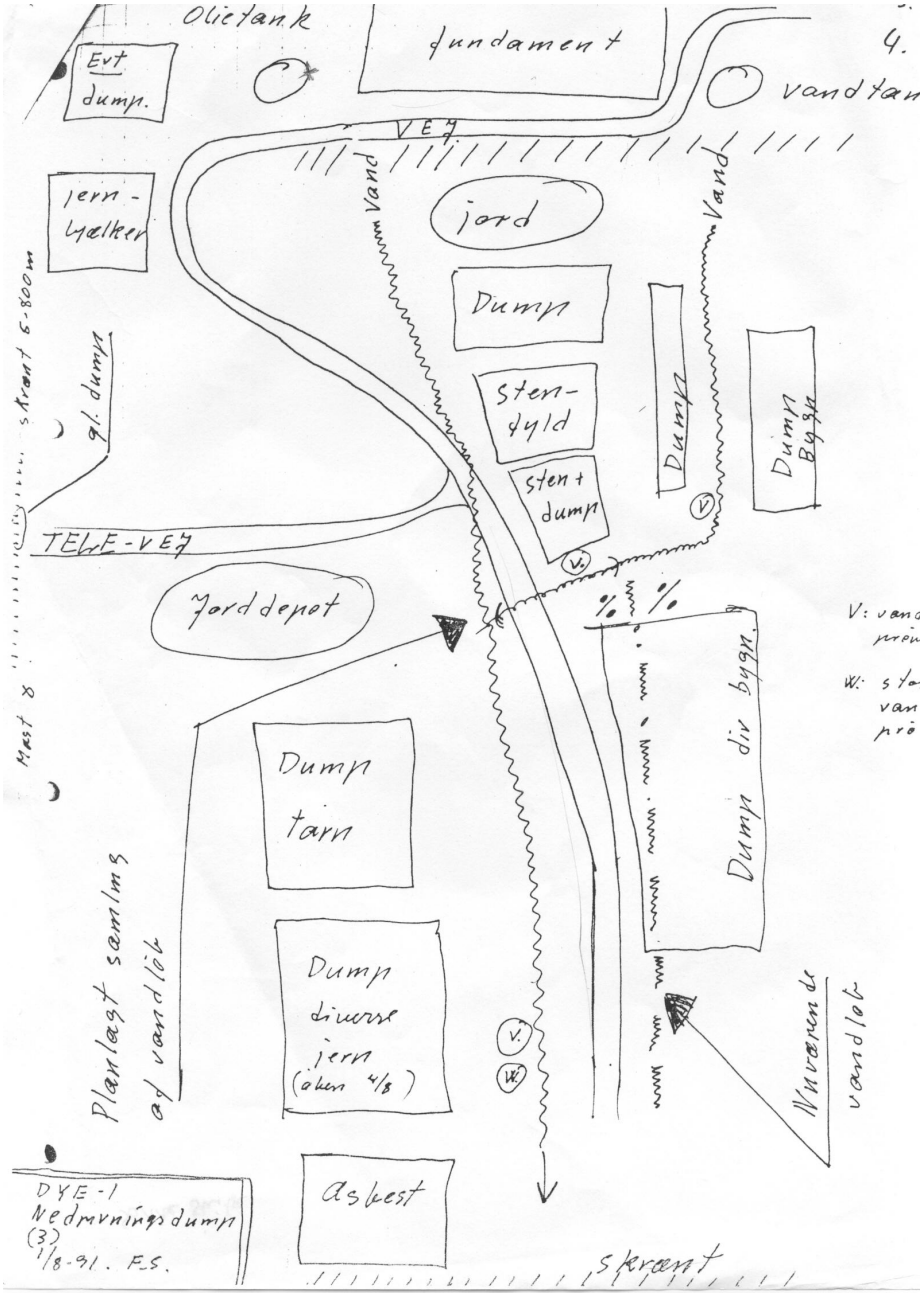
Skitse over DYE-1 området



Figur A.1: Oversigtskort over Dye-1 området. Fra Carl Bro A/S (1993)

