

Miljøundersøgelser ved Ivittuut 1982-1992



Rapport serie nr. 7
Grønlands Miljøundersøgelser, marts 1995

Miljøundersøgelser ved Ivittuut 1982-1992

af

Poul Johansen, Gert Asmund og Frank Riget

Rapport serie nr. 7

Grønlands Miljøundersøgelser, marts 1995

Udgivet af Grønlands Miljøundersøgelser

Tagensvej 135, 4. sal, 2200 København N

Tlf. 35 82 14 15 - Fax 35 82 14 20

ISBN: 87-89339-28-2

ISSN: 0906-950X

Forsidebillede: Ivittuut (foto: Kryolitselskabet Øresund A/S)

Indhold

1.1. Dansk resume.....	side 3
1.2. Imaqarnersiorlugu naalisagaq	3
1.3. English summary	4
2. Indledning.....	5
3. Vandanalyser.....	9
4. Sedimentanalyser	13
5. Tungmetaller i blæretang og blåmusling	25
6. Tungmetaller i fisk og rejer.....	37
7. Tungmetaller i lav	43
8. Kortlægning af forureningskilder.....	47
9. Referencer	59

1.1. Dansk resume

Denne rapport er en samlet fremstilling af miljøundersøgelser, som er udført ved Ivittuut fra 1982 til sommeren 1992. Undersøgelserne er udført, fordi aktiviteter i forbindelse med brydning og udskibning af kryolit har medført forurening med tungmetaller, især bly og zink, der findes i kryolitmalmen.

Der er udført undersøgelser af tungmetaller (cadmium, kobber, bly og zink) i havvand, fjordsedimenter, blæretang, blåmusling, ammassat, fjeldørred, hellefisk, uvak, plettet havkat, blå havkat, dybhavsreje, støv og lav. Forhøjede tungmetalværdier er påvist i fjordsedimenter, blæretang, blåmusling, støv og lav, men ikke i fisk og rejer. De væsentligste forhøjelser er fundet i tidevandsorganismene blæretang og blåmusling, som er påvirket i et område af Arsuk Fjord. I en del af fjorden, over en kyststrækning på 32 km, anbefales det at undlade at indsamle og spise blåmuslinger på grund af forhøjet blyindhold. De seneste undersøgelser viser, at blybelastningen af tang og blåmusling er faldende, mens zinkbelastningen er uændret eller svagt faldende.

De udførte undersøgelser peger på, at tidevandets udvaskning af tungmetaller fra kajområdet i Ivittuut er den helt dominerende kilde til tilførsel af tungmetaller til Arsuk Fjord og dermed til tidevandsorganismenes belastning med bly og zink. Andre mulige kilder som spredning af støv synes af underordnet betydning. Det må forventes, at Arsuk Fjord fortsat i mange år vil blive tilført tungmetaller fra kajområdet i samme omfang som i de seneste år, og at tang og blåmusling fortsat vil have forhøjet bly- og zinkbelastning.

1.2. Imaqarnersiorlugu naalisagaq

Nalunaarusiaq una 1982-mit 1992-mi aasamut Ivittuut eqqaanni avatangiisinik misissuisimanernik ataatsimoortumik saqqummersitsineruvoq. Misissuisimanerit pisimapput orsigissamik piiiaanermut avalaassuinernullu atatillugu suliat saffiugassanik oqimaatsunik mingutsitsinermik kinguneqarsimammata, pingaartumik aqerlumik zink-imillu orsugissamit pisuusunit. Saffiugassanik oqimaatsunik (cadmium, kanngussak, aqerloq, zink) misissuinerit pisimapput immami, kangerlummi kinnganerni, equutini, uilluni, ammassanni, eqalunni, qaleralinni, uukkani, qeeqqani, kinguppanni, pujoralanni kiisalu orsuaatsiani. Ersersinneqarporlu saffiugassanik oqimaatsunut kisitsisaasut annertusisimasut kinnganerni, equutini, uilluni, pujoralanni kiisalu orsuaatsiani, kisiannili aalisakkaniunngitsaq kinguppanniunngitsorlu. Annertusisimanerit pingaarnerusimik tinittarfinni uumasuusuni equutini uillunilu nassaarineqarsimapput piffinni Arsuup kangerluaniitsuni. Kangerluup ilaani sineriammi 32 km-it missaani isorartussuseqartumi uillut katersorneqarnissaat nerineqarnissaallu nangartorneqarpoq aqerlumik akoqarpallaarnerat pissutigalugu. Misissuinerit kingullit ersersippaat equutit uillullu aqerlumik mingoqarnerat annikilliartortoq, kisiannili zink-imik akoqarnerat allangoriartorani imaluunniit arriitsunik appariartorusaarluni. Misissuisimanerit ilimanarsitippaat immap ulittarnerata tinittarneratalu Ivittuut talittarfiata eqqaanit saffiugassanik oqimaatsunik katagartitsinera Arsuup kangerluanik pilersuisut

pingaarnersarigaat, taamaasillunilu uumaasut tinittarfiani uumasuusut aqerlumik zink-imillu mingutserlugit. Pilersuisuusinnaasut allat soorlu pujoralammik siaruarterineq soqutaanngitsutut ipput. Ilimagineqartariaqarpoq Arsuup kangerlua ukiuni arlalinni talittarfimmit saffiugassanik oqimaatsunik ukiuni kingulliunerusutulli sulii pilersorneqarumaartoq, kiisalu equutit uillullu annertusisimasunik aqerlumik zink-imillu sunnerneqarsimassasut.

1.3. English summary

This report presents the results of environmental studies conducted at Ivittuut from 1982 to 1992. The studies were carried out in response to heavy metal pollution resulting from the mining and shipment of cryolite in the area.

Heavy metals (cadmium, copper, lead and zinc) have been analysed in seawater, fiord sediments, brown seaweed, blue mussel, capelin, Arctic char, Greenland halibut, Greenland cod, northern wolffish, spotted wolffish, deep sea prawn, dust and lichens. Elevated heavy metal levels, primarily lead and zinc, were found in fiord sediments, brown seaweed, blue mussel, dust and lichens, but not in fish and prawns. The most significant elevations were found in organisms (brown seaweed and blue mussel) from the intertidal zone of an area of Arsuk Fjord. In a part of the fiord over a coastline of 32 kilometres, it is recommended not to collect and eat blue mussels due to elevated lead levels. The most recent studies show that lead pollution in seaweed and blue mussel is declining, while zinc pollution remains unchanged or is only weakly declining.

Environmental studies indicate that heavy metals are leached from the quay area in Ivittuut during tidal inundation and that this represents the dominant source of heavy metals entering Arsuk Fjord, and thus the source of the lead and zinc pollution in seaweed and blue mussels. Other possible sources such as dust do not appear to be important. It is expected that heavy metals from the quay area in Ivittuut will continue to enter Arsuk Fjord for many years, as has been the case during the past years, and that seaweed and blue mussels will continue to have elevated lead and zinc concentrations.

2. Indledning

Denne rapport er en samlet fremstilling af miljøundersøgelser, som er udført ved Ivittuut fra 1982 til sommeren 1992. Undersøgelserne er udført, fordi aktiviteter i forbindelse med brydning og udskibning af kryolit har medført forurening med tungmetaller, især bly og zink, der findes i kryolitmalmen.

Ivittuut ligger i den sydlige del af Vestgrønland omtrent midt mellem byerne Qaqortoq/Julianehåb og Paamiut/Frederikshåb. Et oversigtskort over området ved Ivittuut er vist i figur 2.1. Selve Ivittuut ligger i den midterste del af Arsuk Fjord på fjordens østlige side. Den nærmeste bebyggelse er flådestation Grønnedal ca. 5 km nordøst for Ivittuut, og den nærmeste grønlandske bygd er Arsuk ca. 15 km vest for Ivittuut.

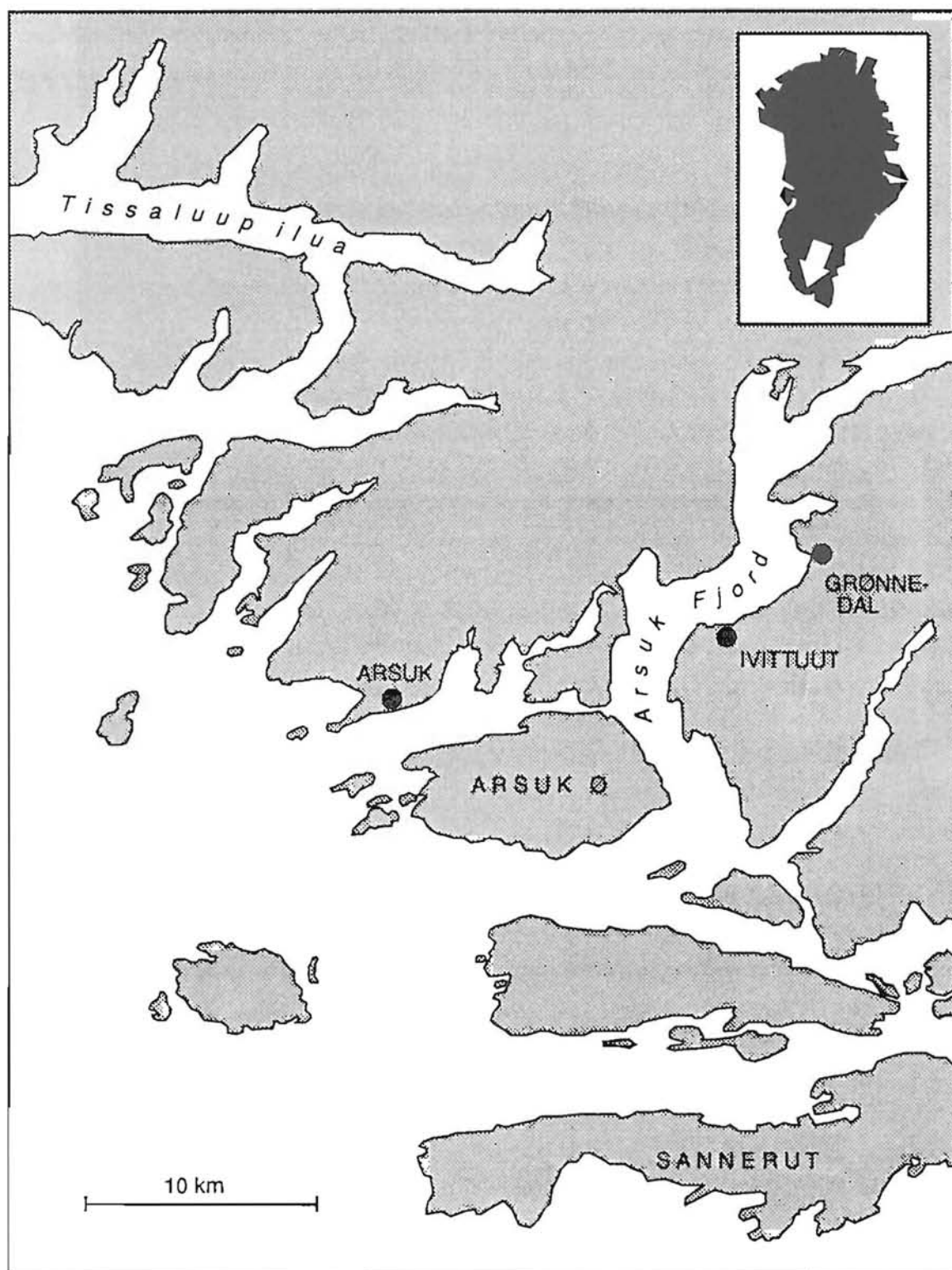
Brydning af kryolit blev begyndt i 1854. Kryolitmalmen lå i en forekomst, der i overfladen strakte sig over et område på omkring 115 gange 50 meter og i dybden var ca. 70 meter. Forekomsten lå helt ud til Arsuk Fjord og til dels ud under fjordbunden. Kryolitmalmen er blevet brudt i et åbent brud, og det var nødvendigt at bygge en dæmning ud mod fjorden for at begrænse indtrængen af havvand i bruddet.

I de første mange år af minens levetid kunne kryolitten kun anvendes, hvis den var næsten helt ren og havde et meget lavt indhold af andre mineraler. Der blev derfor produceret store mængder uren kryolit, som ikke kunne sælges, og som blev brugt som fyld ved bygning af moler, kajanlæg og veje. Der blev desuden i en årrække brudt mere, end der umiddelbart blev solgt, og der opbyggedes derfor lagre af brudt kryolit. I 1962 opgav man at bryde mere malm, og bruddet fyldtes efterhånden af indtrængende havvand

Siden blev der foretaget udskibning af kryolit fra lagrene. Senere blev metoderne til rensning af malmen forbedret, således at materiale med et kryolitindhold ned til 40% kunne anvendes. Det blev derved rentabelt at anvende de gamle kryolitholdige fyldmaterialer, og en omfattende opgravning, sortering og udskibning af sådan lavlødige kryolit fandt sted frem til mineaktiviteternes endelige ophør i 1987.

På grund af den forbedrede oprensningsteknik blev der også skabt mulighed for at anvende ca. 30.000 ton uren kryolit, som man i første omgang havde efterladt i bruddet. Med henblik på brydning af denne kryolit ansøgte Kryolitselskabet Øresund A/S i foråret 1982

Råstofforvaltningen for Grønland om tilladelse til at tømme bruddet for vand. Selskabet fremlagde i denne forbindelse analyser af forurenende metaller i vandet i bruddet. Selvom analyserne viste høje metalkoncentrationer i bruddets vand, vurderede Råstofforvaltningen, at forureningen af fjorden ved tømning af bruddet ikke ville være alvorlig, fordi vandmængden i bruddet var lille i sammenligning med vandmængden i fjorden, og fordi tømningen var en engangsforeteelse strakt over ca. 5 måneder. På denne baggrund blev tilladelsen givet.



Figur 2.1. Oversigtskort over Ivittuut-området

Det skønnedes imidlertid på grund af de høje metalkoncentrationer i bruddets vand, at der var mulighed for, at også fjordvandet var blevet forurenet af mineaktiviteterne i området. Det blev derfor i 1982 besluttet at foretage en miljøundersøgelse ved Ivittuut. Dette var første gang i virksomhedens historie, at der blev foretaget undersøgelser af dens miljøforhold.

Den første undersøgelse i juni 1982 viste noget overraskende som beskrevet senere i denne rapport, at blæretang og blåmusling i tidevandszonen i et større område af Arsuk Fjord var forurenet med bly og zink. Der blev derfor foretaget en udvidelse af undersøgelserne i november 1982 samt i juni 1983. Frem til 1990 blev forureningstilstanden overvåget ved årlige miljøundersøgelser. Den seneste undersøgelse blev udført i 1992.

Undersøgelserne er løbende blevet rapporteret til Råstofforvaltningen for Grønland, Grønlands Hjemmestyre og de lokale myndigheder. Desuden er dele af resultaterne publiceret af GF og GGU i 1983 (Hansen og Asmund, 1983) samt i internationale tidsskrifter og ved internationale møder (Johansen et al, 1985; Asmund et al, 1988; Asmund et al, 1991). Undersøgelsesresultaterne er imidlertid ikke hidtil blevet publiceret i en sammenhængende form, hvad der er baggrunden for denne rapport.

3. Vandanalyser

For at vurdere forureningskilder samt forureningens omfang ved Ivittuut er der analyseret vandprøver fra Arsuk Fjord, det vandfyldte kryolitbrud samt ferskvand i Ivittuut. Vandprøver er analyseret for cadmium, kobber, bly og zink ved hjælp af "anodic stripping voltammetry" (ASV) analyse med kviksølv-elektrode og for fluor med F-specifik elektrode.

3.1 Fluor

Kryolit indeholder 54% af grundstoffet fluor, som opløst i vand kan være giftigt. Ved koncentrationer over 2 mg/l fluor i drikkevand kan der opstå misfarvning af tænder hos børn, mens mindre mængder fluor anses for at forebygge caries i tænder (Anon. 1977).

Tabel 3.1 viser målingerne af vandprøver fra Ivittuut i juni og november 1982. Der er tilsyneladende ikke tale om sundhedsfarlige værdier, selvom koncentrationen på 1,9 mg/l i november må anses for en ret høj værdi i drikkevand. I vandet i kryolitbruddet fandtes i juni 1982 en ret konstant fluor-koncentration i hele vandsøjlen, nemlig 21-23 mg/l. De fleste øvrige værdier fra Ivittuut er lavere, end hvad der angives som normalværdi for havvand, nemlig 1,4 mg/l (Grasshoff et al, 1983). Målinger af fluor er på denne baggrund ikke foretaget efter 1982.

Tabel 3.1. Fluor-koncentration (mg/l) i vandprøver fra Ivittuut 1982.

I kryolitbruddet, overflade	21
" " 5, 10, 20, 30, 40, 50, 55 og 65 m dybde	23
Vandsø, juni	0,43
Vandhul ved havnen, juni	1,12
Vandhanen i messen, juni	1,1
" " " november	1,9
Elven gennem Ivittuut, november	1,4

3.2. Cadmium, kobber, bly og zink i havvand

Havvandsprøver til analyse for cadmium, bly og zink blev indsamlet på flere stationer og dybder i Arsuk Fjord i juni og november 1982. I nogle tilfælde er også analyseret for kobber. Der er analyseret for såvel opløst metal som suspenderet metal, dvs. metal i partikler, som svæver i vandet. Analyseresultaterne er vist i tabel 3.2 - 3.6.

Tabel 3.2. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/l}$) i vandprøver fra Arsuk Fjord ca. 200 m nord for kajen i Ivittuut 25. juni 1982.

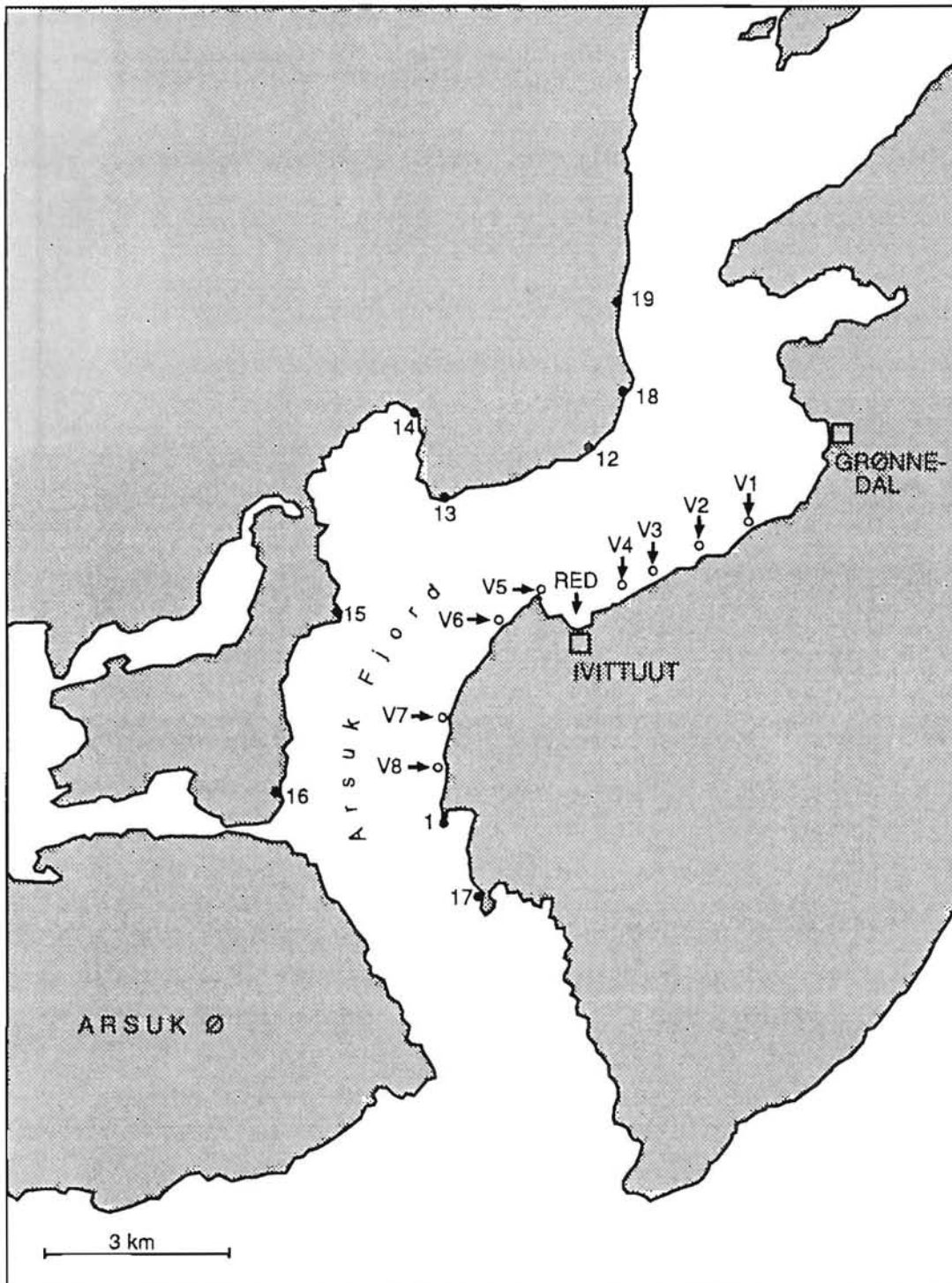
Dybde m	Zn		Cd		Pb	
	opløst	suspenderet	opløst	suspenderet	opløst	suspenderet
0	1,9	0,09	0,20	0,18	0,5	0,34
5	1,3	0,41	1,1	0,97	1,5	0,38
10	0,2	<0,13	0,05	0,07	0,5	<0,11
20	0,4	<0,13	0,05	0,02	0,4	<0,11
30	0,7	<0,13	0,02	<0,007	0,9	<0,11
50	0,6	<0,13	0,03	<0,007	0,6	<0,11

Tabel 3.3. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/l}$) i vandprøver fra Arsuk Fjord ca. 1 km nord for kontoret i Ivittuut 26. juni 1982.