Bilag B

Skitse over DYE-1 området

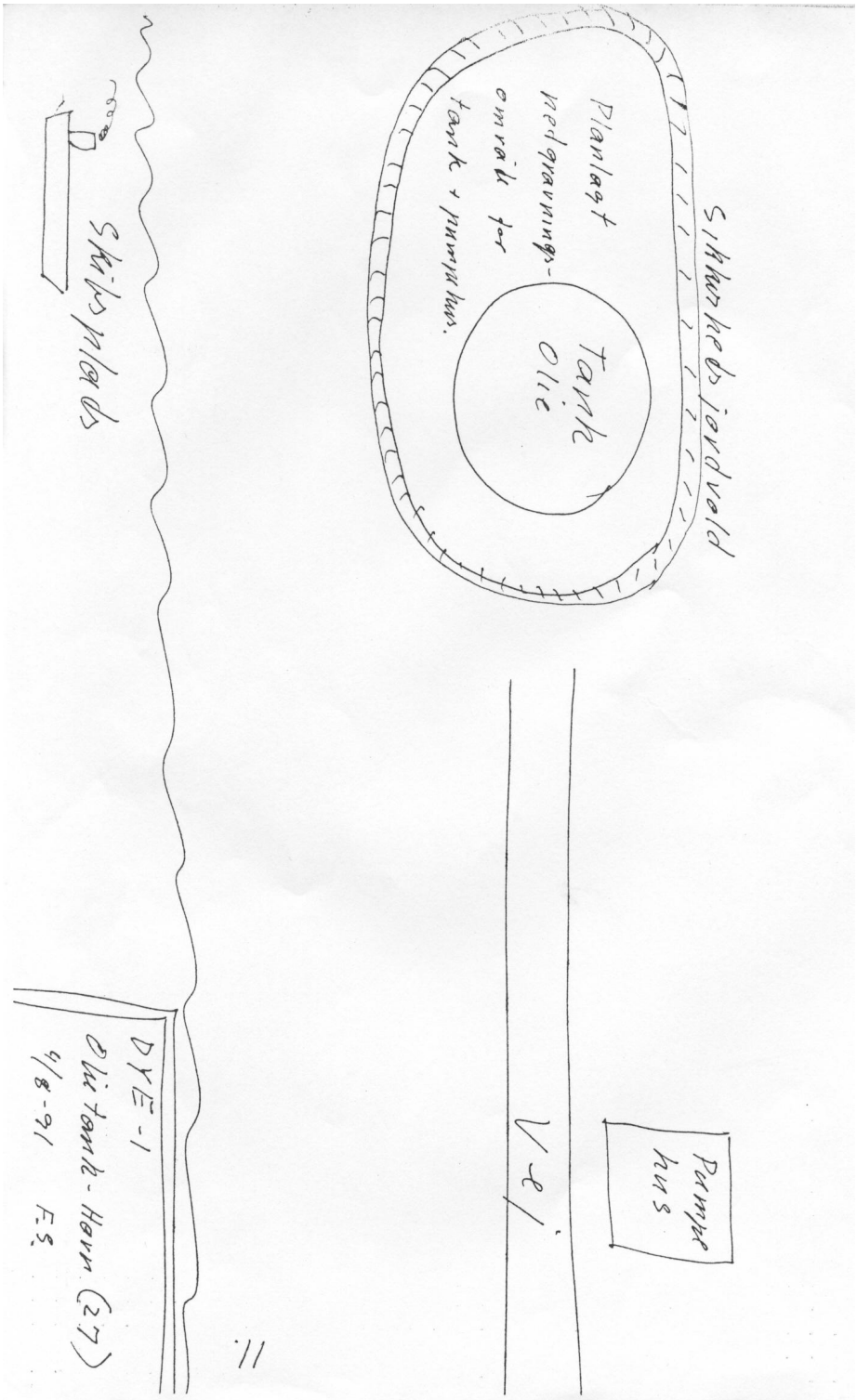


Figur B.1: Skitse over Dye-1 plateauet. Af F. Sonne, 1991

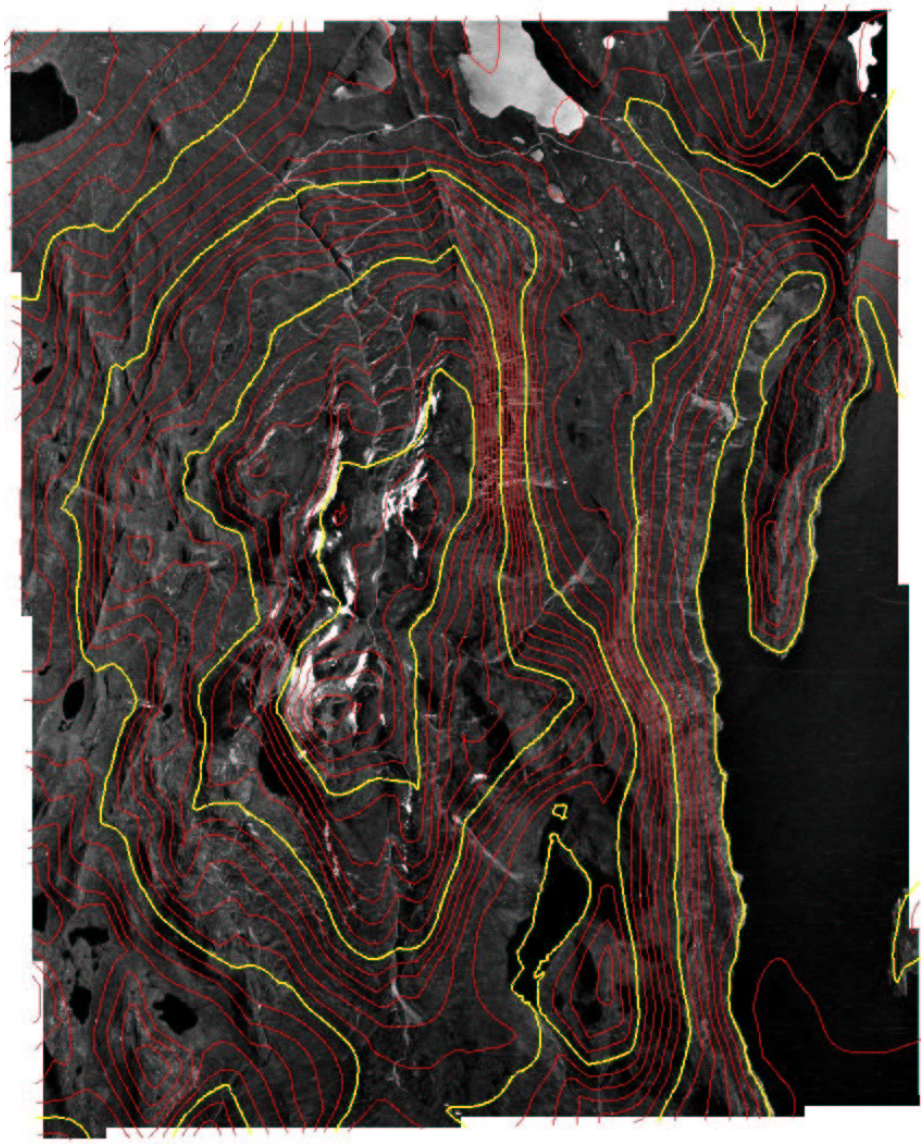
Bilag C

Skitse over DYE-1 området

C.1 DTM-genereret topografisk kort



Figur C.1: Skitse over havneområdet. Af F. Sonne, 1991



Figur C.2: DTM genereret højdekort med 50 m ækvidistance

Bilag D

Fugacitets-simulering

LEVEL 1 V 2.1 MODEL RESULTS,

CHEMICAL NAME ,Aroclor 1260,

Simulation ID ,Dye-1,

CHEMICAL PROPERTIES ,

Chemical Type , 1 , Molecular Mass (g/mol) , 395.33 , Data Temperature (Degrees Celsius) , 25 , LogKow , 8.27 , Water Solubility (g/m3) , 0.0002842 , Water Solubility (mol/m3) , 7.188931E-07 , Henry's Law Constant (Pa.m3/mol) , 5.41602 , Vapour Pressure (Pa) , 3.89354E-06 , Melting Point (Degrees Celsius) , 10 ,

Amount of Chemical (kg) , 1000 , Amount of Chemical (mol) , 2529.532 , Fugacity Pa , 1.887672E-10 , Total of VZ Products , 1.340028E+13 ,

PARTITION COEFFICIENTS,

Log Octanol-Water Partition Coefficient , 8.27 , Octanol-Water Partition Coefficient , 1.862089E+08 , Organic Carbon-Water Partition Coefficient (L/kg) , 7.634566E+07 , Air-Water Partition Coefficient , 2.18492E-03 , Soil-Water Partition Coefficient , 3664592 , Soil-Water Partition Coefficient (L/kg) , 1526913 , Sediment-Water Partition Coefficient , 7329183 , Sediment-Water Partition Coefficient (L/kg) , 3053826 , Suspended Sediment-Water Partition Coefficient , 2.29037E+07 , Suspended Sediment-Water Partition Coefficient (L/kg) , 1.526913E+07 , Fish-Water Partition Coefficient , 9310446 , Fish-Water Partition Coefficient (L/kg) , 9310446 , Aerosol-Air Partition Coefficient , 1.541014E+12 ,

PHASE PROPERTIES AND COMPOSITION ,