Dybde m	Zn		Cd		Pb	
	opløst	suspenderet	opløst	suspenderet	opløst	suspenderet
0	0,8	0,13	0,14	0,07	0,6	0,21
5	0,4	<0,13	0,06	7,0	0,5	0,17
10	0,9	0,23	0,08	0,43	0,5	0,10
20	0,5	0,19	0,07	0,44	0,5	0,44
30	0,8	<0,13	0,04	0,38	0,2	0,12
50	0,7	0,52	0,10	0,15	0,2	0,16
100	0,9	<0,13	0,09	0,08	0,5	0,15
150	1,3	0,39	0,07	0,20	1,2	0,43
200	0,7	0,35	0,06	0,015	0,4	0,16

Tabel 3.4. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/l}$) i prøver af overfladevand fra Arsuk Fjord ca. 200 m nord for kajen i Ivittuut 24. juni til 2. juli 1982.

Dato	Zn		Cd		Pb	
	opløst	suspenderet	opløst	suspenderet	opløst	suspenderet
24. juni	1,2	0,14	0,02	0,013	0,1	0,12
25. juni	1,9	0,09	0,20	0,18	0,5	0,34
26. juni	0,6	<0,13	0,06	0,033	0,7	1,57
28. juni	2,3	3,8	0,04	0,031	2,3	0,43
29. juni	4,7	<0,13	0,06	0,011	1,4	0,35
1. juli	1,4	<0,13	0,05	0,007	2,2	0,22
2. juli	4,1	0,20	0,10	0,023	1,6	1,6



Figur 3.1. Kort over indsamlingsstationer for overfladevandprøver, 1982

Tabel 3.5. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/l}$) i prøver af overfladevand fra Arsuk Fjords sydbred nær Ivittuut 1. juli 1982. Stationernes beliggenhed er vist i figur 3.1.

Station	Zn		Cd		Pb	
	opløst	suspenderet	opløst	suspenderet	opløst	suspenderet
V 1	2,5	3,4	0,04	0,043	0,3	0,54
V 2	1,3	27	0,03	0,038	0,5	0,54
V 3	2,4	0,1	0,05	<0,007	0,6	0,20
V 4	5,5	7,4	0,20	0,69	2,1	0,60
V 5	2,9	<0,13	0,06	0,085	0,9	0,52
V 6	1,8	0,18	0,05	0,043	0,8	0,59
V 7	0,9	11	0,04	0,041	0,8	0,38
V 8	0,9	4,0	0,07	0,079	0,4	0,96

Tabel 3.6. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/l}$) i prøver af overfladevand fra tang- og muslingestationer i Arsuk Fjord 15.-17. november 1982. Stationernes beliggenhed er vist i figur 3.1.

Station	Zn		Cd		Pb		Cu
	opløst	suspenderet	opløst	suspenderet	opløst	suspenderet	
opløst							
“Red”	41,5	0,16	0,252	0,0019	18,2	0,607	0,675
1		0,19	0,027	0,0017	0,052	0,021	0,166
12	0,057	0,06	0,026	0,0007	0,079	0,019	0,126
13	0,128	<0,02	0,024	<0,0003	0,056	<0,009	0,169
14		<0,02		<0,0003		<0,009	
15	0,154	0,14	0,027	0,0168	0,116	<0,009	0,130
16	0,027	<0,02	0,020	0,0023	0,046	0,021	0,099
17	0,123	0,04	0,018	<0,0003	0,035	0,035	0,122
18	0,184	0,02	0,039	<0,0003	0,216	0,009	0,207
19	1,661	0,09	0,074	0,0006	1,500	0,039	0,159

Analyserne viser, at koncentrationen af opløst metal overvejende er højere end koncentrationen af suspenderet metal. I enkelte tilfælde er det omvendt, specielt for cadmium, uden at der kan peges på en årsag hertil. Forhøjede værdier af opløst zink og bly samt delvis cadmium forekommer stort set kun i overfladevand umiddelbart ud for Ivittuut. Udenfor dette nærområde findes ingen systematisk variation i havvandets tungmetallindhold.

Ved undersøgelsen i november 1982 benyttedes en indsamlings- og analysemetode, som var mere nøjagtig, særlig for bly, end ved undersøgelsen i juni 1982, hvor man må regne med en usikkerhed på bestemmelserne på omkring $0,5 \mu\text{g/l}$ for bly. Metalbestemmelserne fra november 1982 (se tabel 3.6) må derfor anses for de mest pålidelige. Heraf fremgår det tydeligt, at der ud for selve Ivittuut ved stationen, som blev kaldt “Red”, og som ligger ca. 200 m nord for kajområdet, er tydeligt forhøjet indhold af opløst zink, cadmium, bly og kobber. Efter 1982 er der kun foretaget undersøgelser af tungmetaller i havvand ved kajområdet og i havvand, som trænger ind i kajområdet på grund af tidevand (se kapitel 8).

4. Sedimentanalyser

For at belyse metalspredningen i Arsuk Fjord blev der i 1983 indsamlet prøver af bundaflejringer på ialt 8 stationer ved hjælp af en HAPS-bundhenter. Positioner er vist i tabel 4.1 og i figur 4.1. Som sammenligningsgrundlag blev der også indsamlet prøver i Godthåbsfjord, i Godthåb Dyb og i fjorden Neria syd for Paamiut. Positionerne er vist i tabel 4.1.

Tabel 4.1. Positioner og dybder ved indsamling af bundprøver

Station	Position	Dybde (m)
1	61° 12,9N 48° 11,0W	370
3	61° 13,3N 48° 11,3W	620
4	61° 12,9N 48° 12,0W	350
6	61° 13,0N 48° 10,0W	430
7	61° 13,6N 48° 09,3W	700
8	61° 12,5N 48° 15,5W	550
9	61° 10,8N 48° 14,5W	430
10	62° 07,9N 48° 12,0W	450
Godthåbsfjord	64° 28,7N 51° 17,6W	193
Godthåb Dyb	63° 57,6N 52° 20,6W	305
Neria	63° 36,4N 49° 03,8W	350

Prøverne har en diameter på 15 cm og en længde, der varierede fra 5 til 24 cm afhængig af, hvor langt prøveoptageren var trængt ned i bundaflejringen. Sedimentkernen blev skåret op i 1 cm skiver, som blev frosset ned umiddelbart efter optagelsen og opbevaret nedfrosset før analyse, som omfatter aldersbestemmelse, kornstørrelsesfordeling, karbonatindhold, flour, cadmium, zink og bly.

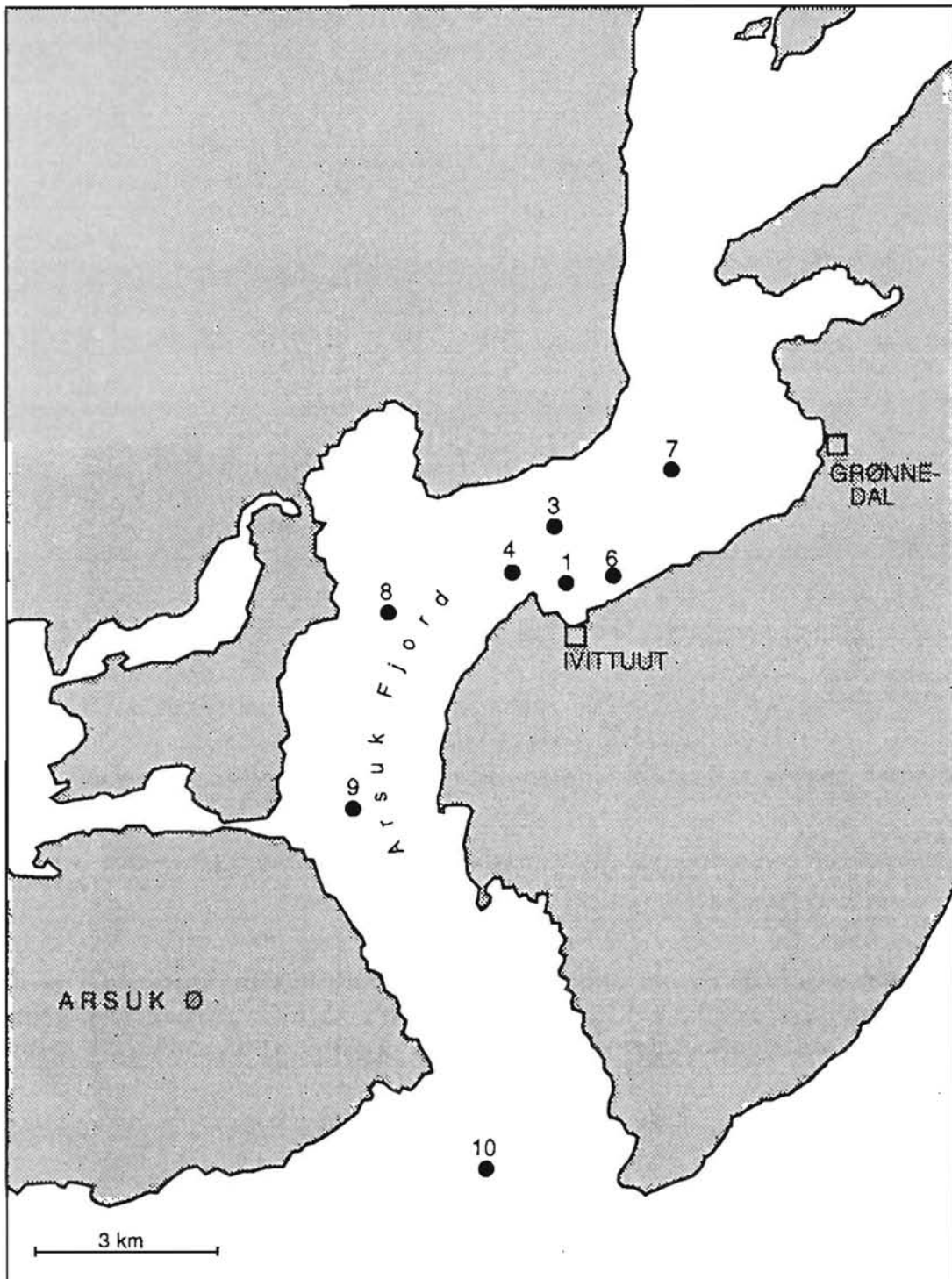
I det følgende gives en kort karakteristik af sedimentet, men iøvrigt ligger hovedvægten på en beskrivelse af fordelingen af bly gennem sedimentets øverste lag.

Bundaflejringerne i Arsuk Fjord udgøres af en bleggrå, ret grovkornet silt, jfr. kornstørrelsesfordelingen afbildet i figur 4.2. Indholdet af organisk materiale er visuelt bedømt lavt, hvilket generelt er observeret i recente bundaflejringer i subarktiske fjorde i Grønland.

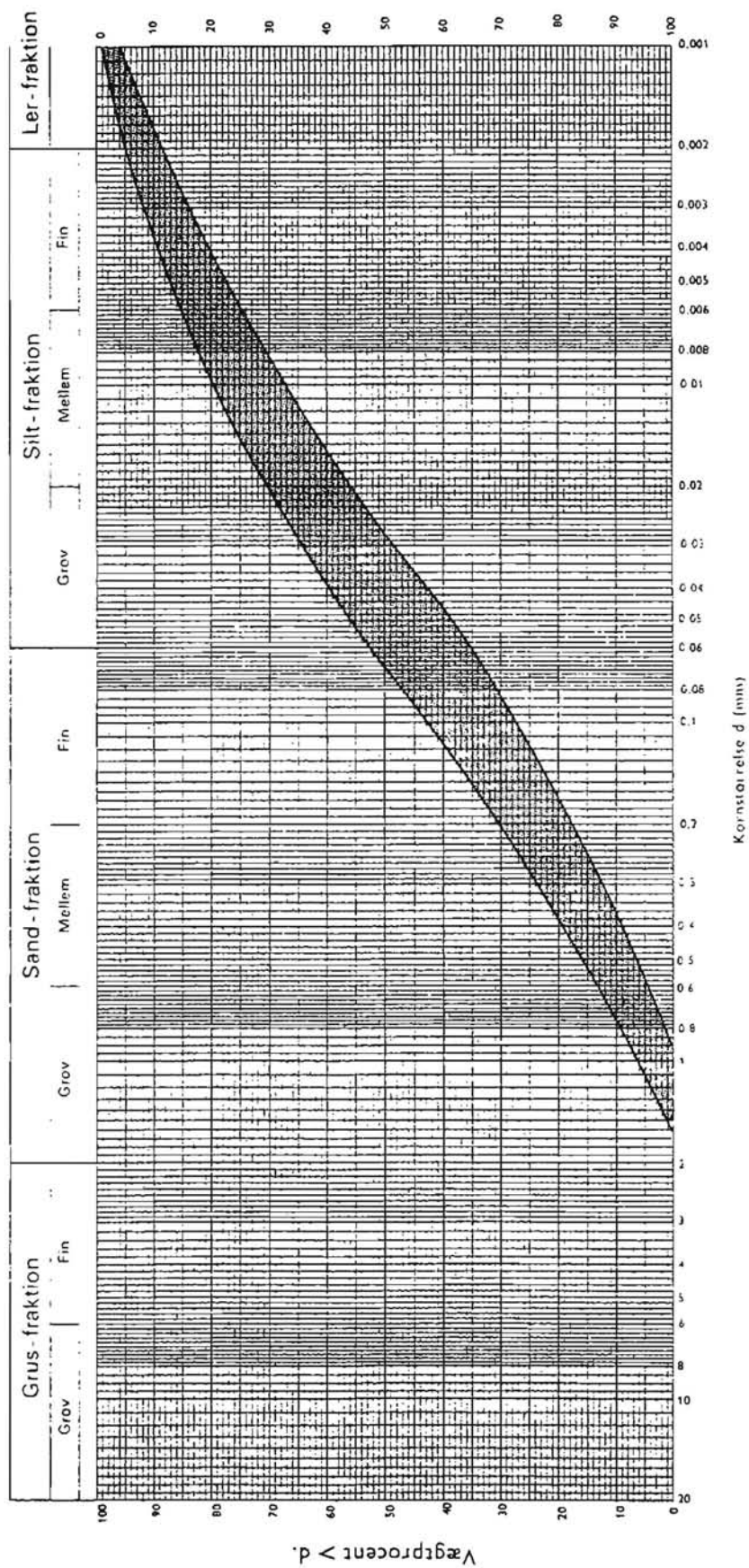
Karbonatindholdet udtrykt som CaCO_3 er lavt på trods af, at der er afstrømning til fjorden fra adskillige karbonatkilder i området. I de øverste 3 cm af sedimentet varierer CaCO_3 -indholdet fra 0,32 til 1,27% ved station 1 og fra 0,84 til 1,65% ved station 3. Disse værdier er sammenlignelige med karbonatindholdet i bundaflejringer ved de 3 andre stationer i Sydvestgrønland (se figur 4.3) og afspejler i det væsentlige tilstedeværelse af rester af musling- og krebsdyrskaller i sedimentet.

4.1. Bly

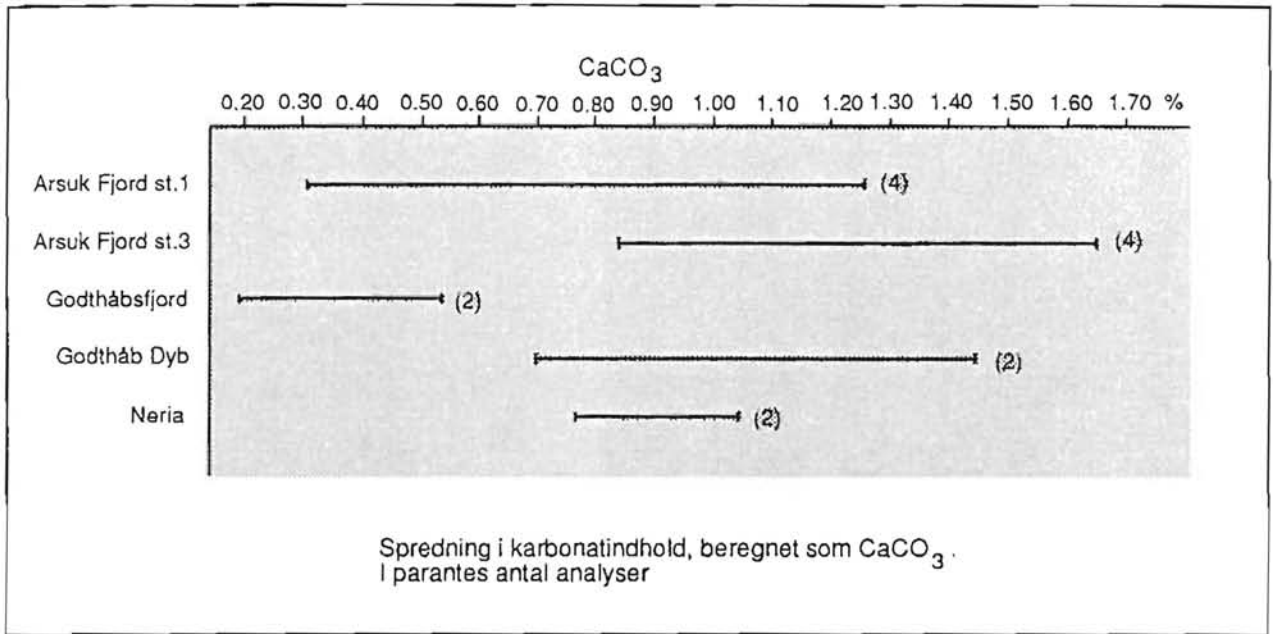
Blyindholdet i bundaflejringerne er blevet bestemt ved "anodic stripping voltammetry" (ASV)



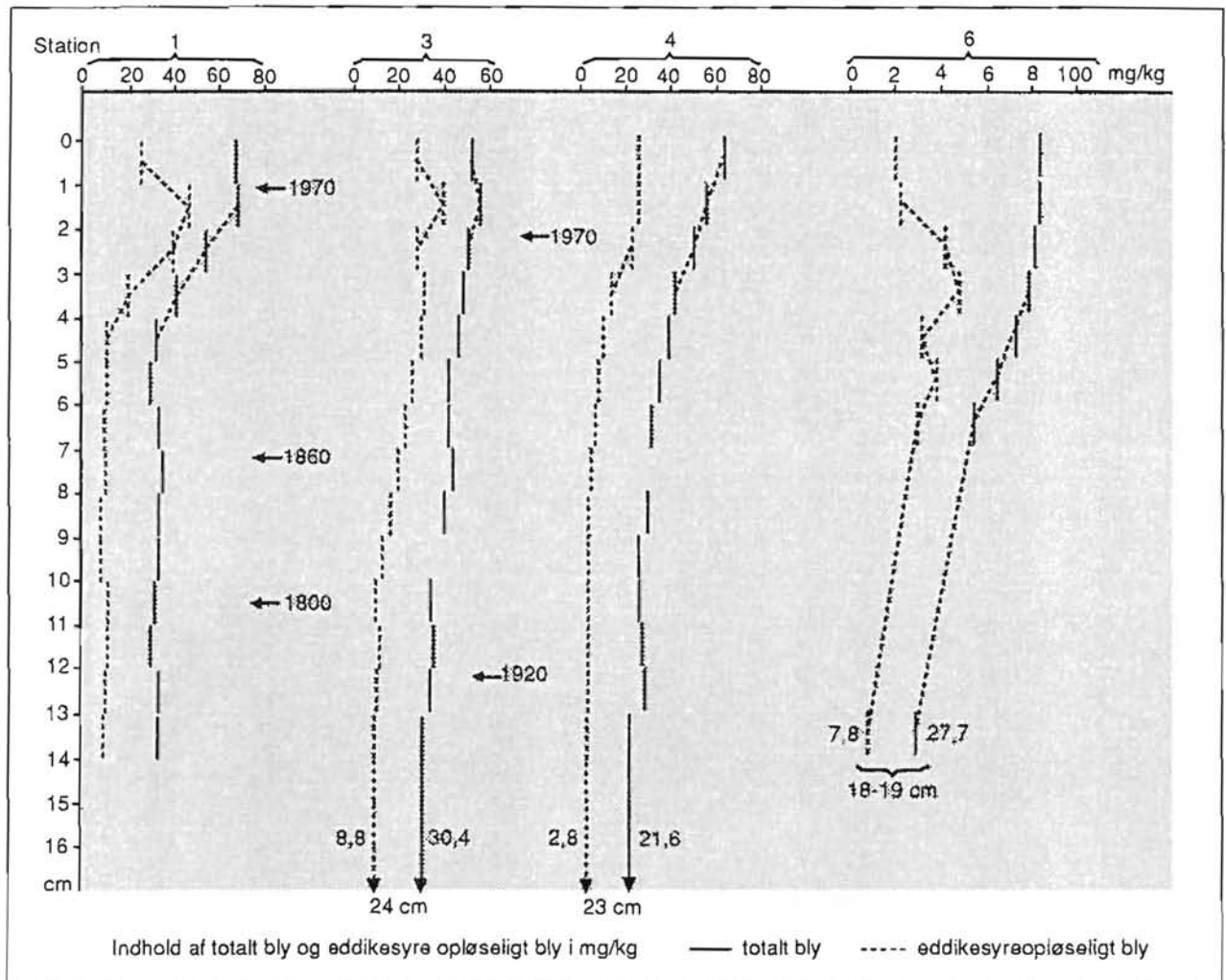
Figur 4.1. Kort over indsamlingsstationer for sedimenter