PHASE ,Air ,Water ,Soil ,Sediment ,Suspended Sediment ,Fish ,Aerosol ,

Volume - V(m3) , 1.5E+12 , 4500000 , 1.71E+07 , 1350000 , 4.5 , 45 , 4 , Density (kg/m3) , 1.185413 , 1000 , 2400 , 2400 , 1500 , 1000 , 2000 , Organic Carbon (g/g) , - , - , 0.02 , 0.04 , 0.2 , - , - , Fish Lipid (g/g) , - , - , - , - , - , 0.05 , - , Z Value (mol/m3.Pa) , 4.034179E-04 , 0.1846374 , 676620.7 , 1353241 , 4228880 , 1719057 , 6.216727E+08 , VZ (mol/Pa) , 6.051269E+08 , 830868.4 , 1.157021E+13 , 1.826876E+12 , 1.902996E+07 , 7.735755E+07 , 2.486691E+09 , Concentration (mol/m3) , 7.615205E-14 , 3.485348E-11 , 1.277238E-04 , 2.554475E-04 , 7.982735E-04 , 3.245014E-04 , 0.1173514 , Concentration (g/m3) , 3.010519E-11 , 1.377862E-08 , 5.049303E-02 , 0.1009861 , 0.3155815 , 0.1282851 , 46.39252 , Concentration(ug/g) , 2.539637E-08 , 1.377862E-08 , 2.103876E-02 , 4.207753E-02 , 0.2103876 , 0.1282851 , 23.19626 , Amount (kg) , 4.515778E-02 , 6.200381E-05 , 863.4309 , 136.3312 , 1.420117E-03 , 5.772831E-03 , 0.1855701 , Amount (mol) , 0.1142281 , 1.568406E-04 , 2184.076 , 344.8542 , 3.592231E-03 , 1.460256E-02 , 0.4694056 , Amount (

LEVEL 2 V 2.1 MODEL RESULTS,

CHEMICAL NAME ,Aroclor1260,

Simulation ID ,Dye-1,

CHEMICAL PROPERTIES ,

Chemical Type , 1 , Molecular Mass (g/mol) , 395.33 , Data Temperature (Degrees Celsius) , 25 , LogKow , 8.27 , Water Solubility (g/m3) , 0.0002842 , Water Solubility (mol/m3) , 7.188931E-07 , Henry's Law Constant (Pa.m3/mol) , 5.41602 , Vapour Pressure (Pa) , 3.89354E-06 , Melting Point (Degrees Celsius) , 10 , Half-Life in Air (h) , 11475 , Half-Life in Water (h) , 518400 , Half-Life in Soil (h) , 1E+11 , Half-Life in Sediment (h) , 1E+11 , Half-Life in Suspended Sediment (h) , 1E+11 , Half-Life in Fish (h) , 15000 , Half-Life in Aerosol (h) , 1E+11 ,