Figur 4.2. Kornstørrelsesfordeling i bundaflejringen ved station 1



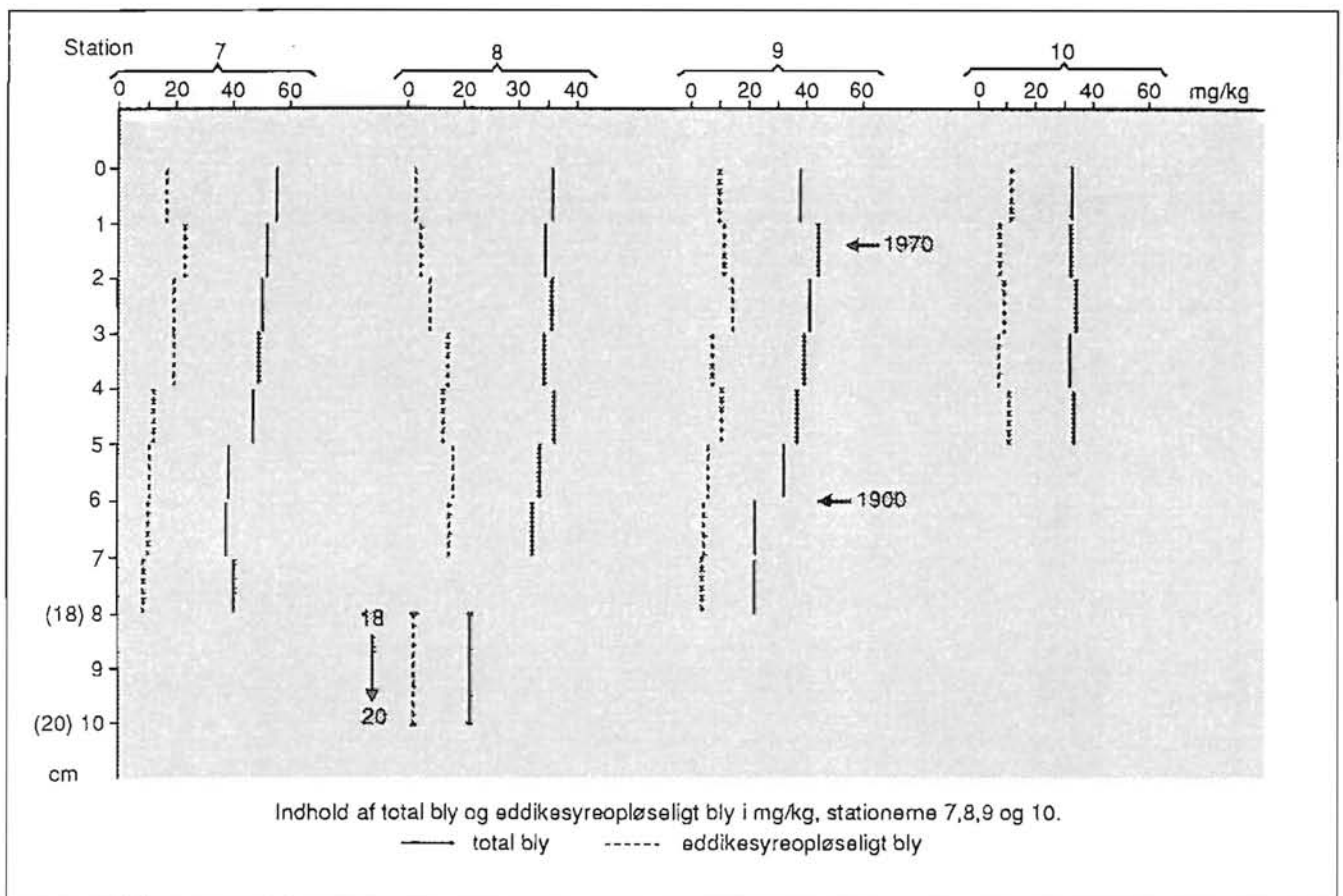
Figur 4.3. Karbonatindhold i sedimenter



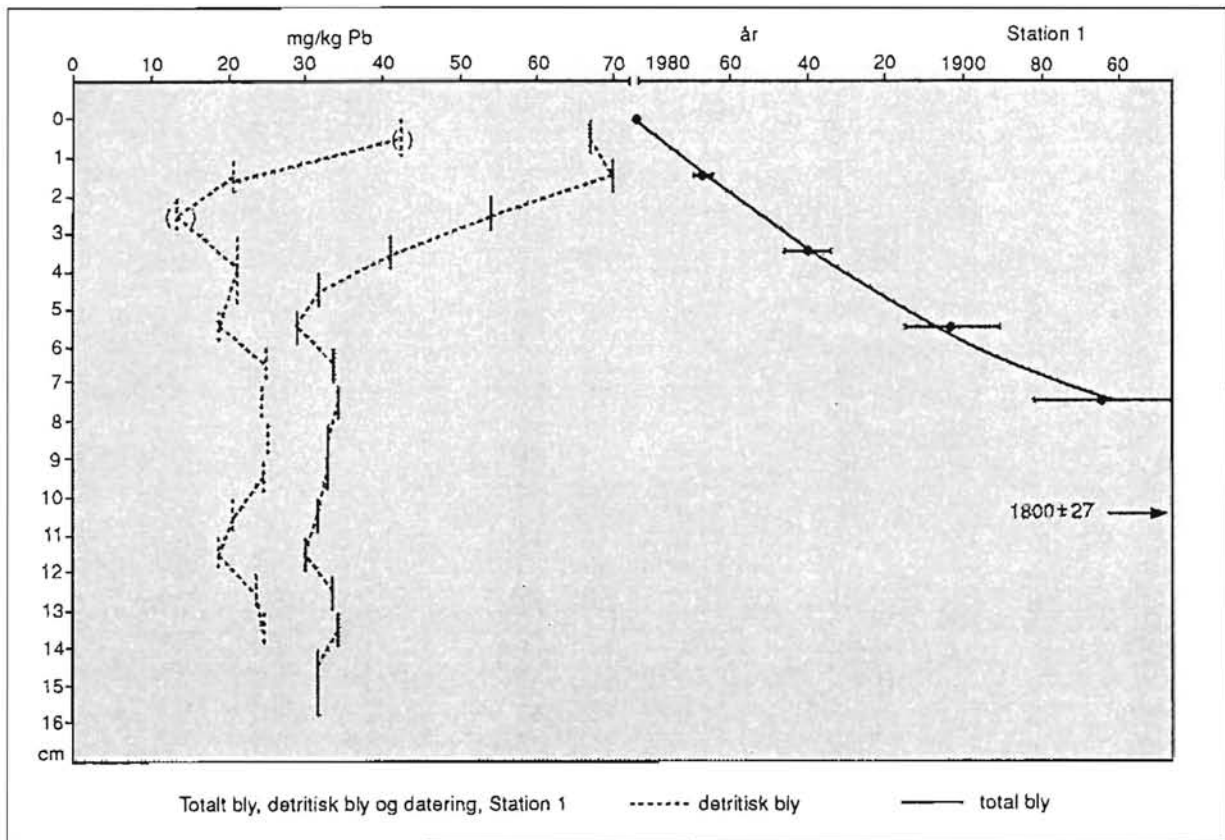
Figur 4.4. Blykoncentration i sedimenter ved station 1, 3, 4 og 6

analyse ved hjælp af en kviksølvelektrode efter opløsning af den tørrede, saltfri sedimentprøve i flussyre-salpetersyre. Der er analyseret for såvel totalt bly som for eddikesyreopløseligt bly. Mængden af eddikesyreopløseligt bly, der anses som et mål for blyets optagelighed i organismer, er løst bundet bly indeholdt i organisk materiale, i jern- og manganoxider og i karbonater eller findes adsorberet på partikeloverflader. Forskellen mellem mængden af totalt bly og eddikesyreopløseligt bly kaldes detritisk bly og er et udtryk for bly indeholdt i bundaflejringernes mineraler. Den detritiske del stammer fra mineralpartikler, som er tilført sedimentet fra de omgivende bjergarter, mens den eddikesyreopløselige del er tilført sedimentet fra aerosoler, fra metaller i opløsning eller i kolloider. Teorien bag adskillelsen i de to metalfraktioner er nærmere beskrevet af Loring og Rantala (1992).

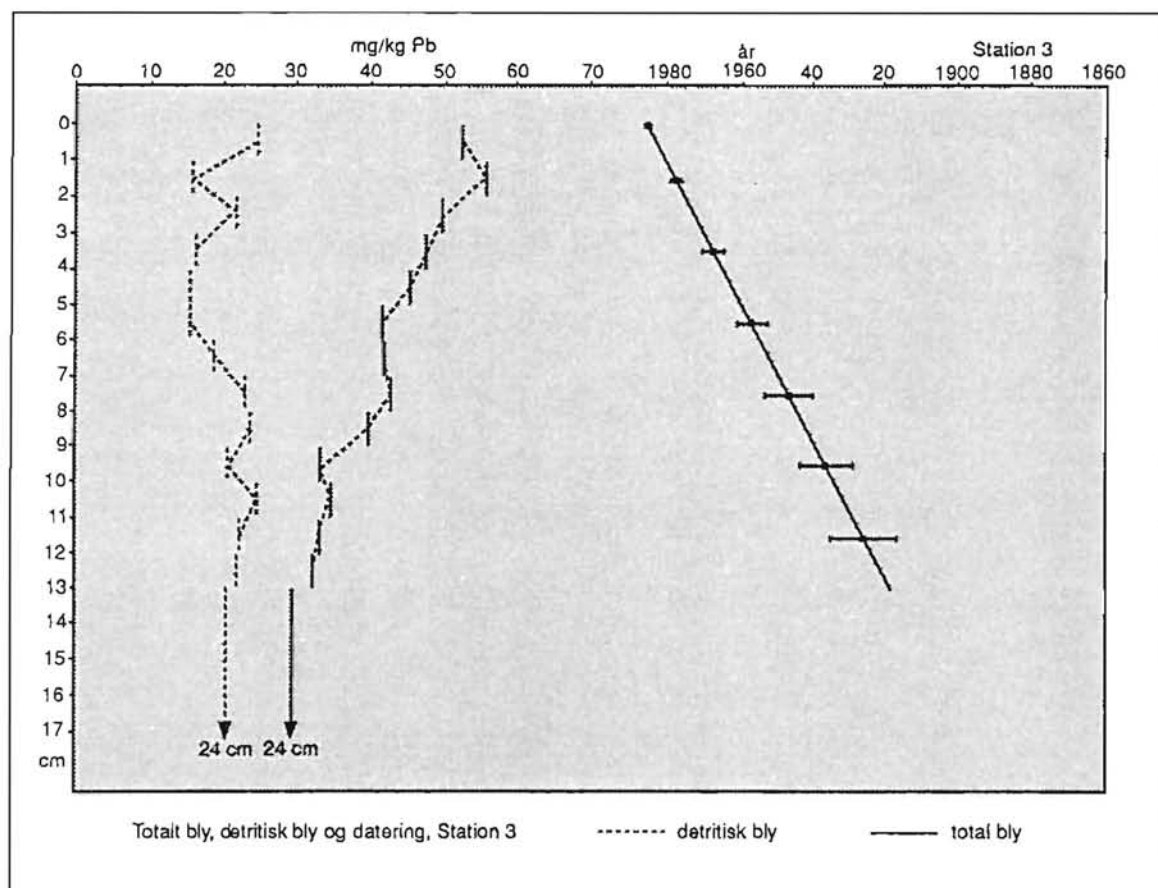
Resultaterne er afbildet i figur 4.4 og 4.5 for samtlige stationer i Arsuk Fjord. Sedimentkernerne fra station 1, 3 og 9 er blevet dateret ved bestemmelse af Pb-210 i prøverne (Pheiffer Madsen, 1983). I figur 4.6, 4.7 og 4.8 er dateringerne sammenholdt med bestemmelserne af totalt bly og detritisk bly.



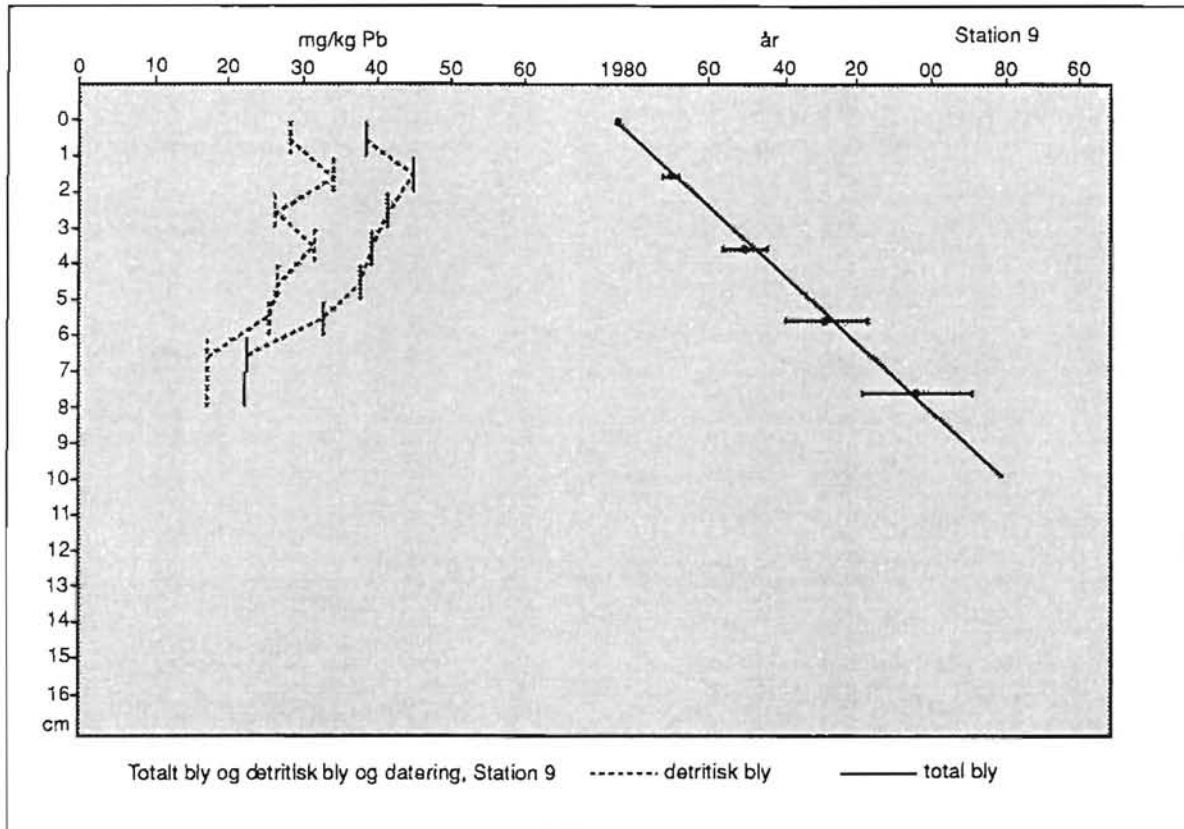
Figur 4.5. Blykoncentration i sedimenter ved station 7, 8, 9 og 10



Figur 4.6. Blykoncentration og datering i sedimenter ved station 1



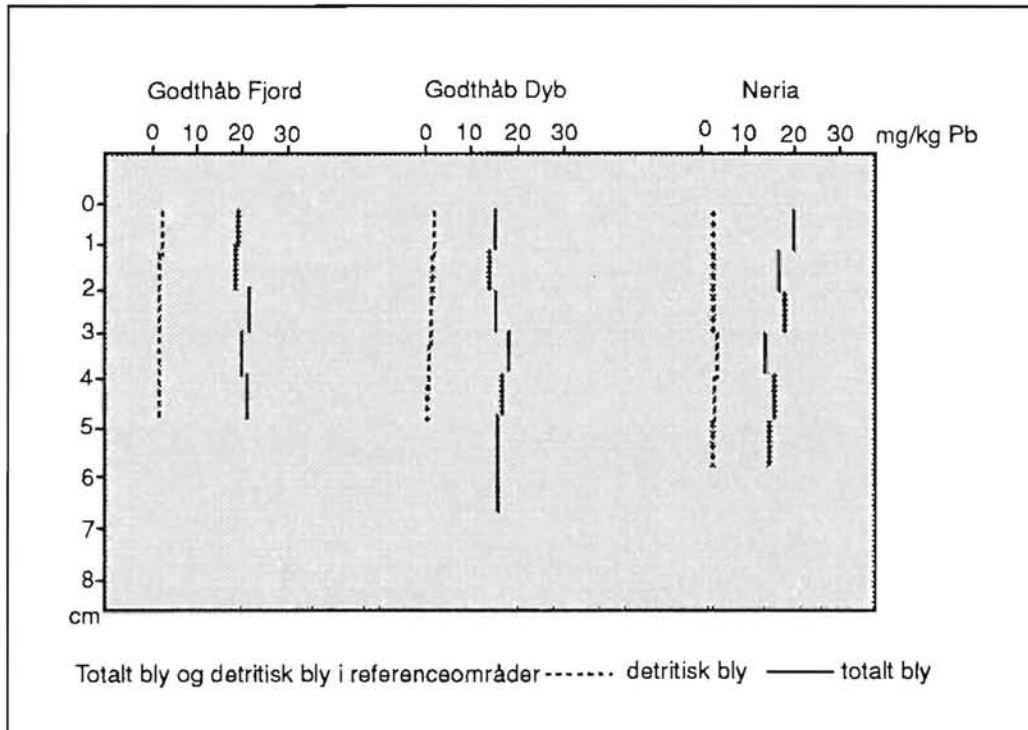
Figur 4.7. Blykoncentration og datering i sedimenter ved station 3



Figur 4.8. Blykoncentration og datering i sedimenter ved station 9

Det fremgår af figur 4.4 og 4.5, at blykoncentrationen i det undersøgte område generelt er stigende oppefter i sedimentkernerne med undtagelse af sedimentet ved station 10, hvor blykoncentrationen tilnærmelsesvis er konstant i de øverste 5 cm. I de øverste ca. 2 cm af sedimentet har blykoncentrationen stabiliseret sig eller er svagt faldende i forhold til dybereliggende sedimentlag. I et antal tilfælde forløber kurverne for totalt bly og eddikesyreopløseligt bly stort set parallelt, hvilket tyder på, at andelen af detritisk bly i sedimentet er nær konstant igennem hele aflejringsperioden. Dette gælder også for de daterede sedimentsøjler fra station 1 og 3, jfr. figur 4.6 og 4.7, men er ikke så tydeligt ved station 9, jfr. figur 4.8.

Ud fra de daterede sedimentkerner er det muligt at vurdere baggrundsniveauet for bly i sedimentet. Udslibning af kryolit fra Ivittuut startede i 1856. Der er kun én prøve med en sikker datering før dette årstal, nemlig prøven fra dybdeintervallet 10-11 cm på station 1. Denne prøve er dateret til år 1800 ± 27 og indeholder 32 mg/kg totalt bly, hvoraf 21 mg/kg er bestemt som detritisk bly. Ved station 9 er den dybeste prøve (7-8 cm) dateret til år 1900 og indeholder 22 mg/kg totalt bly, hvoraf 16 mg/kg er bestemt som detritisk bly. Denne værdi svarer godt til en udateret blandingsprøve (13-23 cm) fra station 4 med et totalt blyindhold på 21,8 mg/kg, hvoraf 19 mg/kg er bestemt som detritisk bly. En sandsynlig værdi for baggrundsniveauet i størstedelen af Arsuk Fjord er således 22 mg/kg totalt bly, hvoraf 18 mg/kg er detritisk bly, mens baggrundsniveauet tæt på Ivittuut ser ud til at være højere, nemlig 32 mg/kg totalt bly, hvoraf 21 mg/kg er detritisk bly.



Figur 4.9. Blykoncentration i sedimenter i referenceområder

I referenceområderne ses der ingen gradient i sedimenternes blyindhold (se figur 4.9). Det gennemsnitlige indhold af bly i referenceområderne er vist i tabel 4.2.

Tabel 4.2. Gennemsnitligt blykoncentration (mg/kg) i referenceområder

Område	Totalt bly	Eddikesyreopl. bly
Godthåbsfjord	20,1	2,63
Godthåb Dyb	16,0	1,33
Neria	16,6	2,67

Baggrunds niveauet af totalt bly i sedimentet i Arsuik Fjord ser således ud til at være lidt højere (10-40%) end i referenceområderne fra 1982, mens det eddikesyreopløselige blyindhold er væsentlig højere (50-200%).

Bly i sedimenter fra det meste af Grønland er senere blevet bestemt i forbindelse med projektet "Tungmetaller i det grønlandske marine miljø", hvor det blev vist, at de marine sedimenters metalindhold er bestemt af de omliggende bjergarters geokemi. Opdelt på de geologiske hovedprovinser i Grønland fandtes følgende blykoncentrationer:

Caledonske foldebælte	24±3 mg Pb/kg
Rinkiske bælte	23±8
Tertiære vulkanske områder	12±6

Nagssutoqidiske bælte	13±3
Archæiske blok	22±5
Ketilidiske bælte	21

Statistisk er det kun de tertiære vulkanske og de caledoniske områder, der er fundet signifikant forskellige. Arsuk Fjord ligger på grænsen mellem den archæiske blok og det ketilitiske bælte, hvilket stemmer overens med en baggrundsværdi for Arsuk Fjord på 22 mg Pb/kg.

De daterede prøver fra station 1, 3 og 9 giver mulighed for at beregne sedimentationsrater og rater for blyakkumulation som vist i tabel 4.3. Blyakkumulationsraten, som er korrigeret for baggrunden, er beregnet for år 1970, hvor den var på sit højeste.

Tabel 4.3. Sedimentationsrater og rater for blyakkumulation (korrigeret for baggrund)

Station	Sedimentations- tilvækst mm pr år	Sedimentations- rate g pr m ² pr år	Blyakkumulations- rate mg pr m ² pr år
1	0,6	240	7
3	1,9	1030	26
9	0,94	425	5

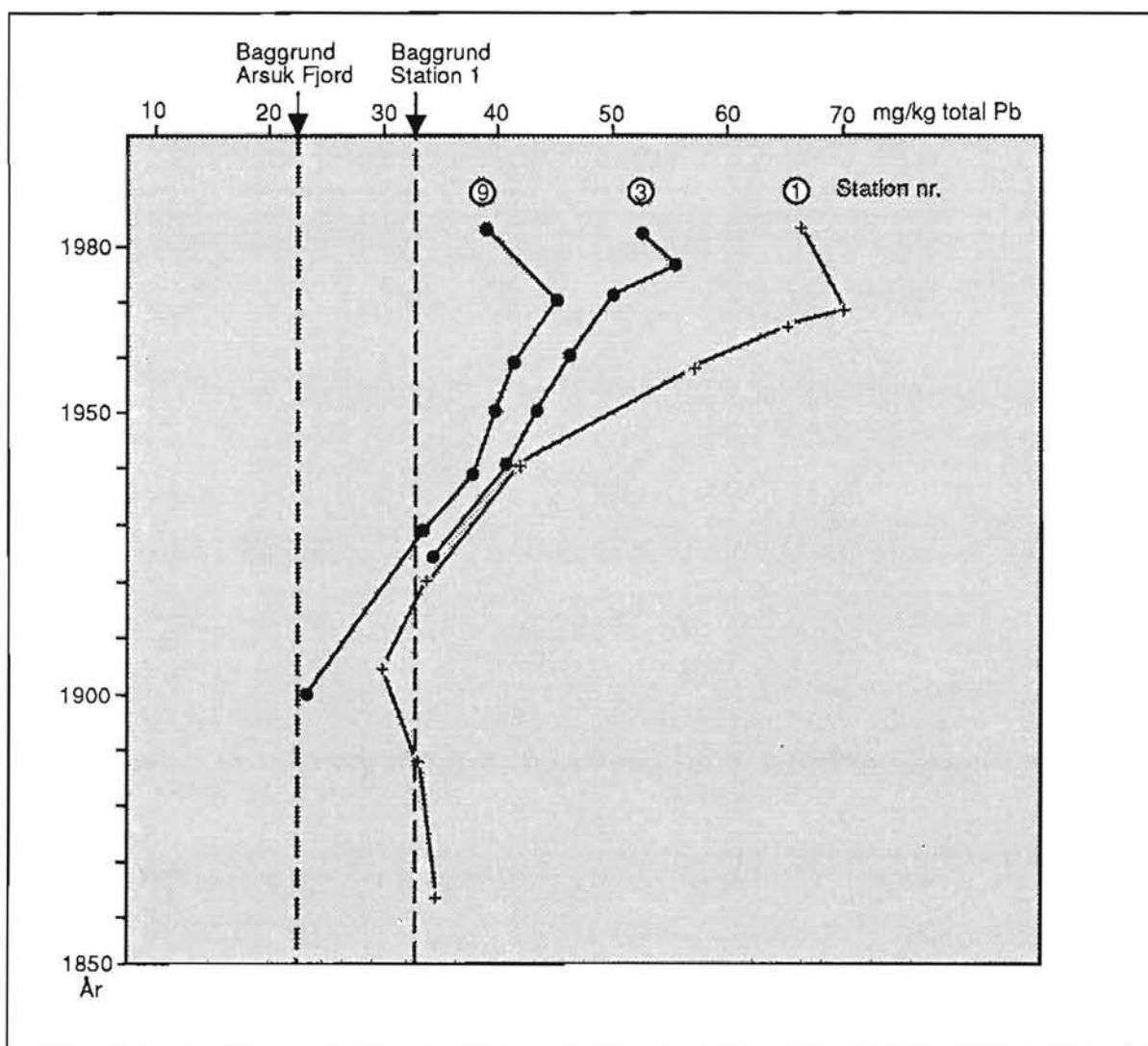
Det fremgår, at blyakkumulationen er størst på den station, som har den største vanddybde. Her findes også den største sedimentationsrate.

Ved at betragte det maksimale eddikesyreopløselige blyindhold i sedimentet kan der tydeligt spores en gradient i blyfordelingen med Ivittuut som centrum. Ved station 1 og 6 er dette maksimum 46 mg/kg Pb. Det aftager til 40 mg/kg ved station 3, til 26 mg/kg ved station 4 og 22 mg/kg ved station 7. Ved station 8 er det yderligere faldet til 16 mg/kg, ved station 9 til 15 mg/kg og ved station 10 til 11 mg/kg. Baggrundsniveauet i Arsuk Fjord udenfor nærområdet ved Ivittuut ser ud til at være omkring 4 mg/kg eddikesyreopløseligt bly. I Godthåbsfjord er fundet 2,6 mg/kg, i Godthåb Dyb 1,3 mg/kg og i Neria 2,7 mg/kg eddikesyreopløseligt bly i sedimentet.

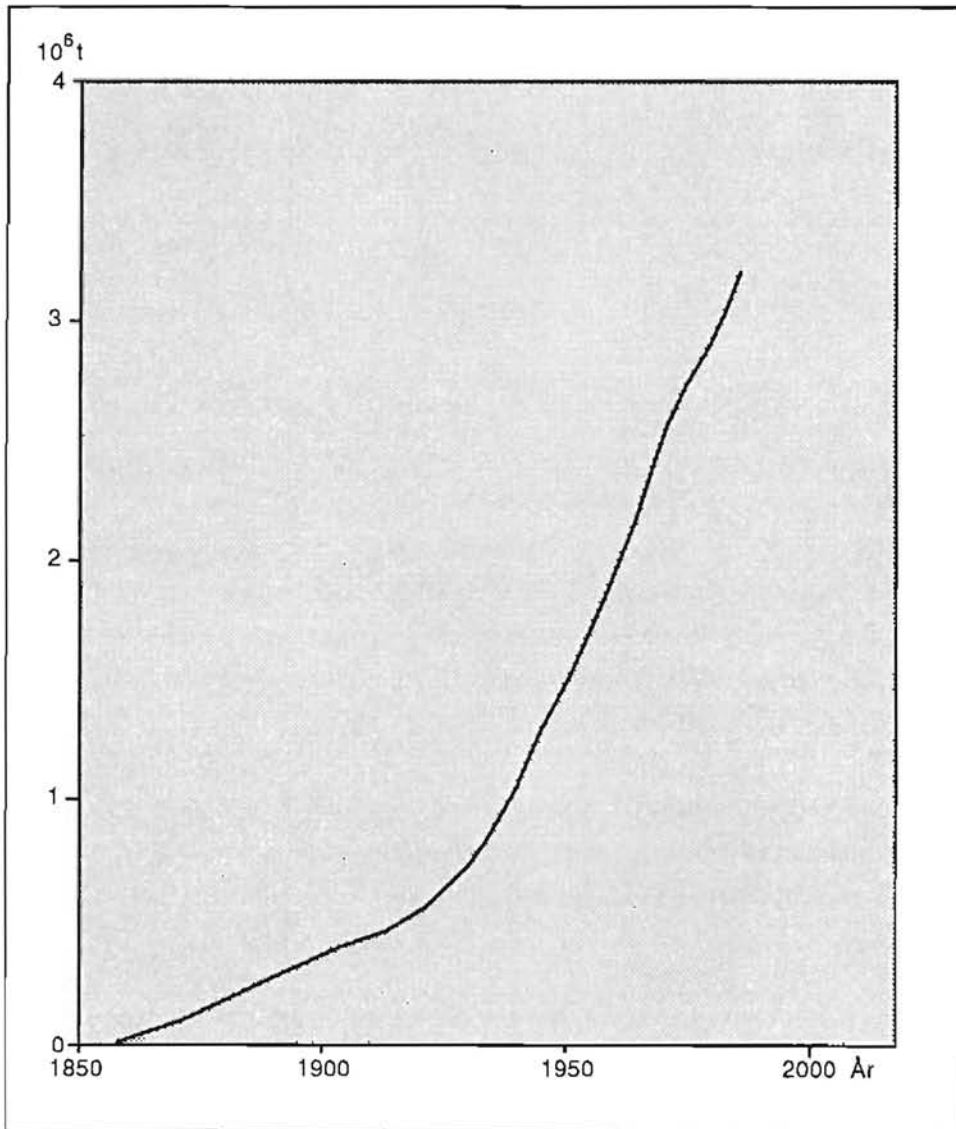
Ud fra de daterede sedimentkerner ved station 1, 3 og 9 kan blyakkumulationen i sedimentet beskrives fra midten af forrige århundrede, hvor brydning af kryolit påbegyndtes. Figur 4.10 angiver mængden af totalt bly i sedimentkerne fra de tre stationer i relation til tid. Station 1, 3 og 9 ligger henholdsvis 0,8 km, 1,6 km og 5,6 km fra Ivittuut. Ved station 1 (tættest på Ivittuut) ser det ud, som om baggrundsniveauet først blev overskredet efter 1920, hvor også niveauet ved station 3 og 9 var forhøjet. Fra omkring 1940 sker der en differentiering af blyindholdet ved station 1 og 3, idet blyindholdet stiger meget hurtigere ved station 1 end ved station 3. Ved alle tre stationer stiger blyindholdet frem til omkring 1970, hvorefter det aftager.

Det er interessant, at de omtalte perioder, der fremkommer ved en tolkning af blyindholdet i daterede sedimentkerner, falder sammen med ændringer i kryolitproduktionens størrelse i Ivittuut. Data om den årlige udskibning af kryolit fra Ivittuut er afbildet som en kumulativ kurve i figur

4.11. Heraf fremgår to markante ændringer af udskibningen, den første i 1924 og den anden i 1937. Herefter var udskibningen af kryolit nogenlunde konstant, omkring 50.000 tons årligt, frem til mineaktivitetens endelige ophør i 1987. Fra omkring 1970 og til 1983 var selve kryolitproduktionen faldende, men der blev stadig udskibet kryolit fra lagre.



Figur 4.10. Blykoncentration i sedimenter i relation til aflejrings tidspunkt. Afstand til Ivittuut: station 1: 800 m, station 3: 1600 m, station 9: 5600 m



Figur 4.11. Den årlige udskibning af kryolit fra Ivittuut afbildet som en kumulativ kurve

4.2. Zink, cadmium og flour

Sedimentprøverne blev også analyseret for eddikesyreopløseligt cadmium og zink ved hjælp af "anodic stripping voltammetry" (ASV) samt for flour med F-specifik elektrode. Resultaterne er sammenfattet i tabel 4.4. Tabellen viser middelværdien for hele sedimentkernen ved den enkelte station, idet der - med en enkelt undtagelse som nævnt nedenfor - ikke fandtes en gradient for nogen af de tre parametre gennem sedimentsøjlen.

Table 4.4. Koncentration (mg/kg) af eddikesyreopløseligt zink og cadmium samt af fluor i Arsuk Fjord (station 1-10) og i referenceområder.

Station	Zn	Cd	F
1	8,34	0,116	760
3	4,82	0,083	693
4	4,23	0,098	727
6	5,87	0,053	749
7	4,10	0,072	690
8	6,43	0,040	687
9	6,47	0,083	690
10	11,2	0,073	678
Godthåbsfjord	0,83	0,038	310
Godthåb Dyb	2,18	0,108	275
Neria	1,32	0,029	368

For eddikesyreopløseligt cadmium er der ingen systematiske forskelle, mens eddikesyreopløseligt zink er tydeligt højere i Arsuk Fjord end i referenceområderne. I selve Arsuk Fjord er eddikesyreopløseligt zink forhøjet i de øverste 4 cm af sedimentsøjlen ved station 1, hvor der er fundet 17 mg/kg, mens de underliggende lag indeholder 4,88 mg/kg. Dette svarer godt til koncentrationen i den øvrige del af Arsuk Fjord, bortset fra værdien ved station 10, som er uforklarlig høj. Fluorkoncentrationen er tydelig højere i Arsuk Fjord end i referenceområderne, mens der ikke er geografiske forskelle i selve Arsuk Fjord.

Der er således ikke tegn på, at minevirksomheden har bevirket en forhøjelse af koncentrationen af fluor og eddikesyreopløseligt cadmium i Arsuk Fjords sedimenter, mens koncentrationen eddikesyreopløseligt zink kun er forhøjet lokalt tæt ved selve Ivittuut.

5. Tungmetaller i blæretang og blåmusling

Analyser af blæretang og blåmusling har vist sig egnet til at spore forurening med nogle metaller, idet organismene dels opbygger metalkoncentrationer, der er meget højere end koncentrationerne i vandet, hvilket gør analyserne nemmere og sikrere, dels udskiller metallerne langsomt, hvilket udjævner svingninger i metalkoncentrationerne i havvandet opstået på grund af bl.a. vekslende vind- og strømforhold.

I denne undersøgelse anvendes blæretang (*Fucus vesiculosus*) og blåmusling (*Mytilus edulis*) som analyseobjekter. Da de lever i tidevandszonen, vil de reflektere metalbelastningen i det øverste vandlag. Belastningen i dybere vandlag vil afvige herfra, fordi der i sommerperioden er en kraftig lagdeling af vandet, hvilket begrænser overfladevandets opblanding med de underliggende vandlag. I Ivittuut, hvor metallerne tilføres fjorden i overfladevandet, vil de brede sig i et relativt tyndt overfladelag, og blæretang og blåmusling i tidevandszonen kan anvendes som indikatorer på tilførsel og spredning af tungmetaller til fjorden.

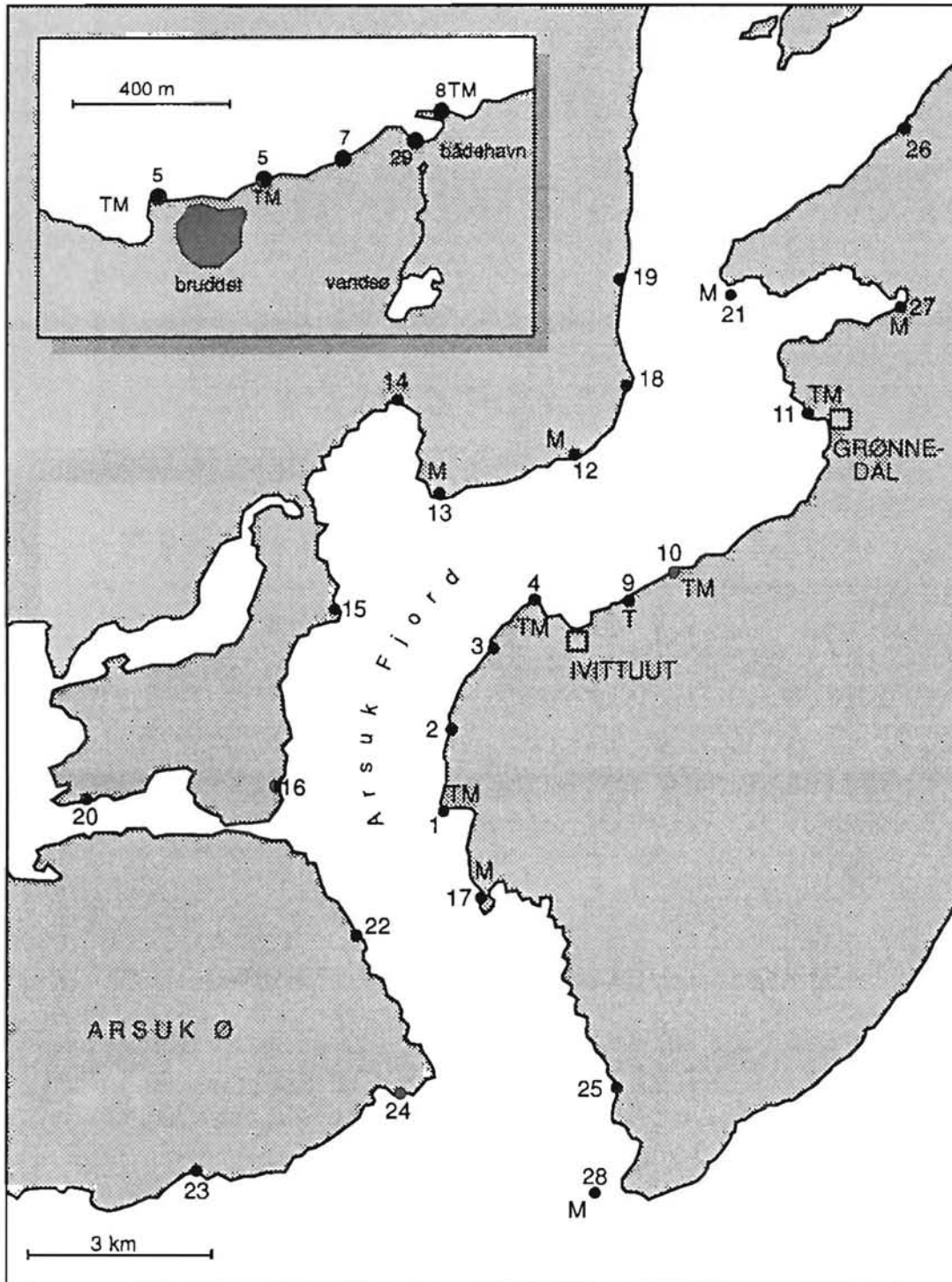
Blæretang og blåmusling er indsamlet i et fast stationsnet i Arsuk Fjord som angivet i figur 5.1. Der er dog ikke indsamlet ved alle stationer ved hver prøveindsamling.

Tangprøverne består hovedsagelig af arten blæretang (*Fucus vesiculosus*), men hvis denne art ikke har været at finde på en station, er der istedet indsamlet langfrugtet klørtang (*Fucus distichus*). Der indsamles to prøver af unge skud af tangplanterne på hver station. Efter prøvetagning blev tangprøverne skyllet i rent ferskvand, pakket i plastposer og dybfrosset.

Prøverne af blåmusling (*Mytilus edulis*) blev for hver station opdelt i størrelsesklasser efter skallængde. Det tilstræbes at indsamle 40 små muslinger (skallængde 2-3 cm), 20 mellemstore (skallængde 6-7 cm) og 20 store muslinger (skallængde 7-8 cm). Vægt og antal muslinger i hver størrelsesklasse blev registreret. Bløddelene blev skåret ud af skallen med en skalpel og dybfrosset i plastposer.

Prøverne fra perioden 1982 til 1987 blev analyseret for cadmium, kobber, bly og zink på Senter for Industriforskning i Oslo. Analyserne blev her udført ved atomabsorptionsspektrofotometri efter foraskning af prøverne, opløsning af asken i salpetersyre og fortynding med destilleret vand. Kobber og zink blev bestemt direkte på denne opløsning, mens cadmium og bly blev bestemt efter opkoncentrering af opløsningen med APDC/MIBK.

Siden 1988 er analyserne udført på GMs spormetallaboratorium i København, hvor forbehandlings- og analysemetoden er følgende. Prøverne frysetørres og knuses derefter i agatkuglemølle. Oplukningen foretages ved at 0,5 - 0,25 g af den knuste frysetørrede prøve afvejes i teflonbeholdere, som tilsættes 4 ml salpetersyre. Prøverne nedbrydes derefter under tryk i "Berghoff pressure digestion system" ved 120°C i 4-6 timer. Efter endt destruktion overføres prøverne til polyethylenflasker med dobbeltionbyttet vand, og målingerne udføres direkte på denne



Figur 5.1. Kort over indsamlingsstationer for blæretang eller langfrugtet klørtang (T) og blåmusling (M)

opløsning. Til måling af høje koncentrationer benyttes flamme-atomabsorptions teknik. Til de lave koncentrationer benyttes grafitovns teknik. Udstyret er af mærket Perkin Elmer 3030, flamme og Zeeman grafitovn.

Prøverne blev analyseret for cadmium, bly og zink. I 1990 blev der analyseret for kobber, hvorimod dette ikke var tilfældet i 1992. Kobberkoncentrationen i 1990 viste ingen markante ændringer, og kobber anses ikke for et betydende forureningsproblem i området.

5.1. Geografisk fordeling af metaller

I tang ligger Cd-værdierne i området mellem 0,8 og 2,0 mg/kg tørstof, hvilket er på niveau med baggrundsværdier bestemt i fjorden Neria syd for Paamiut. Cd-værdierne i musling er ligeledes tæt på baggrundsværdien (omkring 2 mg/kg tørstof i små muslinger), og er kun forhøjet meget tæt på Ivittuut (lokalitet 5 og 8). For Cu-værdierne i 1990 forholder det sig modsat med forhøjede værdier i tang meget tæt på Ivittuut (lokalitet 5), mens dette ikke er tilfældet for Cu i blåmusling. Der er således indikation på forurening med Cd og Cu, men kun i nærområdet ved forureningskilden.

Derimod kan forureningen med Pb og Zn spores i et større område. For tang er værdierne af Pb og Zn forhøjet i forhold til baggrundsværdier (ca. 0,3 mg/kg tørstof Pb og ca. 12 mg/kg tørstof Zn) på alle de undersøgte lokaliteter, dog kraftigst på strækningen mellem lokalitet 4 og 10 ud for Ivittuut. Det samme er tilfældet for Pb i blåmusling, mens Zn i blåmusling kun er forhøjet tæt ved forureningskilden (lokalitet 4 og 5).