PARTITION COEFFICIENTS ,

Log Octanol-Water Partition Coefficient , 8.27 , Octanol-Water Partition Coefficient , 1.862089E+08 , Organic Carbon-Water Partition Coefficient (L/kg) , 7.634566E+07 , Air-Water Partition Coefficient , 2.1849196273518E-03 , Soil-Water Partition Coefficient , 3664591.40609 , Soil-Water Partition Coefficient (L/kg) , 1526913.08587083 , Sediment-Water Partition Coefficient , 7329182.81217999 , Sediment-Water Partition Coefficient (L/kg) , 3053826.17174166 , Suspended Sediment-Water Partition Coefficient , 22903697.1412917 , Suspended Sediment-Water Partition Coefficient (L/kg) , 15269131.4275278 , Fish-Water Partition Coefficient , 9310446 , Fish-Water Partition Coefficient (L/kg) , 9310446 , Aerosol-Air Partition Coefficient , 1541014091161.34 ,

EMISSIONS AND INFLOWS ,

Emission Rate of Chemical (kg/h) , 0.0000001 , Emission Rate of Chemical (mol/h) , 2.529532E-07 , Inflow Concentration in Air (ng/m3) , 0.025 , Inflow Concentration in Air (mol/m3) , 6.323831E-14 , Inflow Concentration in Air

(kg/m3) , 2.5E-14 , Inflow Concentration in Water (ng/L) , 0.1 , Inflow Concentration in Water (mol/m3) , 2.529532E-10 , Inflow Concentration in Water (kg/m3) , 1E-10 , Inflow Rate in Air (kg/h) , 0.000375 , Inflow Rate in Air (mol/h) , 9.485746E-04 , Inflow Rate in Water (kg/h) , 4.5E-07 , Inflow Rate in Water (mol/h) , 1.13829E-06 , Total Chemical Input to the System (kg/h) , 3.75549994487716E-04 , Total Chemical Input to the System (mol/h) , 9.49965869637026E-04 ,

SYSTEM TOTALS ,

Fugacity Pa , 1.40693401881521E-11 , Total of VZ Products (mol/Pa) , 13400208895129.5 , Total Amount of Chemical in System (kg) , 74.5323915880905 , Total Amount of Chemical in System (moles) , 188.532097537878 ,

,Advection ,Reaction ,Total ,

Output (kg/h) , 3.75344219997613E-04 , 2.05774490102784E-07 , 3.75549994487716E-04 , Output (mol/h) , 9.4944535640228E-04 , 5.20513234745903E-07 , 9.49965869637026E-04 , Chemical Persistence (h) , 198570.8 , 3.622042E+08 , 198462 , D Values (mol/Pa.h) , 67483289.4581521 , 36996.2789857219 , 67520285.7371379 ,

PHASE PROPERTIES AND COMPOSITION ,

PHASE ,Air ,Water ,Soil ,Sediment ,Suspended Sediment ,Fish ,Aerosol ,

Volume (m3) , 1.5E+12 , 4500000 , 1.71E+07 , 1350000 , 4.5 , 4.5 , 4 , Density (kg/m3) , 1.185413 , 1000 , 2400 , 2400 , 1500 , 1000 , 2000 , Organic Carbon (g/g) , - , - , 0.02 , 0.04 , 0.2 , - , - , Fish Lipid (g/g) , - , - , - , - , - , 0.05 , - , Z Value (mol/m3.Pa) , 4.03417909952078E-04 , 0.184637414073229 , 676620.680855434 , 1353241.36171087 , 4228879.4128845 , 1719056.67330844 , 621672683.863008 , VZ (mol/Pa) , 605126875.668716 , 830868.363329529 , 11570213642627.9 , 1826875838309.67 , 19029957.3579802 , 7735755.02988796 , 2486690735.45203 , Concentration (mol/m3) , 5.6758238131091E-15 , 2.59772659005696E-12 , 9.51960653729419E-06 , 1.90392130745884E-05 , 5.94975430745449E-05 , 2.41859931394894E-05 , 8.74652447495019E-03 , Concentration (g/m3) , 2.24382335182297E-12 , 1.02695921796563E-09 , 3.76338592456176E-03 , 7.52677184912353E-03 , 2.35211629047426E-02 , 9.56144834307126E-03 , 3.45776340323605 , Concentration(ug/g) , 1.89286172406736E-09 , 1.02695921796563E-09 , 1.5680774685674E-03 , 3.1361549371348E-03 , 1.56807752698284E-02 , 9.56144834307126E-03 , 1.72888170161803 , Amount (kg) , 0.003365735087474 , 4.62131648084535E-06 , 64.3538993100062 , 10.1611419963168 , 1.05845233071342E-04 , 4.30265175438207E-05 , 1.38310536129442E-02 , Amount (mol) , 8.51373587077678E-03 , 1.16897696552563E-05 , 162.785271787731 , 25.7029376506943 , 2.67738943835452E-04 , 1.08836969127702E-04 , 3.49860978998008E-02 , Amount (