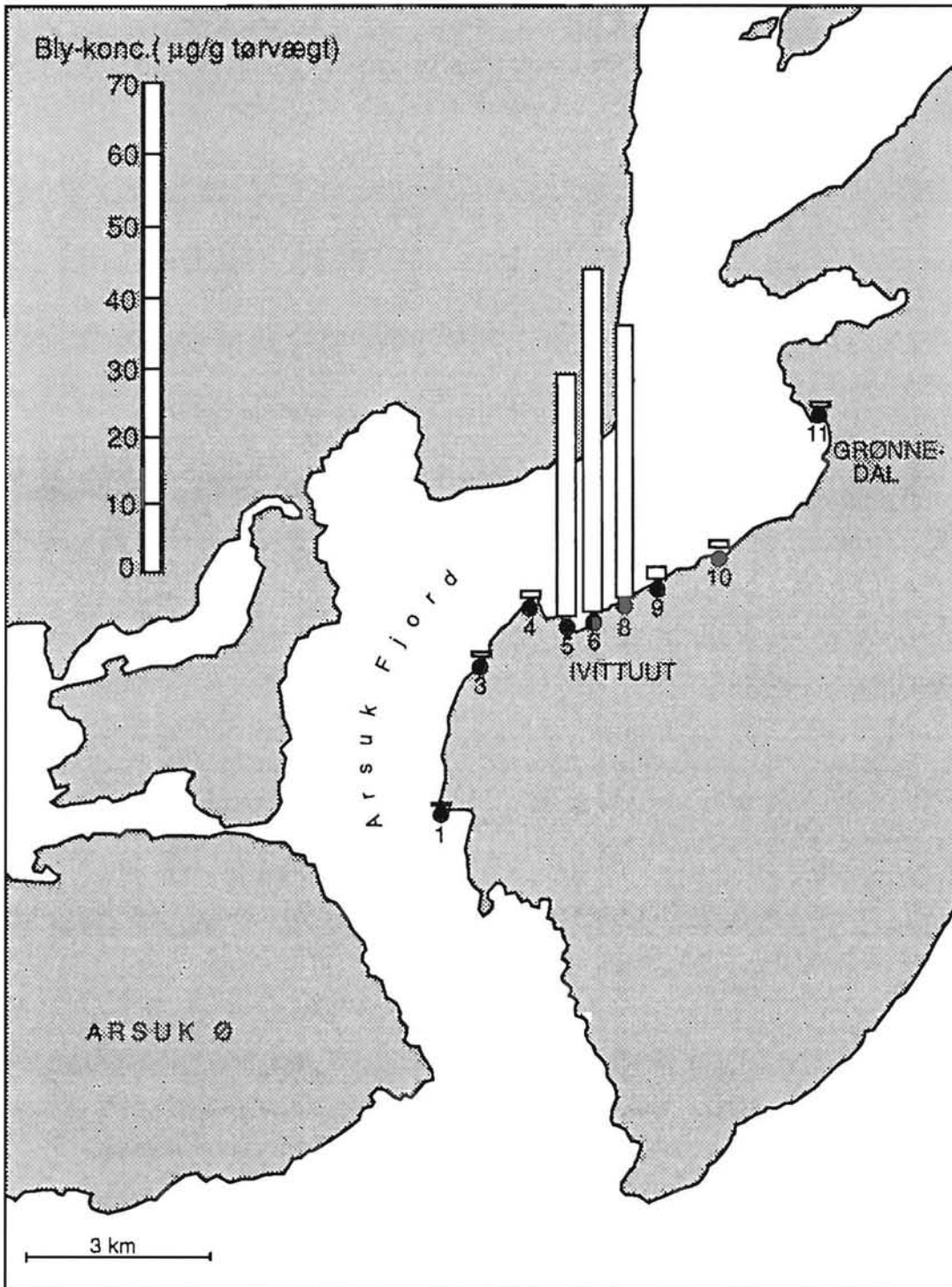
Den geografiske fordeling er vist for den seneste prøveindsamling (1992) for bly i tang (figur 5.2), for zink i tang (figur 5.3) og for bly i blåmusling i figur 5.4. Den geografiske fordeling viser samme mønster gennem hele undersøgelsesperioden.

5.2. Tidsmæssig udvikling i bly og zinkforureningen

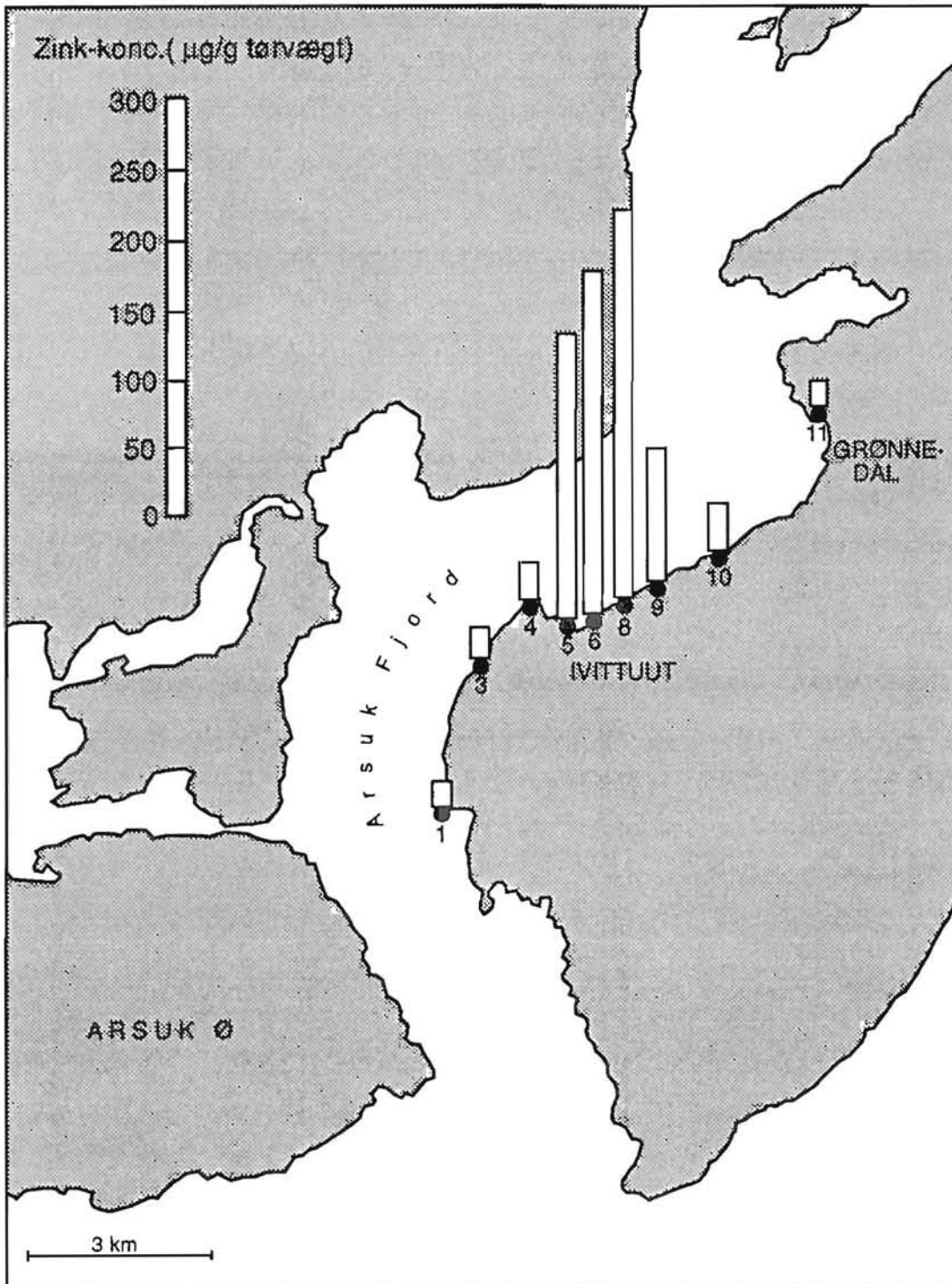
Den statistiske metode til analysen af bly og zink koncentrationen i tang er den såkaldte variansanalyse. De estimerede værdier fra variansanalysen er derefter analyseret ved en lineær regression til belysning af den tidsmæssige udvikling. Ved den statistiske analyse af bly og zink koncentrationen i blåmuslinger indgår tillige koncentrationens afhængighed af muslingernes størrelse.

5.2.1 Tidsmæssig udvikling i blykoncentrationen

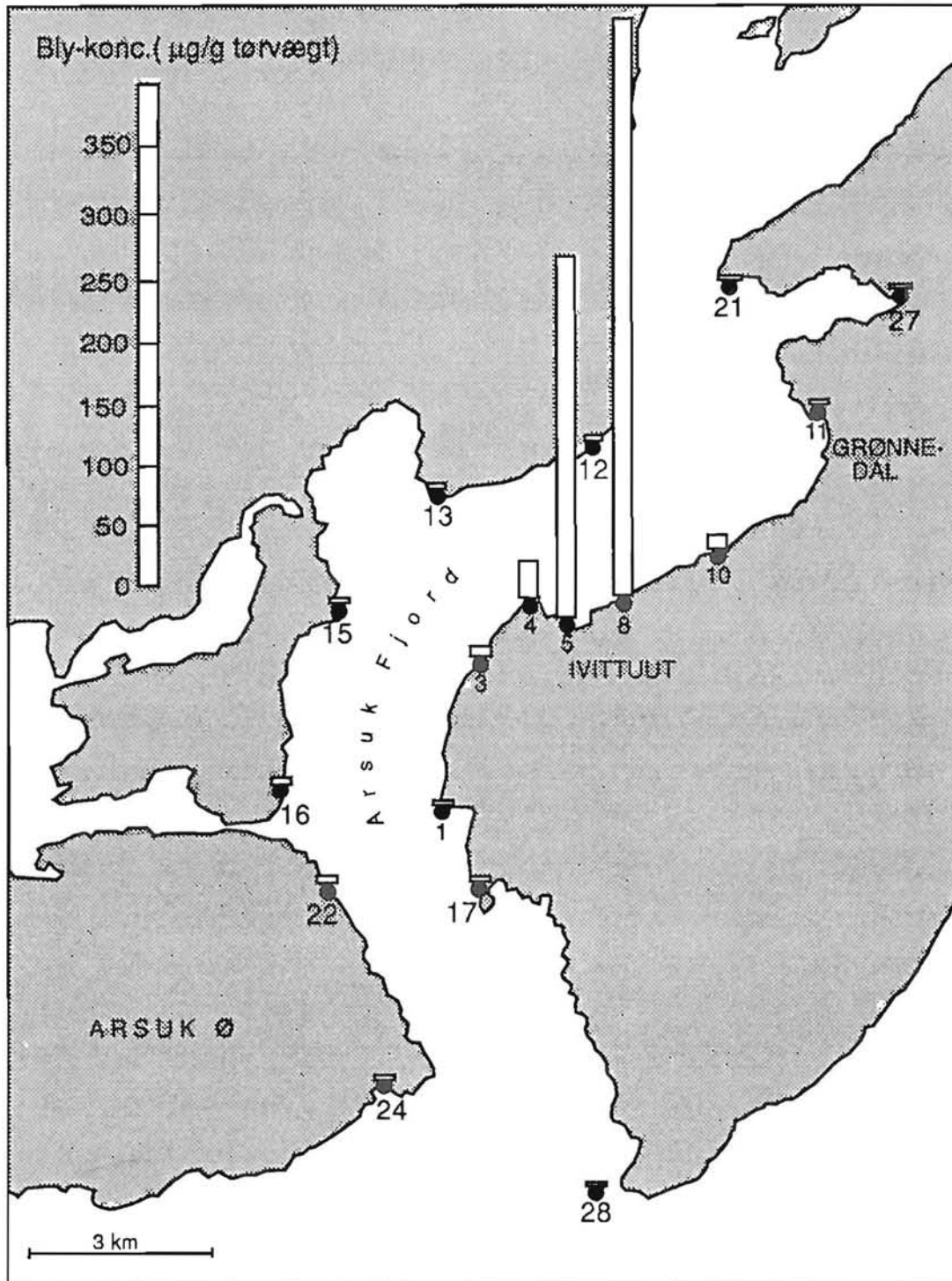
Indsamlingslokaliteterne er blevet opdelt i tre grupper efter koncentrationsniveauet. Ved den



Figur 5.2. Blykoncentration i blæretang indsamlet i 1992



Figur 5.3. Zinkkoncentration i blæretang indsamlet i 1992



Figur 5.4. Blykoncentration i blåmusling (skallængde ca. 2,5 cm) indsamlet i 1992

statistiske analyse af blykoncentrationen i tang er grupperne :

Gruppe 1 : Lokalitet 5, 6, 7 og 8

Gruppe 2 : Lokalitet 4, 9 og 10

Gruppe 3 : Lokalitet 1, 2, 3, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18 og 22

Ved den statistiske analyse af blykoncentrationen i muslinger er grupperne:

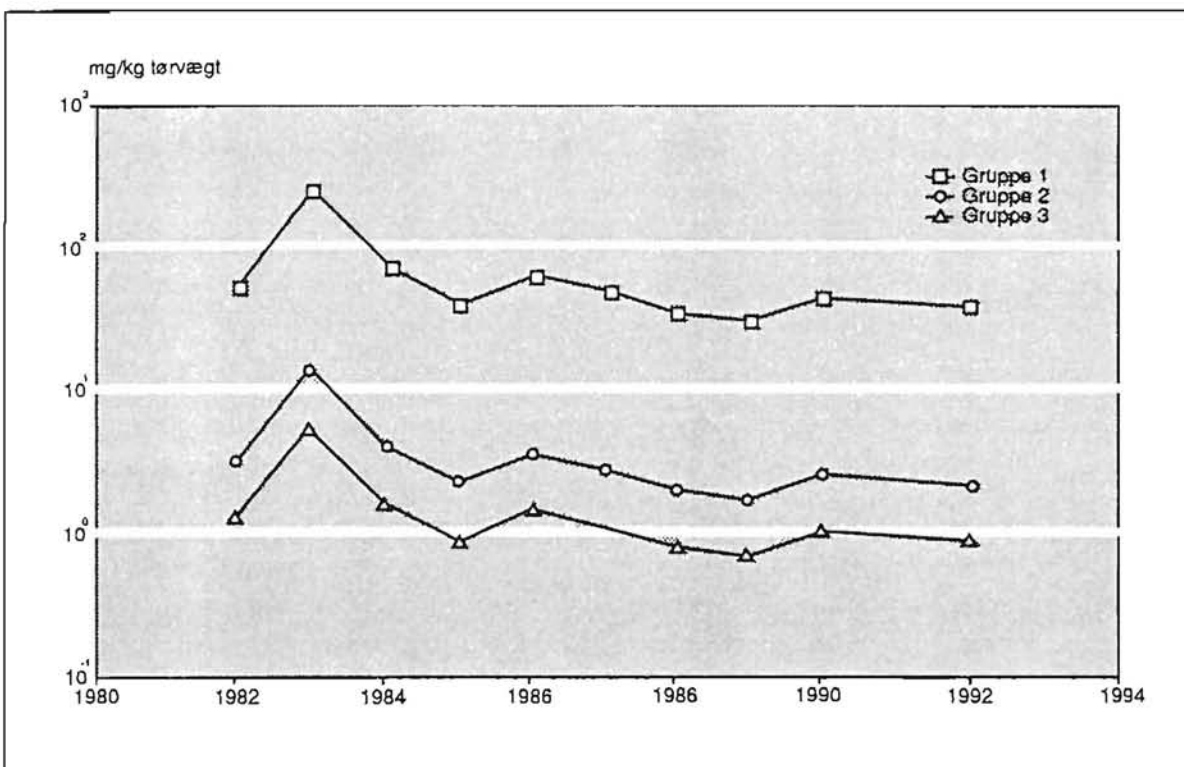
Gruppe 1 : Lokalitet 5, 6, 7 og 8

Gruppe 2 : Lokalitet 4, 9 og 10

Gruppe 3 : Lokalitet 1, 2, 3, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28 og 29

For både tang og musling viser den statistiske behandling, at niveauerne for metalkoncentrationerne er forskellige mellem grupperne, men at tidsudviklingen ikke er signifikant forskellig. Den tidsmæssige udvikling må derfor konkluderes at være ens tæt ved Ivittuut og i den øvrige del af Arsuk fjorden.

På figur 5.5 er vist den tidsmæssige udvikling for de tre grupper. Figuren tyder på en svag faldende tendens. Foretages en lineær regression på den naturlige logaritme af blykoncentrationen

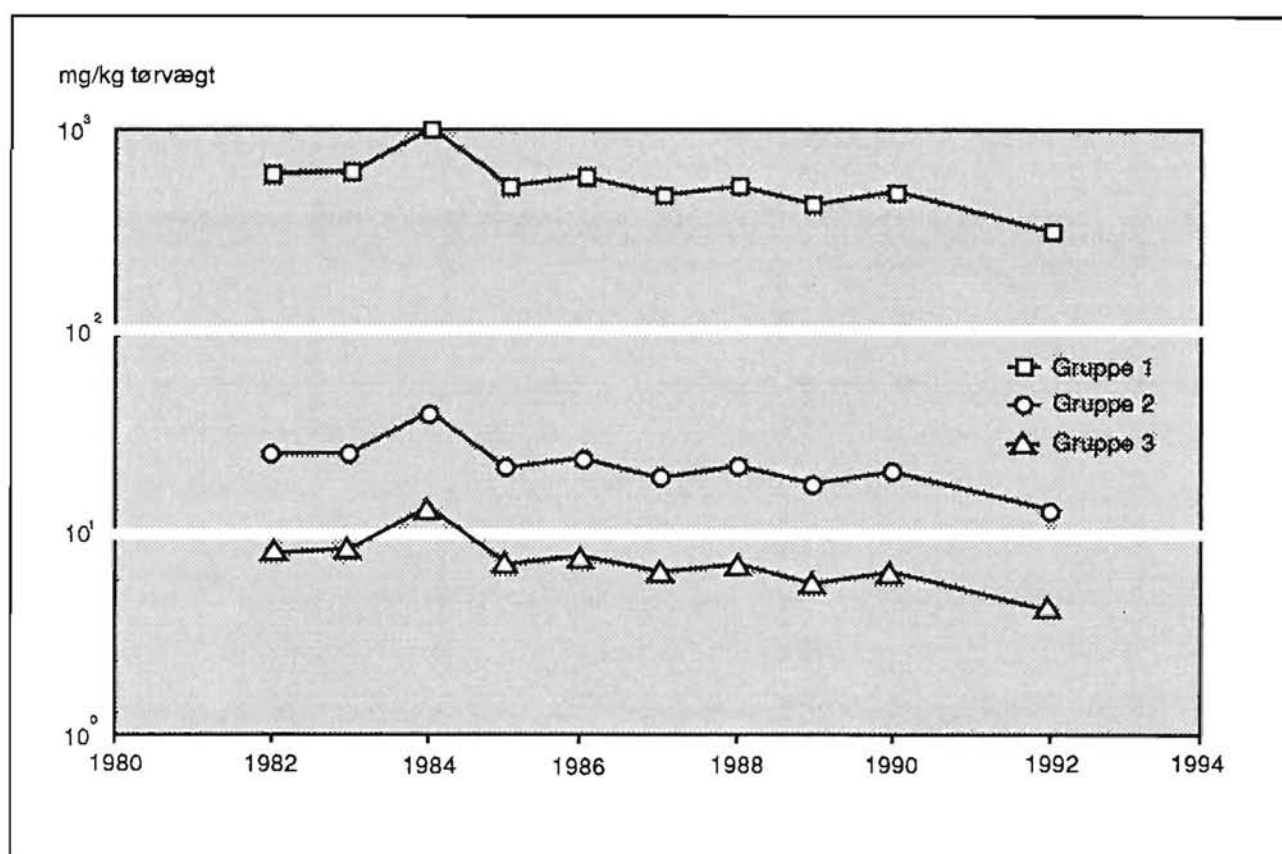


Figur 5.5. Tidsudvikling af blykoncentration i blæretang for forskellige grupper af lokaliteter i Arsuk Fjord. Gruppe 1: Lokaliteter ved Ivittuut, gruppe 2: Lokaliteter nær Ivittuut, gruppe 3: Lokaliteter i den øvrige del af Arsuk Fjord, se iøvrigt teksten.

fås en negativ hældning (-0.11 år^{-1}). Dette betyder, at blykoncentrationen i tang et givet år er omtrent 90% af værdien for året før.

I muslinger er blykoncentrationen afhængig af muslingernes længde, således at en musling af skallængden 6.5 cm er estimeret til at have ca. 60% højere blykoncentration end en musling med skallængden 2.5 cm ved samme blybelastning fra miljøet. Der er ikke tegn på, at denne relation mellem muslingernes længde og blykoncentrationen afhænger af, hvilket år indsamlingen er foregået i, eller hvilken gruppe af lokaliteter de stammer fra.

For at kunne sammenligne koncentrationerne fra år til år er det nødvendigt at normalisere værdierne til en bestemt muslingestørrelse. På figur 5.6 er vist de estimerede årsværdier for de tre grupper af lokaliteter og for muslinger med skallængden 2,5 cm. Som det er tilfældet med tang, viser figuren et generelt fald i blykoncentrationen i muslinger. Foretages en lineær regression på den naturlige logaritme af blykoncentrationen fås en signifikant ($p=0.007$) negativ hældning på 0.08 år^{-1} . Blykoncentrationen et givet år er således ca. 92% af værdien året før.



Figur 5.6. Tidsudvikling af blykoncentration i blåmusling (skallængde ca. 2,5 cm) for forskellige grupper af lokaliteter i Arsuk Fjord. Gruppe 1: Lokaliteter ved Ivittuut, gruppe 2: Lokaliteter nær Ivittuut, gruppe 3: Lokaliteter i den øvrige del af Arsuk Fjord, se iøvrigt teksten

5.2.2 Tidsmæssig udvikling i zinkkoncentrationen

Indsamlingslokaliteterne er blevet opdelt i to grupper efter koncentrationsniveauet. Ved den statistiske analyse af zinkkoncentrationen i tang er grupperne :

Gruppe 1 : Lokalitet 5, 6, 7 og 8

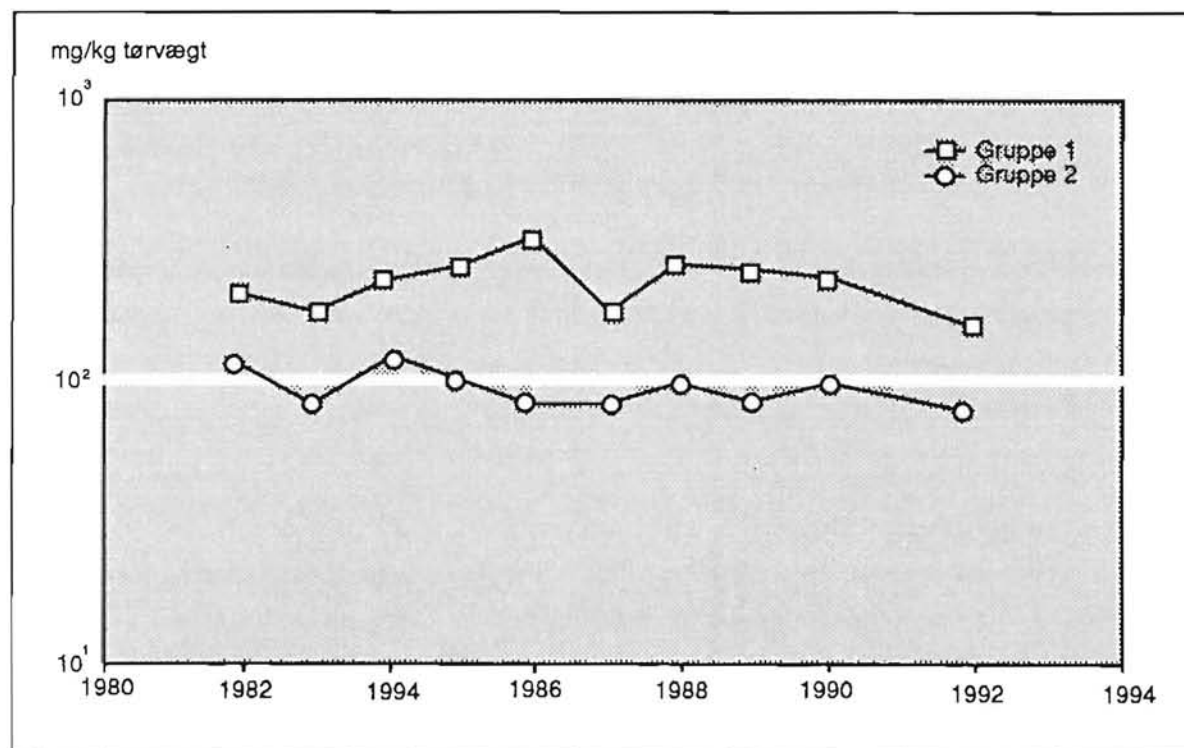
Gruppe 2 : Lokalitet 1, 2, 3, 4, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18 og 22

Ved analyserne af zinkkoncentrationen i muslinger er grupperne:

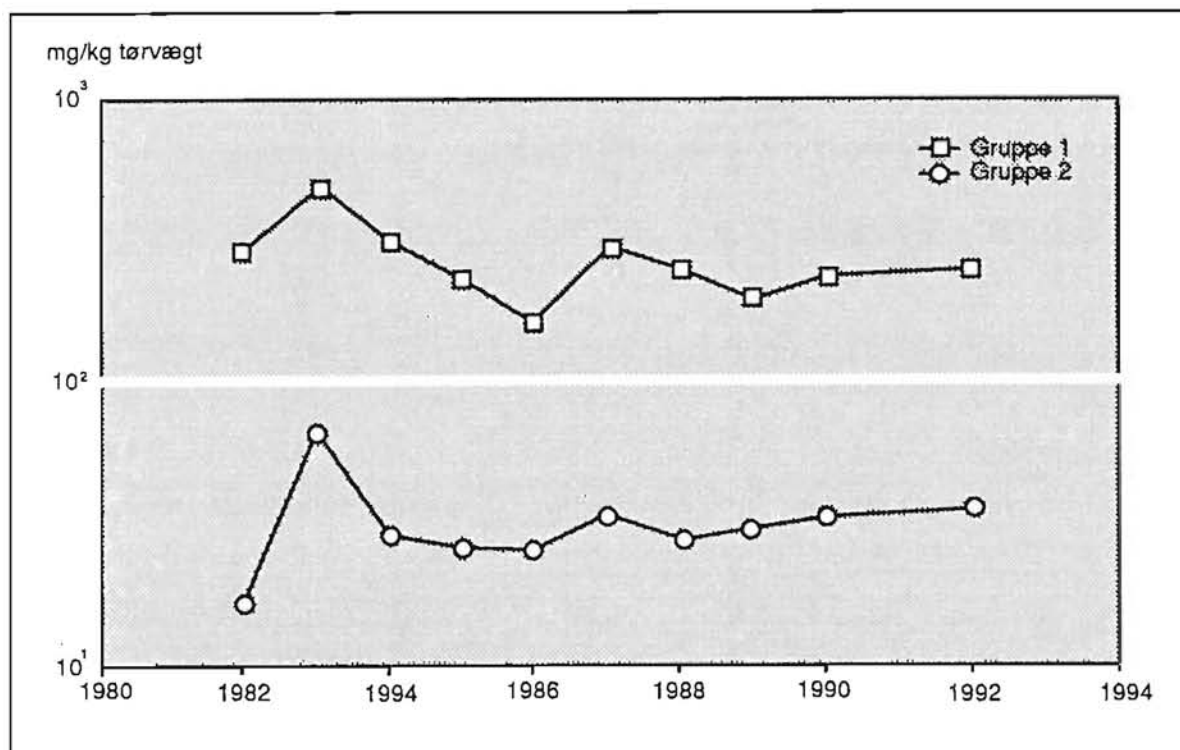
Gruppe 1 : Lokalitet 5, 6, 7 og 8

Gruppe 2 : Lokalitet 1, 2, 3, 4, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28 og 29

For såvel tang som musling har de to grupper af lokaliteter signifikant forskellig tidsmæssig udvikling. Dette resultat er forskelligt fra blyresultaterne og kan skyldes det forhold, at muslinger og tang ligesom andre organismer har en mekanisme til at regulere deres zinkindhold, så der altid er en bestemt minimumsmængde tilstede. Det er derfor forståeligt, at zinkkoncentrationen på belastede lokaliteter varierer i takt med belastningen, medens zinkkoncentrationen stort set holder sig uændret på lavt belastede lokaliteter. Figur 5.7 viser den tidsmæssige udvikling i tang for de to grupper af lokaliteter.



Figur 5.7. Tidsudvikling af zinkkoncentration i blæretang for forskellige grupper af lokaliteter i Arsuk Fjord. Gruppe 1: Lokaliteter ved Ivittuut, gruppe 2: Lokaliteter i den øvrige del af Arsuk Fjord, se iøvrigt teksten



Figur 5.8. Tidsudvikling af zinkkoncentration i blåmusling (skallængde ca. 2,5 cm) for forskellige grupper af lokaliteter i Arsuk Fjord. Gruppe 1: Lokaliteter ved Ivittuut, gruppe 2: Lokaliteter i den øvrige del af Arsuk Fjord, se iøvrigt teksten

Zinkkoncentrationen for gruppe 1, ved Ivittuut, udviser en svag faldende tendens, der dog ikke er signifikant på 5% niveau. For gruppe 2 er der ingen tidsmæssig udvikling i materialet.

Zinkkoncentrationen i musling er ikke afhængig af muslingens længde, sådan som det er tilfældet for bly. Den tidsmæssige udvikling for de to grupper fremgår af figur 5.8. Der er ingen generel tendens for nogen af grupperne set over hele perioden. For gruppe 1, ved Ivittuut, synes koncentrationen dog at være faldende siden 1988.

5.3. Blåmuslingers egnethed til fortæring

Ved vurderingen af eventuelt sundhedsskadelige virkninger af det forhøjede blyindhold i blåmuslinger er anvendt en værdi på 2 mg/kg (vådvægt) som en maksimal grænse for bly i muslinger. Denne værdi er opgivet af levnedsmiddelstyrelsen foranlediget af en forespørgsel om de sundhedsmæssige forhold ved blåmuslingers blybelastning ved Maarmorilik.

Endvidere er anvendt resultaterne for store muslinger (gennemsnitlig skallængde mellem 6 og 8 cm), da det vil være store muslinger, som er af betydning ved indsamling med henblik på

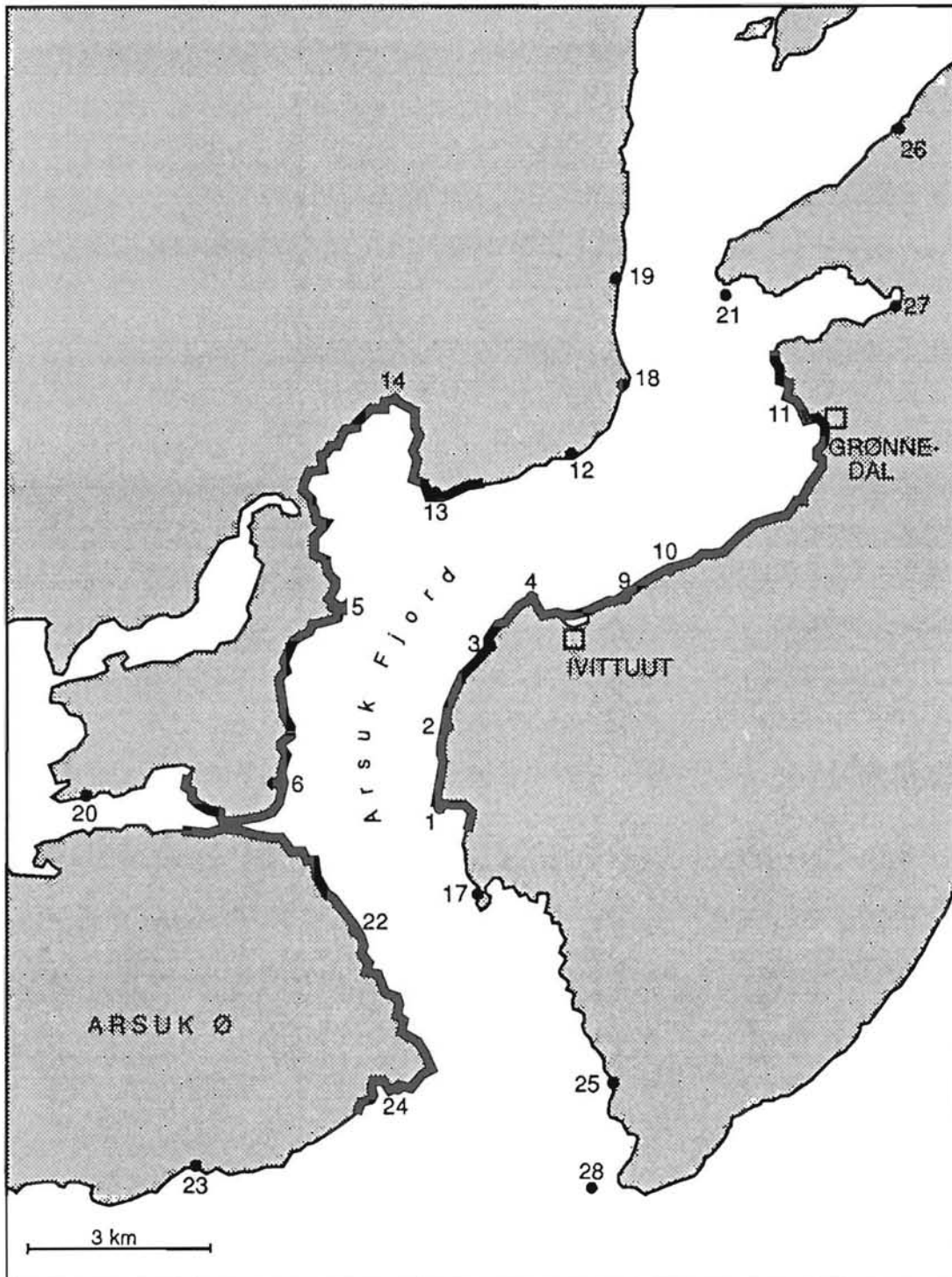
fortæring.

Ud fra disse kriterier overskrides grænseværdien i en eller flere prøver af store muslinger ved stationerne 1, 3, 4, 5, 8, 10, 11, 13, 15, 16, 22 og 24 ved undersøgelsen i 1990, men kun ved stationerne 3, 4, 5, 8 og 10 ved undersøgelsen i 1992. Tabel 5.1 viser blyværdierne omregnet til vådvægtsbasis for store muslinger fra 1990.

Ved afgrænsning af det område, hvorfra det anbefales ikke at indsamle og spise blåmuslinger (se figur 5.9), er resultaterne fra 1990 anvendt, idet det ikke kan udelukkes, at blyniveauet i muslingerne igen kan stige i forhold til 1992-resultaterne. Det fremgår således af figur 5.6, at der er stigninger og fald i muslingernes blybelastning fra år til år, selvom belastningen generelt har været faldende over en årrække. Områdets grænser er skønnet ved interpolation mellem resultaterne fra to tilgrænsende stationer eller ved ekstrapolation ud fra resultatet fra en enkelt station.

Tabel 5.1. Bly i store blåmuslinger fra Ivittuut 1990. Koncentrationer i mg/kg vådvægt.

Lokalitet	Skallængde (cm)	Tørvægt (%)	Blykonc. (mg/kg vådvægt)
1	6,40	16,41	1,58
1	7,36	16,76	2,72
3	6,46	15,13	3,87
4	6,39	15,31	14,7
5	6,47	13,85	63,7
8	6,32	16,11	95,0
10	6,45	15,16	6,38
11	6,41	17,45	2,25
12	6,44	15,97	1,46
13	6,53	15,89	2,37
15	6,48	14,27	2,04
15	7,31	13,69	2,14
16	7,39	16,77	2,03
16	6,41	16,79	2,94
17	6,41	16,35	1,15
21	6,57	13,62	1,70
21	7,44	13,58	1,87
21dobb.best.			1,79
22	6,42	17,37	2,14
22	7,40	16,50	1,72
24	6,47	16,29	1,29
24	7,37	14,47	2,17
27	6,47	16,36	1,38
28	6,58	16,13	1,39
28dobb.best.			1,24
28	7,48	16,09	1,35



Figur 5.9. Område hvor indsamling af blåmusling frarådes

6. Tungmetaller i fisk og rejer

Der er kun indsamlet prøver af fisk og rejer ved en enkelt lejlighed nemlig i 1983, hvor følgende arter og prøvetyper er undersøgt:

<u>Art</u>	<u>Prøvetype</u>
Ammassat	Hele fisk
Fjeldørred	Kød, lever, ben
Hellefisk	Kød, lever, ben
Uvak	Kød, lever, ben
Plettet havkat	Kød, lever, ben
Blå havkat	Lever, ben
Dybhavsreje	Kød, hoveder+skaller

Prøveindsamlingen blev foretaget for at vurdere, om metalniveauet i fisk og rejer ved Ivittuut var højere end i fjordområder i Grønland, som ikke er påvirket af lokale forureningskilder, samt for at vurdere om evt. forhøjelser kunne udgøre en sundhedsrisiko for mennesker.

Prøverne er analyseret for cadmium, kobber, bly og zink på Senter for Industriforskning i Oslo. Analyseme blev udført ved atomabsorptionsspektrofotometri efter foraskning af prøverne, opløsning af asken i salpetersyre og fortynding med destilleret vand. Metallerne blev bestemt direkte på denne opløsning eller efter opkoncentrering af opløsningen med APDC/MIBK.

Den statistiske analyse af data er en såkaldt variansanalyse, som tager højde for en eventuel indflydelse af de biologiske parametre på metalkoncentrationen, da de biologiske parametre vil variere fra år til år og fra sted til sted. Det overordnede princip i den statistiske analyse er først at undersøge, om de biologiske parametre (f.eks. størrelse og køn) har indflydelse på metalkoncentrationen. Hvis dette er tilfældet, beskrives denne indflydelse, f.eks. om metalkoncentrationen stiger med størrelsen af en given fiskeart, og anvendes ved beregning af estimater af metalkoncentrationen.

Tabel 6.1 til 6.5 viser metalkoncentrationen i fisk fanget ved Ivittuut sammenlignet med fisk fanget i andre områder af Grønland. For Uummanaq er angivet den laveste og den højeste middelværdi observeret i perioden 1983-1992. I sammenligningen er kun medtaget data fra 1983 og senere, da nogle ældre analyser har vist sig at være fejlagtige på grund af utilstrækkelig kontrol med analysernes kvalitet. Formentlig er der også fejl i nogle af analyserne efter 1983. Det er specielt lave metalkoncentrationer (tæt på detektionsgrænsen), som er et problem ved nogle af analyserne, især for bly, hvor der også er en særlig risiko for kontaminering af prøver. Siden midten af 1980-erne er man generelt blevet mere opmærksom på analysernes kvalitet, og der er indført bedre metoder til løbende kontrol heraf.

Tabel 6.1. Estimeret Cd-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i fisk ved Ivittuut og andre områder i Grønland. * Ikke normaliseret, fordi oplysninger om mål eller vægt mangler, fordi de biologiske parametre ikke er af signifikant betydning, eller fordi flere end 20% af analyseresultaterne er under detektionsgrænsen. Disse sidste er yderligere markeret med <. ** Data fra 1980.

Art	Område	Kød	Lever	Ben	Hele fisk
Ammassat	Ivittuut				0,13
	Uummannaq				0,07-0,31
Fjeldørred	Ivittuut	<0,02*	0,22*	0,05*	
	Narsarsuaq	<0,02*	0,09*	<0,02*	
Hellefisk	Ivittuut	<0,02*	2,11	<0,03*	
	Uummannaq	<0,01-<0,05*	2,46**	<0,03*	
Plettet havkat	Ivittuut	<0,03*	3,9	<0,03*	
	Uummannaq	<0,01-0,07*	5,5-17,3	<0,02-0,08*	
Blå havkat	Ivittuut		2,84	<0,03*	
Uvak	Ivittuut	<0,03*	0,53	<0,04*	
	Uummannaq	<0,01*-<0,10*	0,53-0,60**	<0,03*	

Cadmiumværdierne i kød og ben er meget lave, og der er ikke lokalitetsforskelle. I hele ammassat er cadmiumkoncentrationerne lidt højere, men værdien fra Ivittuut falder indenfor det område, der er fundet i Uummannaq-fjorden. I lever fra fjeldørred er cadmiumkoncentrationen ca. dobbelt så høj ved Ivittuut som ved Narsarsuaq; koncentrationerne er dog relativt lave. I fiskelever er cadmiumværdierne gennemgående højere i Uummannaq-fjorden end ved Ivittuut. I hellefisk- og havkatlever må cadmiumkoncentrationerne betegnes som høje, og de overstiger den gældende danske grænseværdi for cadmium i levnedsmidler. Denne grænse er maksimalt 0,5 mg/kg på vådvægtsbasis (Anon. 1985). Omregnes leverværdierne i tabel 6.1 fra tør- til vådvægtsbasis, fås følgende:

Fjeldørred	0,02-0,05 mg/kg
Uvak	ca. 0,2 mg/kg
Hellefisk	ca. 0,8 mg/kg
Havkat	ca. 1-3,5 mg/kg

Tabel 6.2. Estimeret Cu-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i fisk ved Ivittuut og andre områder i Grønland. * Ikke normaliseret, fordi oplysninger om mål eller vægt mangler, fordi de biologiske parametre ikke er af signifikant betydning, eller fordi flere end 20% af analyseresultaterne er under detektionsgrænsen. Disse sidste er yderligere markeret med <. ** Data fra 1980.

Art	Område	Kød	Lever	Ben	Hele fisk
Ammassat	Ivittuut				3,89
	Ummannaq				2,53-8,44
Fjeldørred	Ivittuut	1,39*	7,41*	1,14	
	Narsarssuaq	1,29*	9,44*	1,20	
Hellefisk	Ivittuut	0,37	39,4	0,52	
	Ummannaq	0,48-0,86	36,5**	0,40-0,61	
Plettet havkat	Ivittuut	1,11	166	1,34	
	Ummannaq	0,75-1,50	44,4-82,4	0,79-1,20	
Blå havkat	Ivittuut		7,25*	0,71*	
Uvak	Ivittuut	1,05	7,89*	1,80*	
	Ummannaq	0,80-1,30	2,18-6,14*(**)	1,31-1,70*	

Der er ikke væsentlige lokalitetsforskelle for kobberværdierne, bortset fra havkatlever, hvor kobberkoncentrationen er mere end dobbelt så høj ved Ivittuut som i Ummannaq-fjorden. Der er også tendens til højere kobberværdi i uvaklever, uvakben og i havkatben. Der er ingen umiddelbar forklaring på dette. Andre kobber-analyser i denne rapport tyder ikke på, at mineaktiviteterne i Ivittuut har medført en væsentlig forurening med kobber.

Tabel 6.3. Estimeret Pb-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i fisk ved Ivittuut og andre områder i Grønland. * Ikke normaliseret, fordi oplysninger om mål eller vægt mangler, fordi de biologiske parametre ikke er af signifikant betydning, eller fordi flere end 20% af analyseresultaterne er under detektionsgrænsen. Disse sidste er yderligere markeret med <.

Art	Område	Kød	Lever	Ben	Hele fisk
Ammassat	Ivittuut				0,24
	Ummannaq				0,08
Fjeldørred	Ivittuut	<0,07*	0,12*	0,11*	
	Narsarssuaq	0,09*	0,22*	0,56*	
Hellefisk	Ivittuut	<0,05*	0,13	0,15*	
	Ummannaq	<0,02-<0,08*		<0,10-0,24*	
Plettet havkat	Ivittuut	0,08	0,37	0,36	
	Ummannaq	<0,07*-0,12	0,22-0,37	0,36	
Blå havkat	Ivittuut		0,20	0,21*	
Uvak	Ivittuut	0,08	<0,11*	0,50*	
	Ummannaq	<0,05*-0,14		0,30*	

Alle blyværdier kan betragtes som lave og er under de gældende danske grænseværdier for bly i levnedsmidler (Anon. 1985). I nogle tilfælde kan der ses lokalitetsforskelle, men ikke således, at værdierne fra Ivittuut systematisk er højere end de to andre områder. Det anses for sandsynligt, at utilstrækkelig kvalitetskontrol ved analyserne er årsag til nogle af disse forskelle. På den baggrund er nogle prøver indsamlet ved Ivittuut i 1983 og analyseret af SI i 1983 blevet genanalyseret på GMs laboratorium i 1994. Sammenhørende værdier fra de to laboratorier er vist i tabel 6.4, og det ses, at de "nye analyser" er tydeligt lavere end de "gamle".