PHASE RATES AND D VALUES ,

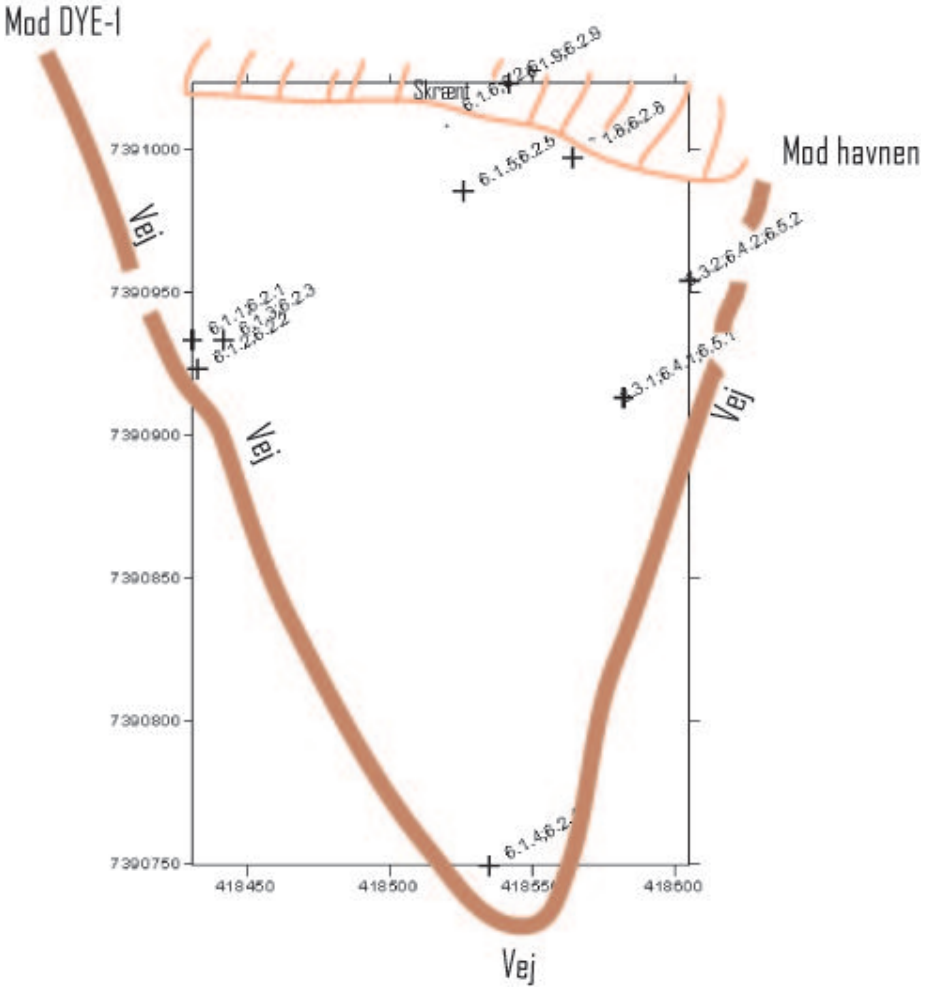
PHASE ,Air ,Water ,Soil ,Sediment ,Suspended Sediment ,Fish ,Aerosol ,

Advective Residence Time (h) , 100 , 1000 , - , 50000 , 1000 , 1000 , 100 , Advective Flow Rate (m3/h) , 15000000266.24 , 4500 , - , 27 , 0.0045 , 0.0045 ,

0.04 , Advection D Value (mol/Pa.h) , 6051268.75668716 , 830.868363329529 , -
, 36537516.7661934 , 19029.9573579802 , 7735.75502988796 , 24866907.3545203
, Advection Rate (kg/h) , 3.365735087474E-05 , 4.62131648084535E-09 , - ,
2.03222839926335E-04 , 1.05845233071342E-07 , 4.30265175438207E-08 , 1.38310536129442E-
04 , Advection Rate (mol/h) , 8.51373587077678E-05 , 1.16897696552563E-08
, - , 5.14058753013886E-04 , 2.67738943835452E-07 , 1.08836969127702E-07 ,
3.49860978998008E-04 , Reaction Half-Life (h) , 11475 , 518400 , 1E+11 , 1E+11
, 1E+11 , 15000 , 1E+11 , Reaction Rate Constant (h-1) , 6.03921568627451E-05
, 1.33680555555556E-06 , 6.9300001419264E-12 , 6.9300001419264E-12 , 6.9300001419264E-
12 , 0.0000462 , 6.9300001419264E-12 , Reaction D Value (mol/Pa.h) , 36544.917197248
, 1.11070944403427 , 80.1815821855303 , 12.6602498187679 , 1.31877607191656E-
04 , 357.391882380824 , 1.72327671496097E-02 , Reaction Rate (kg/h) , 2.03264001361175E-
07 , 6.17780154557451E-12 , 4.4597253135186E-10 , 7.04167154766095E-11 ,
7.33507480206632E-16 , 1.98782511052451E-09 , 9.5849203500695E-14 , Reaction
Rate (mol/h) , 5.14162872195931E-07 , 1.56269490183114E-11 , 1.1281019565925E-
09 , 1.78121361567237E-10 , 1.85543091877891E-15 , 5.02826797369985E-09 ,
2.4245366341107E-13 , Advection Losses (Reaction Losses (

Bilag E

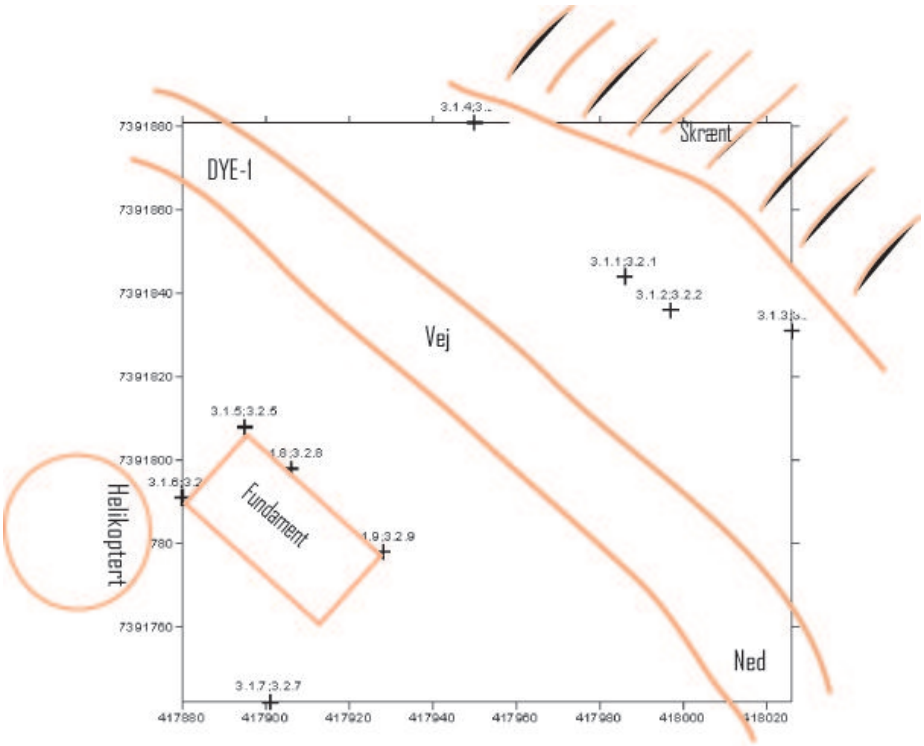
Skitse over Svingdump



Figur E.1: Skitse over garageområdet.

Bilag F

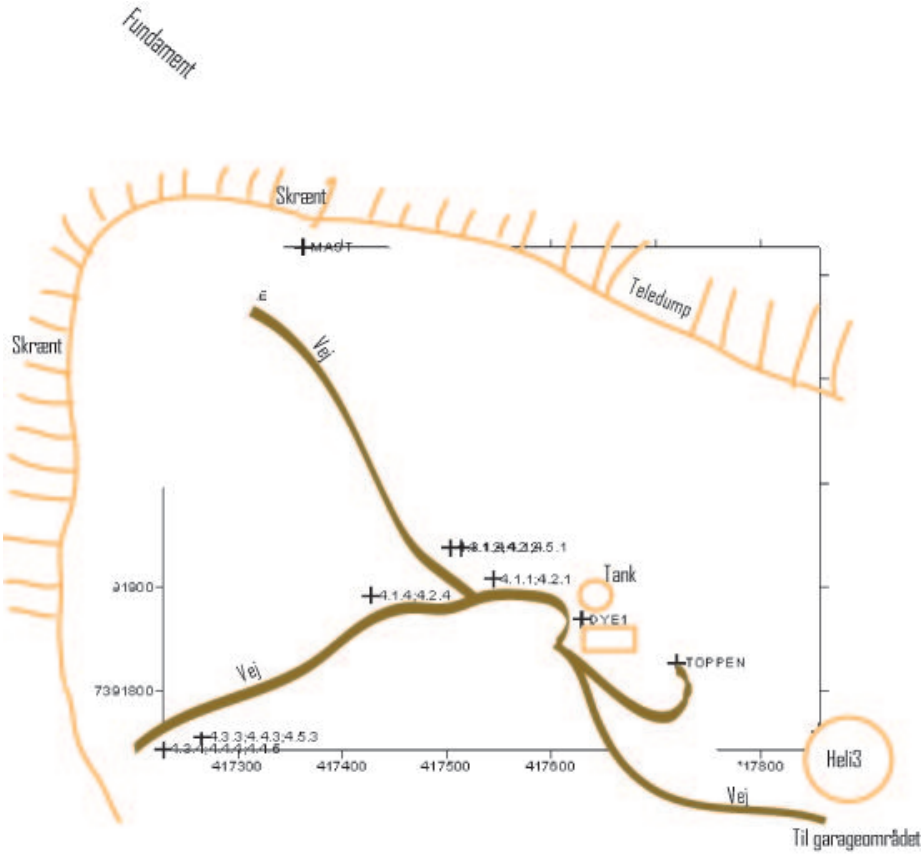
Skise over garageområdet



Figur F.1: Skitse over garageområdet.

Bilag G

Skise over nedgravningsområdet



Figur G.1: Skitse over nedgravningsområdet.

Bilag H

Laboratoriemetoder

Alt laboratorie-arbejdet i dette kursus er foregået på DTU i bygning 204 under kyndig vejledning af Bente Frydenlund.

H.1 vandprøver

Der er i laboratoriet analyseret for følgende stoffer: Calcium (Ca^{2+}), Magnesium (Mg^{2+}), Jern (Fe^{2+}), Mangan (Mn^{2+}), Natrium (Na^{+}), Kalium (K^{+}), Brom (Br^{-}), Fluorid (F^{-}), Chlorid (Cl^{-}), Sulfat (SO_4^{2-}), Phosphat (PO_4^{3-}), Nitrit (NO_2^{-}), Nitrat (NO_3^{-}) TOC ((Total Organic Carbon (Total Organisk kulstof) og DOC ((Dissolved Organic Carbon (opløst organisk stof)) udtaget i Grønland, sommeren 2002.

Vandets indhold af kationerne, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Fe^{2+}, Mn^{2+}, Na^{+} og K^{+} er analysert på AAS'en (Atom Absorption Spektometry).

Vandets indhold af anionerne, Br^{-}, F^{-}, Cl^{-}, SO_4^{2-}, PO_4^{3-}, NO_2^{-} og NO_3^{-} er bestemt ved hjælp af en ion-chromatograf.

DOC er bestemt ved hjælp af et TOC-analyse instrument (Total Organic Carbon Analyzer).

Prøve udtagning, konservering og analyse af vandprøver

Ved prøve udtagning blev der taget tre forskellige samples som blev behandlet på hver deres måde.

Den første sample var en 50 ml filtreret vandprøve. Til denne blev der tilsat cirka 1 ml 7M HNO_3, som konserverings middel. Denne sample blev brugt til analyse for kationier.