Tabel 6.4. Sammenligning af SIs og GMs analyseresultater for bly udtrykt i $\mu\text{g/g}$ tørstof.

<u>Prøvetype</u>	<u>Lokalitet</u>	<u>Fisk nr.</u>	<u>SI</u>	<u>GM</u>
Hellefiskmuskel	Ivittuut	18	<0,05	<0,002
		19	<0,05	<0,004
		8	<0,05	0,012
		16	0,07	<0,002
		6	<0,05	<0,008
Havkatmuskel	Ivittuut	27	0,12	<0,005
		28	0,12	<0,001
		33	0,08	0,006
		31	0,12	0,004
		29	0,05	<0,004
Uvakmuskel	Ivittuut	22	0,14	0,013
		25	0,08	0,023
		26	0,16	0,054
		23	0,09	0,026
		20	0,12	0,138

Tabel 6.5. Estimeret Zn-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i fisk ved Ivittuut og andre områder i Grønland. * Ikke normaliseret, fordi oplysninger om mål eller vægt mangler, fordi de biologiske parametre ikke er af signifikant betydning, eller fordi flere end 20% af analyseresultaterne er under detektionsgrænsen. Disse sidste er yderligere markeret med <. ** Data fra 1980.

Art	Område	Kød	Lever	Ben	Hele fisk
Ammassat	Ivittuut				83,9
	Uummannaq				62,8-140
Fjeldørred	Ivittuut	17,2*	90,5*	49,7	
	Narsarssuaq	17,9*	102*	44,4	
Hellefisk	Ivittuut	10,8	58,7	26,7	
	Uummannaq	10,9-16,4	54,9**	16,6-28,6*	
Plettet havkat	Ivittuut	27,9	101	57*	
	Uummannaq	24,4-38,4	77-107	54*-75*	
Blå havkat	Ivittuut		74,7*	50,5*	
Uvak	Ivittuut	18,8	37,4	54,2*	
	Uummannaq	19,1-26,7	29,3-44,0**	49,8-90,7*	

Der er ikke væsentlige koncentrationsforskelle. Zinkværdierne fra Ivittuut ligger på samme niveau som i de to andre områder.

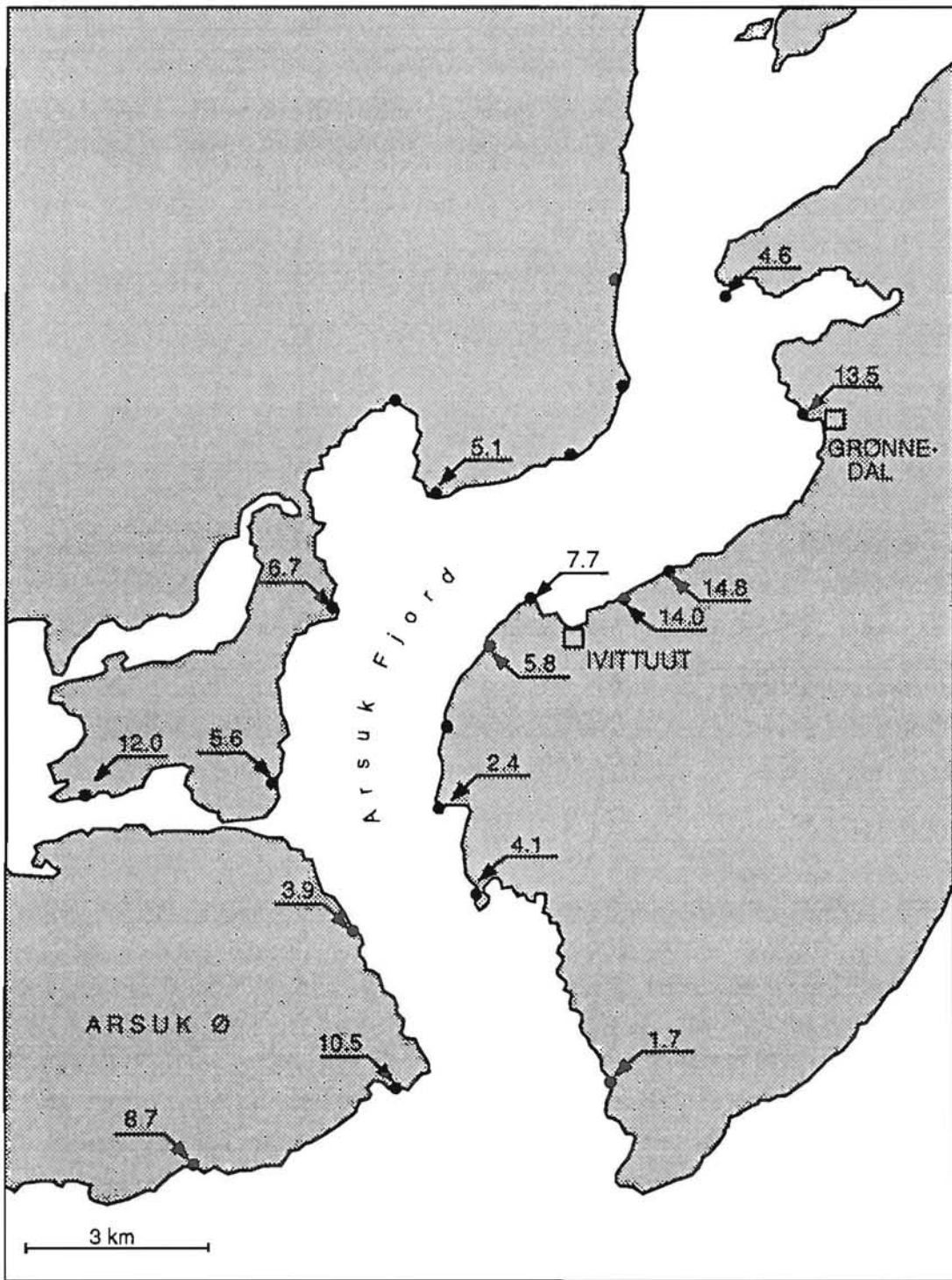
Tabel 6.6 viser en sammenligning af tungmetalkoncentrationen i dybhavsreje (*Pandalus borealis*) fra Arsuk Fjord ved Ivittuut med andre områder i Sydvestgrønland (Neria syd for Paamiut/Frederikshåb og 2 lokaliteter ved Nuuk/Godthåb) samt en lokalitet i Uummannaq Fjorden. Alle prøver er indsamlet i 1983 og 1984 og er analyseret af Senter for Industriforskning i Oslo.

Tabel 6.5. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i rejer efter normalisering til rejevægt 5 g.

Lokalitet	Cd	Cu	Pb	Zn
<u>Hel reje</u>				
Amitsuatsiaq, Uummannaq Fjord	6,15	85,8	0,33	57,1
Salleq, Uummannaq Fjord	5,48	86,0	0,78	69,5
Godthåbsfjord	1,33	55,4	0,58	56,0
Godthåb Dyb	1,36	58,6	0,30	53,6
Neria, syd for Paamiut	1,97	62,5	0,40	54,6
Ivittuut, 1983	1,97	85,1	0,73	64,2
Ivittuut, 1984	1,46	62,5	0,58	66,4
<u>Kød</u>				
Amitsuatsiaq, Uummannaq Fjord	0,09	17,3	0,12	38,8
Salleq, Uummannaq Fjord	0,14	18,4	0,99	46,6
Godthåbsfjord	0,05	15,7	0,19	38,0
Godthåb Dyb	0,05	15,8	0,17	42,4
Neria, syd for Paamiut	0,07	14,8	0,20	37,9
Ivittuut, 1983	0,08	19,6	0,42	48,3
Ivittuut, 1984	0,12	16,5	0,32	48,6

Det fremgår af tabel 6.5, at Cd-koncentrationen i hel reje er tydeligt højere i Uummannaq fjorden end ved de fire lokaliteter ved Nuuk/Godthåb og Paamiut/Frederikshåb. For de andre metaller er der ingen systematiske lokalitetsforskelle. Dog ser det ud, som om blykoncentrationen i rejekød ved Ivittuut er højere end ved de andre lokaliteter ved Nuuk og Paamiut, men som det fremgår, er blykoncentrationen ved Salleq i Uummannaq Fjord højere. Muligvis er nogle af blyanalyserne fejlagtige, sådan som det er beskrevet ovenfor i forbindelse med vurderingen af fiskedata. Desuden fremgår det, at metallerne, især Cd, findes i højere koncentration i den hele reje end i rejekødet. I rejekød er cadmium- og blyværdierne under de gældende danske grænseværdier for tungmetaller i levnedsmidler (Anon. 1985).

Det ser således ikke ud, som om tungmetalniveaue i rejer og fisk ved Ivittuut er forhøjet som følge af tilførsel af tungmetaller fra mineaktiviteterne. I de fleste tilfælde er de fundne tungmetalniveauer i fisk og rejer ved Ivittuut desuden under de gældende danske grænseværdier for tungmetaller i levnedsmidler. Dog er cadmiumværdierne i lever fra hellefisk og havkat over denne grænse, men dette findes i alle områder i Grønland og skyldes ikke tilførsel af cadmium fra mineaktiviteterne i Ivittuut.



Figur 7.1. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i lav *Cetraria nivalis* fra Arsuq Fjord

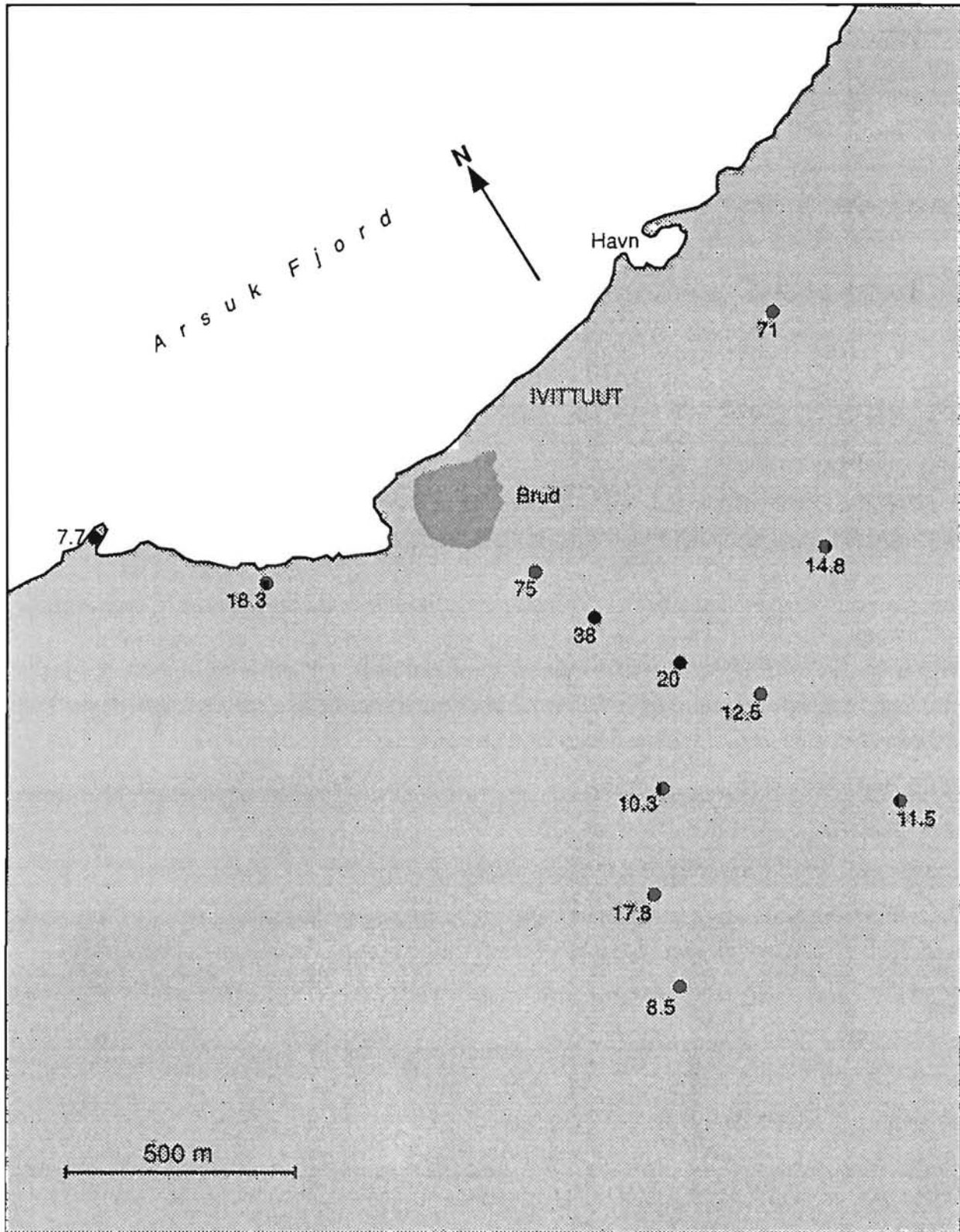
7. Tungmetaller i lav

Tungmetalanalyser af lavarten *Cetraria nivalis* har i flere tilfælde vist sig velegnet til at vurdere metalspredning gennem atmosfæren (Pilegård, 1983). Lavarten optager al sin næring fra atmosfæren. Dens indhold af metal vil derfor være et relativt mål for metalforureningen af atmosfæren i det område, hvor den indsamles.

For at vurdere metalspredning gennem atmosfæren blev der i juni 1983 indsamlet lavprøver i et område af Arsuk Fjord ved de samme stationer, hvor der er indsamlet blåmuslinger, se figur 7.1. Desuden indsamledes prøver på 11 lokaliteter i og tæt på selve Ivittuut by, se figur 7.2. Der blev kun indsamlet frisk levende væv og kun materiale, der ikke voksede på jord eller sten. I enkelte tilfælde indsamledes en prøve af den beslægtede art *Cetraria cucullata*.

I laboratoriet finsorteredes ca. 0,5 gram lav, som efter tørring ved 60°C i et døgn vejedes og opløstes i 10 ml halvkonzentreret salpetersyre. Efter opløsning inddampedes syren, og resterne opløstes i 10 ml 1-normal salpetersyre og fortyndedes til 200 ml. Herefter blev der foretaget en bestemmelse af bly ved metoden "anodisk stripping voltammetri". Der blev kun analyseret for bly, idet forurening med bly er det væsentligste miljøproblem ved Ivittuut.

Analyseresultaterne er vist i tabel 7.1. Ved at sammenligne blykoncentrationerne i *Cetraria nivalis* og *Cetraria cucullata* på de lokaliteter, hvor begge arter er indsamlet, kan der beregnes en omregningsfaktor fra den ene art til den anden. Denne faktor er 1,8 ved omregning fra *Cetraria cucullata* til *Cetraria nivalis*. I figur 7.1 og 7.2 er blyværdierne i *Cetraria nivalis* (for nogle stationer omregnet fra *Cetraria cucullata*) indtegnet på kort.



Figur 7.2. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i lav *Cetraria nivalis* fra Ivittuut

Tabel 7.1. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i lav *Cetraria nivalis* fra Arsuk Fjord og Ivittuut.

Station nr. eller område	<i>Cetraria nivalis</i>	<i>Cetraria cucullata</i>
1	2,4	
3	5,8	
4	7,7	5,5
9	14	8,3
10	14,8	
11	13,5	
13	5,1	2,8
15	6,7	
16	5,6	
17	4,1	
20	12,0	
21	4,6	
22	3,9	
23	8,7	3,9
24	10,5	
25		0,92
M 1	75	
M 2	38	
M 3	20	
M 4	10,3	
M 5		9,9
M 6	8,5	
M 7	12,5	
M 8		6,4
M 9	14,8	
M 10	71	
M 11	18,3	
Neria Fjord, syd for Paamiut	4,3	1,5

Det fremgår af figur 7.1, at blyindholdet i *Cetraria nivalis* i området udenfor selve Ivittuut varierer mellem 1,7 $\mu\text{g/g}$ og 14,8 $\mu\text{g/g}$ på en ikke systematisk måde, måske med den undtagelse, at de 3 højeste værdier findes langs vejstrækningen mellem Ivittuut og Grønndal og kunne tænkes at være forårsaget af blyudslip eller ophvilet vejstøv fra biltrafik. Undtages disse 3 værdier, bliver gennemsnittet 6,1 $\mu\text{g/g}$ bly for lavprøver indsamlet udenfor selve Ivittuut.

Blyindholdet i lavprøver i og omkring selve Ivittuut er vist i figur 7.2. De varierer fra 8,5 $\mu\text{g/g}$ til 75 $\mu\text{g/g}$ med en middelværdi på 27 $\mu\text{g/g}$. De højeste værdier findes nærmest det område, hvor der har været størst industriel aktivitet. Udenfor dette område falder værdierne hurtigt og er i ca. 1 km's afstand på samme niveau som i den øvrige del af Arsuk Fjord.

Blyværdierne i *Cetraria nivalis* fra forskellige områder i Grønland er vist i tabel 7.2.

Tabel 7.2. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i lav (*Cetraria nivalis*) fra forskellige områder i Grønland.

<u>Område</u>	<u>Middelværdi</u>	<u>Minimum</u>	<u>Maksimum</u>	<u>Reference</u>
Thule	1,1			Pilegaard, pers.comm.
Disko	4,4			Pilegaard, pers.comm.
Godthåbsfjord	3,1			Pilegaard, pers.comm.
Narsaq-området	6,1	3,8	8,4	Pilegaard, 1987
Nuuk by	31	10	72	Pilegaard, pers.comm.
Ivittuut	27	8,5	75	
Arsuk Fjord	6,1	1,7	12	
Mestersvig:				Pilegaard, pers.comm.
0-0,6 km fra mine	500			
0,6-1 km fra mine	36			
1-10 km fra mine	24			
> 10 km fra mine	3			
Maarmorilik:				Pilegaard, 1983
0 km fra mine	5000			
0,3 km fra mine	1300			
0,5 km fra mine	830			
2 km fra mine	240			
5 km fra mine	106			
10 km fra mine	58			

Sammenlignet med disse værdier er blyniveauet i og omkring selve Ivittuut som i Nuuk by, mens blyniveauet ved Arsuk Fjord udenfor nærområdet ved Ivittuut er som fundet i Narsaq-området. Sammenlignet med de to andre mineområder i Grønland - Maarmorilik og Mestersvig - er det område, hvor der kan ses en forhøjelse af blyniveauet i lav, væsentligt mindre ved Ivittuut. Dette område ligger indenfor 1 km ved Ivittuut og indenfor 10 km ved Mestersvig, mens området ved Maarmorilik strækker sig væsentligt udover 10 km.

Det kan derfor konkluderes, at spredning af blyholdigt støv fra mineaktiviteterne i Ivittuut ikke er nogen stor forureningskilde, og at denne kilde ikke kan være en væsentlig årsag til den forhøjelse af blyniveauet, der kan ses i blåmuslinger i Arsuk Fjord.

8. Kortlægning af forureningskilder

Som led i miljøundersøgelserne i Ivittuut, og især efter at det i 1982 overraskende blev konstateret, at der kunne ses en forurening med bly og zink i organismer i tidevandszonen i en større del af Arsuk Fjord, er der gjort forsøg på at kortlægge og kvantificere forureningskilderne.

8.1. Støv

I juni 1982 bemærkedes, at køretøjer i Ivittuut ophvirvlede en del støv, når de kørte i området. Dette indebar en risiko for spredning af tungmetaller med støvet. Til belysning heraf indsamledes prøver af vejstøvet flere steder i minebyen. Prøverne blev sigtet, og de to fineste fraktioner, som har størst risiko for at blive spredt som støv, blev analyseret for metaller og kryolit. Metallerne blev bestemt med atomabsorptionsspektrometri og kryolit med fluorspecifik elektrode. Resultaterne er vist i tabel 8.1.

Tabel 8.1. Analyse af vejstøv fra Ivittuut juni-juli 1982.

Prøve nr.	Lokalitet	Fraktion μm	Vægt-procent	Kryolit %	Zn mg/kg	Pb mg/kg	Cu mg/kg	Cd mg/kg
I	Ved sorterværk	<50	8,3	73,9	2200	5500	446	4
		50-100	14,3	63,0	2400	5200	479	5
II	Ved vejkryds	<50	5,1	47,0	2400	2700	402	5
		50-100	10,1	23,0	1900	1900	333	3
III	Bro over vandhul	<50	5,4	39,4	1700	1800	337	2
		50-100	11,0	8,3	1500	1400	291	2
IV	Ved havn	<50	3,0	14,6	1000	900	210	1
		50-100	7,0	5,6	700	600	145	0,5
V	Ved tragt	<50	16,3	36,8	1900	1900	374	3
		50-100	29,0	20,2	1100	1000	232	2
VI	På kaj	<50	3,1	0,5	146	56	67	0,7
		50-100	8,2	0,2	79	12	32	0,01
VII	Ved kontor	<50	2,3	15,3	1200	800	252	3
		50-100	4,2	6,4	900	500	174	3
VIII	Vejkryds syd for brud	<50	1,8	5,2	300	400	151	1
		50-100	3,8	0,4	149	142	73	0,2
IX	Ved indkørsel til knuser	<50	1,5	60,9	3200	5300	582	9
		50-100	12,9	61,5	3300	4200	574	9

Det fremgår, at den fineste fraktion af vejstøvet har de højeste koncentrationer af kryolit og metaller, og at disse koncentrationer de fleste steder er høje og på samme niveau som kryolitmalmen. De laveste værdier findes på kajen, som er dækket med et lag ikke-kryolitholdigt materiale.