Den anden sample var 25 ml filtreret vandprøve, i syreskyllet glas, og af konserverings hensyn tilsat 4 dråber (ca. 0.2 ml) 2 Molær HCl (saltsyre). Denne sample blev brugt til analyse for DOC.

Den trejde sample var 10 ml, ufiltreret og ukonserveret. Denne sample brugt til at analysere for anionindhold.

H.2 Standardrække

For at kunne bestemme koncentrationen af et givent stof opsættes en standardrække med kendte koncentrationer. Herefter refereres de ukendte koncentrationer til standartrækken og kan herefter aflæses/beregnes.

H.3 Anioner

Indholdet af anioner i vandprøverne blev bestemt ved hjælp af apparatet Dionex DX-120, som er en ion-chromatograf.

H.3.1 Klargøring til analyse

20 ml af hver prøve blev udtaget og filtreret. Disse prøver var jævnfør H.1 ikke blevet filtreret ved udtagning. Prøverne fyldtes i specielle prøveglas, som passede til apparaturet. Filtreringen skete umiddelbart før prøven blev analyseret, idet prøveglasset inden analysestart blev påsat et special filter, hvorefter maskinen selv optog vandet gennem filteret.

Der blev fremstillet én speciel standardopløsning, som indeholdt en angivet mængde af stofferne Br^-, F^-, Cl^-, SO_4^{2-}, PO_4^{3-}, NO_2^- og NO_3^-. Denne standart opløsning kunne bruges til samtlige analyseparametre.

H.3.2 Analysen

En given mængde sample optages til analyse, hvorefter den transporteres gennem analyseapparatet af en kaliumhydroxidopløsning og ind i en analysesøjle. Her fastholdes analytterne, medens transportvæsken passerer gennem. kaliumhydroxidopløsning, som konstant pumpes gennem, vil med tiden strippe analytterne fra analysesøjlen. De svageste analytter strippes først, og herefter strippes de efter bindingsstyrke. Herved separeres de forskellige ioner, og kan transporteres gennem en detektor, hvis udslag er proportionale med ionkoncentrationerne jævnfør standartkurven. Detektorens kalibreres med de kendte standard koncentrationer.

Ionchromatografen udskriver en graf hvor hver ion, fremstår som et peak. Disse peaks repræsenterer koncentrationen af et given ion i den pågældende prøve.

H.4 Kationer

Indholdet af kationer i vandprøverne blev bestemt ved hjælp af apparatet GBC 932 AA. For at kunne bestemme koncentrationen af et givent stof opsættes en standardrække med kendte koncentrationer. Herefter refereres de ukendte koncentrationer til standartrækken og de ukendte koncentrationer kan aflæses/beregnes.

H.4.1 Atom-Absorption Spektrofotometri (AAS)

Atom-spektrometri består af optagelse Atom-Absorption (fotonoptag af kernen) og sidenhen atom-emission (fotonudskillelse fra kernen).

De enkelte atomer kan indenfor givne bølgelængder (frekvenser), optage eller afgive fotoner (grundet elektronspring mellem orbitalerne). Når der bliver optaget fotoner exciteres disse (opløftet i en højere tilstand (fotonerene er en orbital længere ude, end i grundtilstanden))) herefter vil fotonerne hurtigst muligt søge tilbage til udgangspunktet, også kaldet grundtilstanden (lavest mulig orbital). Ved dette henfald afgives energi, som kan ses som lysafgivelse.

Da bølgelængder, inden for hvilke de specifikke grundstoffer kan optag fotoner er forskellig, bruges forskellig lamper og lysintensiteter til at få forskellige stoffer til at optage fotoner.Koncentrationen i en sample kan beregnes ved ved at måle, hvor stor en mængde lys samplen optager ved en given bølgelængde

Atomerne i samples forefindes på forskellige former, derfor er første step er at få atomerne på fri form, til dette benyttes en gasflamme. Derefter måles ved de relevante bølgelængder.

H.5 DOC

Definitionen på DOC er det opløste organiske materiale, som kan passere gennem et filter med porrestørrelsen størrelsen 0,45-0,7 μm (hvilket var det prøven blev filtret med jævnfør refvandprøver

Til at måle DOC anvendes apparatet TOC-5000A. Apperatet måler principielt det totale kulstof-indhold (TOC), men da de analyserede vand er filtreret, indeholder det kun DOC.

Udførelse

Det totale kulstof indhold (TOC) i vandprøver analyseres ved at føre en del af samplen ind i et forbrændingsrør fyldt med en oxidationskatalysator opvarmet til 680 °C. kulstofforbindelserne i prøven forbrændes fuldstændig hvorved CO_2 produceres. CO_2'en føres fra forbrændingsrøret med O_2 som transportstof gennem en affugter og en gasvasker til prøvecellen hvor CO_2 koncentrationen måles. Detektorens resultat er proportionalt med koncentrationen af CO_2, som igen er

proportional med TOC i prøven, da der var tale om en fuldstændig forbrænding. TOC findes ved at referere til en standardkurve se refanalyse.

Laboratorie arbejdet

Bilag I

Oversigt over koordinater til prøvesteder

Litteratur

(1998). http://www.trentu.ca/cemc/models.html.

archiv.greenpeace.de (2002). http://archiv.greenpeace.de/GP_DOK_3P/CHLOR/SEITEN/C03HI16J.HTM.

Barrie, L., D. Gregor, B. Hargrave, R. Lake, D. Muir, & R. S. et al. (1992). Arctic Contaminants: sources, occurences and pathways. *The Science of the Total Environment 122*, 1–74.

Bjerregaard, P. (1998). *PCB og dioxin. Basisbog i Økotoksikologi.* Gads Forlag, København.

Born, E. W. (1999). *Grønlands økologi – en grundbog.* Grønlands miljø– og naturforvaltning.

CAM (2002). Center for Arktisk Miljømedicin.

Carl Bro A/S (1993). Miljøundersøgelser af radastationerne Dye-1 og Dye-4 i Grønland. Technical report, Carl Bro A/S.

Cordtz, I., C. Christensen, D. Mikkelsen, & J. Kofoed (2002). Vandforsyning i Grønland - Itilleq og Sisimiut. Project report.

Direktoratet for Miljø og Natur, N. (1999). Tilsyn Dye-1, d. 27/7 1999.

ehpnet1.niehs.nih.gov (2002a). http://ehpnet1.niehs.nih.gov/docs/1999/107p397-405fisher/abstract.html.

ehpnet1.niehs.nih.gov (2002b). http://ehpnet1.niehs.nih.gov/docs/1999/107p715-719guo/abstract.html.

E&R, DTU (2002). *Environmental chemistry and ecotoxicology.* E&R, DTU. Course 12230.

Fægteborg, M. (2000). *Grønland i dag, en introduktion til år 2000.* Artic Information.

Flanagan, W. P. & R. J. May (1993). Metabolite Detection as Evidence for Naturally Occurring Aerobic PCB Biodegradation in Hudson River Sediments. *Environmental Science and Technology 27.*

for Toxic Substances, A. & D. Registry (1995). Toxicological Profile for Polychlorinated Biphenyls. Draft for Public Comment (Update). Prepared by Research Triangle Institute, under Contract No. 205-93-0606 for ATSDR, Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services. pp. 261–289.

Force), U. U. A. (1989). *The Installation Restoration Program Toxicology Guide, vol. 3.* Aerospace Medical Division, Air Force Systems Command, Wright-Patterson Air Force Base, Ohio.

Forundersøgelser, G. (1992). Tilsynsrapport nr 1/92.

Harkness, M. R. (1993). In situ Stimulation of Aerobic PCB Biodegradation in Hudson River Sediments. *Science 259.*

Henriksen, P. (2002). samtale, 27/11.

Institut, D. M. (2002). *DMI.* Fundet november 2002 på internettet på:`http://www.dmi.dk`.

Jensen, S. (1966). Report of a New Chemical Hazard. *New Scientist 32*, 612.

Jensen, T. P., A.-L. Lykke-Andersen, N. Roholt, & K. Stelzner (1992). *Geografibog - Natur, Kultur, Mennesket.* Geografiforlaget.

Livingstone, D. R., P. Donkin, & C. H. Walker (1992). *Persistent Pollution in Marine Ecosystems.* Pergamon Press, Oxford.

Macdonald, R., L. Barrie, T. Bidleman, M. Diamond, D. Gregor, R. Semkin, W. Strachan, Y. Li, F. Wania, M. Alaee, L. Alexeeva, S. Backus, R. Bailey, J. Bewers, C. Gobeil, C. Halsall, T. Harner, J. Hoff, L. Jantunen, W. Lockhart, D. Mackay, D. Muir, J. Pudykiewicz, K. Reimer, J. Smith, G. Stern, W. Schroeder, R. Wagemann, & M. Yunker (2000). Contaminants in the canadian arctic: 5 years of progress in understanding sources, occurrence and pathways. *The Science of the Total Environment 254* (2-3), 93–234.

NIEHS (2002). *Research Brief 82, Microbial Degradation of PCBs, National Institute for Envorinmental Health Science.* Fundet november 2002 på internettet på:`http://www-apps.niehs.nih.gov/sbrp/rb/rbs.cfm?Resbrfnum=82&view=''`.

Nielsen, R. H. (1999). Når maden bliver giftig. *Ingeniøren.*

Nilsson, A. (1997). *Arktisk Forurening: Tilstandsrapport om det arktiske miljø.* Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.

Paterson, S. & D. Mackay (1991). *Multimedia Environmental Models: The Fugacity Approach.* Lewis Publisher - Boca Raton, FL, USA.

Pearce, F. (1997). Northern Exposure. *New Scientist 31.*

Pedersen, H. (2002). *Det moderne Grønland - om bolig, energi og sundhed.*

Pieper, D. H. & W. Reineke (2000). Engneering bacteria for bioremeditation. *Current Opinion in Biotechnology 11*, 262–270.

Poland, J. S., S. Mitchell, & A. Rutter (2001). Remediation of former military bases in the canadian arctic. *Cold Regions Science and Technology 32*(2-3), 93–105.

Quensen, J. F., J. M. Tiedje, & S. A. Boyd (1988). Reductive Dechlorination of Polychlorinated Biphenyls by Anaerobic Microorganisms from Sediments. *Science 242.*

Sundhedsstyrelsen (2002). *SST.* Fundet november 2002 på internettet på:`http://www.sst.dk`.

Thorleifsen, D. (1999). *Kalaallit Nunaat, Gyldendals bog om Grønland.* Gyldendal.

Trapp, S. & M. Matthies (1998). *Chemodynamics and Environmental Modelling, An Introduction.* Springer Verlag.

Vartianinen, T., J. Mannnio, M. Korhonen, K. Kinnunen, & T. Strandman. (1997). Levels of PCDD, PCDF and PCB in Dated Lake Sediments in Subarctic Finland. *Chemosphere*, 1341–1350.

www.amap.no (2002). Arctic Monitoring Assesment Programme.