Betydningen af metalspredning med støv er belyst ved indsamling af lavprøver som beskrevet i afsnit 7. Her konkluderes, at denne spredning ikke er nogen stor forureningskilde i Ivittuut.

8.2. Vandet i bruddet

Vandprøver til analyse for cadmium, kobber, bly og zink blev indsamlet på flere dybder i det vandfyldte kryolitbrud i juni 1982, kort før vandet skulle pumpes ud i Arsuk Fjord.

Analyseresultaterne er vist i tabel 8.2.

Tabel 8.2. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/l}$) i vandprøver fra kryolitbruddet i Ivittuut 28. juni 1982.

Dybde m	Zn		Cd		Pb		Cu
	opløst	suspenderet	opløst	suspenderet	opløst	suspenderet	opløst
0	432	7,7	1,3	0,38	97	13	3,8
5	556	2,1	1,9	0,03	200	40	4,2
10	590	3,2	2,0	0,05	188	43	4,5
20	556	6,2	2,0	4,8	194	38	4,5
30	536	4,8	1,8	3,2	185	21	3,4
40	585	3,5	1,9	0,24	189	18	2,5
50	543	0,9	2,3	0,40	201	6,1	4,0
55	574	1,1	1,8	8,0	277	9,5	4,3
65	555	0,3	1,7	0,03	263	17	4,2

Analyserne viser et stort set konstant og stærkt forhøjet tungmetalindhold i bruddets vand. Uforurennet fjordvand kan forventes at indeholde ca. 2000 gange mindre zink, 100 gange mindre cadmium, 4000 gange mindre bly og 20 gange mindre kobber. Vandet i kryolitbruddet rummede altså en mulig forureningsfare, især ved sit høje blyindhold. Målingerne før udpumpningen (i juni) og efter udpumpningen (november) viste ikke tegn på eksistensen af dette vand i Arsuk Fjord, bortset fra målestedet lige ud for Ivittuut (200 m nord for kajen). På dette sted genfundtes i overfladevand i november zink, cadmium, bly og kobber i omtrent samme forhold som vandet i kryolitbruddet, men fortyndet ca. 12 gange, se tabel 3.6.

Det er muligt at vurdere betydningen af forureningen af fjorden ved udpumpningen af bruddets vand i forhold til den største forureningskilde i Ivittuut, nemlig tidevandets udvaskning af tungmetal fra kajområdet, sådan som det er beskrevet i afsnit 8.3. Tilførslen af bly fra kajområdet er meget usikkert bestemt, men vurderes til mellem 400 og 1000 kg pr år. Derimod kan tilførslen af bly fra tømningen af bruddet i 1982 bestemmes ret nøjagtigt til 320 kg. Denne forureningskilde har således været af mindre betydning.

Slam fra bunden af det tømte kryolitbrud blev analyseret i november 1982 som vist i tabel 8.3. Metallerne blev bestemt med atomabsorptionsspektrometri og kryolit med fluorspecifik elektrode. Som det kunne ventes, har dette slam et højt indhold af zink, bly og cadmium. Sammensætningen svarer til de højeste værdier fundet i vejstøv (se tabel 8.1).

Tabel 8.3. Analyse af slam fra bunden af det tømte kryolitbrud november 1982.

Prøve	Zn mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg	Kryolit %
A	2500	6,9	5200	67,1
B	2300	8,3	3700	68,6

8.3. Kajområdet

Kajområdet i Ivittuut består af opfyldt materiale fra kryolitbrydningen. Da materialet indeholder tungmetaller, er det en mulig forureningskilde. Ved et besøg i Ivittuut i maj 1985 blev det iagttaget, at vandoverfladen i et hul gravet på kajen fulgte tidevandets bevægelser, som derved kunne der transportere metaller fra kajområdet ud i fjorden. En prøve af dette vand blev indsamlet og analyseret for bly. Analysen viste et højt blyindhold, nemlig 201 µg/l. Ved samme besøg gravedes to meget store huller i kajområdet. Det vand, der øjeblikkeligt sivede ind i hullerne, bestod af havvand med et blyindhold på 298 og 185 µg/l. Uforurenet havvand har et blyindhold under 0,1 µg/l.

Denne iagttagelse var baggrunden for, at der blev iværksat en nærmere undersøgelse af blytransporten med tidevandet fra kajområdet som nærmere beskrevet i det følgende. Undersøgelserne blev koncentreret omkring bly, da bly udgør det væsentligste miljøproblem i Ivittuut.

8.3.1. Kajmaterialets sammensætning

Den bedste bestemmelse af kajmaterialets sammensætning er foretaget af firmaet Outokumpu i forbindelse med en koncession, som Ivittuut Kommune havde i 1991, og som omfattede prøvetagning af kryolitholdige løse materialer i Ivittuut med henblik på en evt. udnyttelse af disse materialer. I kajområdet blev udlagt 20 profiler, og i hver af disse blev der gravet 2 til 4 huller i 1 til 2 meters dybde. Flere af hullerne var så dybe, at der ved højvande trængte vand ind i dem. GM indsamlede og analyserede prøver af dette vand som beskrevet i det følgende. Kemiske og mineralogiske undersøgelser af det opgravede kajmateriale er rapporteret af Outokumpu (1991). Den gennemsnitlige kemiske sammensætning fremgår af tabel 8.4. Ud fra denne beregnes mineralsammensætningen som vist i tabel 8.5.

Tabel 8.4. Kemisk analyse (XRF) af kajmaterialet i Ivittuut (Outokumpu 1991).

Hovedelementer	%	Sporelementer	mg/kg
SiO ₂	61,5	Cu	310
TiO ₂	0,20	Ni	10
Al ₂ O ₃	12,5	Co	10
Cr ₂ O ₃	0,004	Zn	2040
V ₂ O ₃	0,004	Pb	2200
FeO	5,17	S	3210
MgO	0,17	As	40
MnO	0,59	Bi	20
CaO	2,76	Y	100
Rb ₂ O	0,032	Nb	420
SrO	0,104	Mo	40
BaO	0,041	Sn	320
Na ₂ O	6,59	W	40
K ₂ O	3,20	Cl	130
ZrO ₂	0,183	Th	80
P ₂ O ₅	0,061	U	20
CO ₂	2,3	Cs	20
		La	40
		Ce	110
		Ta	20

Tabel 8.5. Mineralsammensætning (%) af kajmaterialet i Ivittuut (Outokumpu 1991).

Kryolit	Na ₃ AlF ₆	12,2 %
Weberit	Na ₂ MgAlF ₇	0,36
Fluorit	CaF ₂	3,32
Siderit	FeCO ₃	5,81
Kvarts	SiO ₂	44,7
Glimmer*	K, Fe, Al silikat	27,65
Topaz	Al ₂ SiO ₃ (OH, F) ₂	4,72
Zirkon	ZrSiO ₄	0,26
Galena	PbS	0,25
Chalcopyrit	CuFeS ₂	0,09
Sphalerit	ZnS	0,30
Pyrit	FeS ₂	0,29

* 47% SiO₂, 26% Al₂O₃, 8,1% FeO, 0,35% MgO, 11% K₂O, 3,7% F

8.3.2. Analyser af "grundvand" i kajen 1985-86

For at kunne opsamle prøver af vandet konstruerede Kryolitselskabet Øresund i maj 1985 en opstilling af 5 vandrør nedgravet i forskellig dybde i kajområdet. Ved hjælp af denne opstilling, som blev kaldt "vandorglet", kunne der opsuges prøver af vandet under kajen i 5 forskellige

Tabel 8.9. Blykoncentration ($\mu\text{g/l}$) i vandprøver fra "vandorglet" på kajen 2.-3. juli 1985.

Klokkeslet	1325	1720	1935	2215	0015	0200
Øverste			24,0			
Næstøverste		10,4	11,2			
Mellemste						
Næstnederste		21,0	17,6	56,8		21,1
Nederste	66,0	60,2		70,1	40,9	49,2
Kyst	10,9		3,02	1,94		

Tabel 8.10. Blykoncentration ($\mu\text{g/l}$) i vandprøver fra "vandorglet" på kajen 26. sep. 1985.

Klokkeslet	1230	1410	1615	1820	2030	2220	0030
Øverste				135			
Næstøverste				116	249		
Mellemste		106	30	39	203	205	
Næstnederste	227	79	24	214	74	92	
Nederste	74	67	23	214	61	97	85
Kyst			9,8		26		

Tabel 8.11. Blykoncentration ($\mu\text{g/l}$) i vandprøver fra "vandorglet" på kajen 27. nov. 1985.

Klokkeslet	1240	1430	1630	1830	2030	2230	0015
Øverste				186			
Næstøverste			161	151	230		
Mellemste							
Næstnederste	179	99		78	109	154	164
Nederste	107	111	38	41		83	135
Kyst			15				

I slutningen af september 1985 var "vandorglet" ved at være gennemtæret, og et nyt og bedre "orgel" med spidser af rustfrit stål blev opstillet. De følgende tabeller (tabel 8.12 til 8.14) viser analyseresultater fra det ny "vandorgel".

Tabel 8.12. Blykoncentration ($\mu\text{g/l}$) i vandprøver fra "vandorglet" på kajen 28.-29. sep. 1985.

Klokkeslet	1350	1530	1730	1930	2130	2330
Øverste				409		
Næstøverste			503	609	344	
Mellemste			69	189	323	
Næstnederste			221	138	390	321
Nederste	3146	1230	1379	1846	1568	1452

Tabel 8.13. Blykoncentration ($\mu\text{g/l}$) i vandprøver fra "vandorglet" på kajen 27. nov. 1985.

Klokkeslet	1240	1430	1630	1830	2030	2230	0015
Øverste				259			
Næstøverste			113	211	297		
Mellemste			104	164	303		
Næstnederste	620	600	105	114	343	402	567
Nederste	3340	2490	2690	2350	2220	2040	2030

Tabel 8.14. Blykoncentration ($\mu\text{g/l}$) i vandprøver fra "vandorglet" på kajen 9. april 1986.

Klokkeslet	0140	0500	0745	0930	1150	1355
Øverste			126			
Næstøverste			80,9	153		
Mellemste		22,2	66,4	141		
Næstnederste		87,3	65,6	166	201	
Nederste	4343	4850	5460	4463	809	3890
Kyst			16,8			

Det fremgår af tabellerne, at blykoncentrationerne i prøverne er meget variable, men det er dog tydeligt, at havvand med en blykoncentration på omkring $0,1 \mu\text{g/l}$ med tidevandet trænger ind i kajmaterialet, hvor det optager bly til en koncentration mellem ca. 20 og $5000 \mu\text{g/l}$. Ved faldende vande transporteres en del af det blyberigede vand igen ud i Arsuk Fjord. Resultaterne tillader ikke en nøjagtig beregning af den blymængde, som transporteres til Arsuk Fjord med tidevandet, men det er muligt at foretage nogen skøn som vist i det følgende.

8.3.3. Beregning af blytransport

Til beregning af, hvor meget bly der frigives fra det opfyldte kajområde er anvendt følgende værdier:

Længde af opfyldt område	450 m
Bredde af opfyldt område	50 m
Tidevand i gennemsnit	2 m
Porositet	0,15

Produktet af disse tal er den vandmængde, der strømmer ind i kajmaterialet i hver tidevandsperiode, altså $450 \cdot 50 \cdot 2 \cdot 0,15 \text{ m}^3 = 6750 \text{ m}^3$. Hvis vandmængden, der strømmer ind i kajen under stigende vande, har blykoncentrationen x_i , og vandmængden, der strømmer ud, har koncentrationen x_u , bliver den pr. tidevandscyklus afgivne blymængde:

$$6750 \cdot (x_u - x_i) = 6750 \cdot \Delta x$$

Som resultaterne i ovenstående tabeller viser, er koncentrationsforskellen Δx ikke konstant. Til

beregning af Δx udregnes den gennemsnitlige blykoncentration 2 timer før og 2 timer efter højvande. Forskellen mellem disse benyttes til beregning af blyfrigivelsen. Ved "det nye vandorgel" er resultaterne fra det dybeste rør ikke anvendt, hvilket begrundes senere. Resultaterne fra 10.6. og 25.6.1985 er heller ikke medtaget. På disse to tidspunkter var det niptid, som giver lave vandstrømninger i kajmaterialet og dermed for få og ufortolkbare data.

Tabel 8.15. Beregning af blyfrigivelse (g Pb pr. tidevandsperiode) fra kajområdet i Ivittuut.

Dato	x_i	x_u	Δx	Blyfrigivelse (g)
2.-3.7.1985	31	64	33	223
26.9.1985	26	147	121	817
28.-29.9.1985	264	359	95	641
27.11.1985	107	314	207	1397
9.4.1986	55	153	98	662

Den gennemsnitlige blyfrigivelse bliver 748 g pr. tidevandsperiode, svarende til 1436 g bly pr. døgn. Det må understreges, at grundlaget for denne beregning er usikkert, bl.a. på grund af følgende forhold.

- 1) Målingerne angiver, hvor meget bly der opløses fra kajområdet bag vandorglerne. Der vil yderligere opløses noget bly fra kajmaterialet mellem vandorglerne og Arsuk Fjord.
- 2) Målingerne fra 10.6. og 25.6., som er de eneste der blev udført ved niptid, viser, at der opløses mindre bly, når tidevandsforskellen er mindst. Dette forhold vil bevirke, at den beregnede blyfrigivelse er overestimeret, og modvirke den underestimering, som er nævnt under 1) ovenfor.
- 3) Ved "det nye vandorgel" er resultaterne fra det dybeste rør ikke anvendt. Prøverne herfra har en meget højere blykoncentration end andre prøver, og koncentrationen følger ikke tidevandet. Ved de tre målinger med det nye vandorgel fandtes følgende gennemsnitsværdier:

28.-29.9.1985	1787 $\mu\text{g/l}$
27.11.1985	2481 $\mu\text{g/l}$
9.4.1986	3969 $\mu\text{g/l}$

Blykoncentrationen vokser altså med tiden. Forklaringen må være, at vandet i det dybeste rør ikke udveksles med tidevandet. Derfor er resultaterne fra det nederste rør ikke anvendt ved beregning af blyfrigivelsen. Hvis denne antagelse er forkert, vil blyfrigivelsen fra kajområdet være meget større end beregnet.

- 4) Før den kemiske analyse af vandprøverne er der tilsat 1 ml salpetersyre pr. liter prøve for at stabilisere det opløste bly og for at opløse bly, som eventuelt er udfældet i prøveflasken. Forsøg har vist, at syretilsætning er nødvendig, idet længere tids henstand af havvand med højt blyindhold vil bevirke udfældning af opløst bly i prøven. I nogle vandprøver sås et bundfald af sand. Der er en teoretisk mulighed for, at der opløses noget bly fra dette sand ved syretilsætningen, men da

syrestyrken i vandprøven kun øges til 0,1 %, vil kun letopløselige blyforbindelser kunne opløses i prøven. Sådanne forbindelser som f.eks. gendulfældet blykarbonat vil dog også kunne transporteres af tidevandet og optages af tidevandsorganismer. Selvom der således måtte være sket en opløsning af letopløselige blyforbindelser ved syretilsætning af prøverne, vil analyseresultatet således stadig repræsentere biologisk tilgængeligt bly.

Sammenfattende kan det anføres, at der er skønnet en gennemsnitlig tilførsel af opløst bly fra kajområdet i Ivittuut på 1436 g bly om dagen. I betragtning af de usikkerheder, der er knyttet til dette skøn, vurderes blyfrigivelsen til mellem 1 og 3 kg pr. døgn eller mellem 400 og 1000 kg pr. år. Til sammenligning vurderede Bondam og Asmund (1986) ud fra undersøgelser af sedimentet, at der årligt blev tilført mellem 200 og 1600 kg bly fra Ivittuut til Arsuk Fjord.

8.3.4. Undersøgelser af kajområdet i 1991

I forbindelse med de undersøgelser, som er beskrevet i afsnit 8.3.1, indsamlede GM vandprøver fra kajområdet. I 12 af de huller, som blev gravet, stod der vand i bunden ved højvande. Der blev udtaget vandprøver fra disse 12 huller den 10. juli og fra de 8 af hullerne igen den 12. juli. Inden kemisk analyse blev der tilsat 1 ml konc. salpetersyre for at genopløse eventuelt udfældet metal fra overfladen af prøveflasken og partikler i prøven. Den svage syrekoncentration opløser ikke selve mineralerne i prøven. 1 liters prøverne indeholdt op til 0,5 g opslemmet materiale. Efter stabilisering analyseredes prøverne ved metoden "anodisk stripping voltammetri".

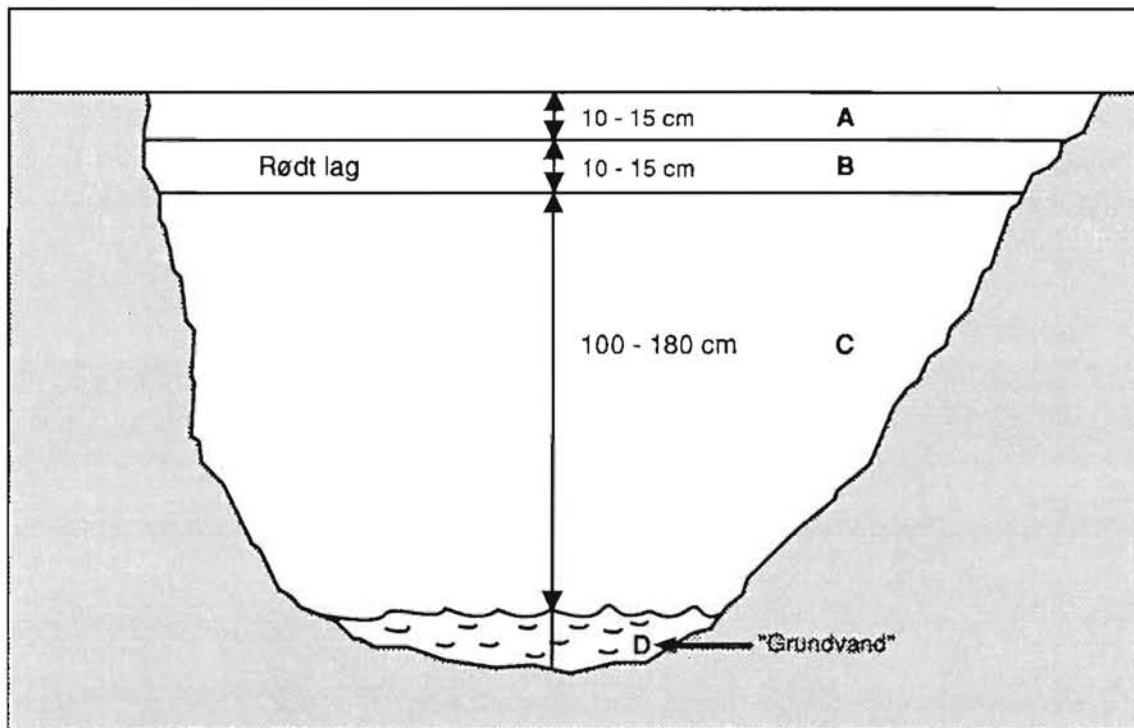
Analyseresultaterne fremgår af tabel 8.16, som også viser Outokumpus analyser for kryolit og bly af det såkaldte "smuld" (den mest finkornede fraktion) fra hullerne. Profil 1 er længst mod vest og profil 14 længst mod øst i kajområdet. Beliggenhed henviser til huller gravet i forskellig del af profilet: M betyder midt i profilet, I betyder inderst i profilet dvs længst væk fra fjorden, og Y betyder yderst i profilet dvs. længst ude mod fjorden.

Tabel 8.16. Analyse af vandprøver ($\mu\text{g/l}$) fra kajen i Ivittuut 10. og 12. juli 1991.

Profil	Beliggenhed	% kryolit	% Pb	10. juli			12. juli		
				Zn	Cd	Pb	Zn	Cd	Pb
1	M	9,9	0,11	1057	3,96	1203	62	0,4	76
1	Y	9,9	0,11	350	2,20	582			
2	Y	13,7	0,17	93	0,39	83	60	0,18	98
3	Y	12,8	0,14	2803	16,6	2090			
4	M	13,1	0,30	1593	11,5	2016			
5	M	20,5	0,14	788	5,74	789	284	2,37	224
5	Y	20,5	0,14	1446	6,28	2821	597	2,95	1664
7	I	9,7	0,52	471	2,75	776	349	2,47	330
12	I	13,8	0,18	213	0,90	378	195	0,93	383
12	M	13,8	0,18	568	2,20	651	832	3,51	474
14	I	11,2	0,11	8011	57,7	2628	1681	10,5	362
14	M	11,2	0,11	2627	11,7	2141			

Det fremgår, at der er et meget varierende, men tydeligt forhøjet tungmetallindhold i vandprøverne. Analyse af uforurenset havvand fra Nordatlanten (referencehavvand NASS-1) viser koncentrationer på $0,16 \mu\text{g/l}$ Zn, $0,03 \mu\text{g/l}$ Cd og $0,04 \mu\text{g/l}$ Pb. Vandprøverne fra kajen i Ivittuut viser forhøjede værdier på 2000-70000 gange for bly, 400-50000 gange for zink og 6-2000 gange for cadmium. Det ses desuden, at vandprøverne indsamlet 12. juli havde lavere metalkoncentrationer end prøverne indsamlet 10. juli umiddelbart efter, at hullerne var gravet. Det ser således ud, som om den mekaniske påvirkning frigør en betydelig mængde tungmetaller, som med tidevandet føres ud i fjorden, hvorefter et lavere tungmetalniveau indstiller sig i de gravede huller. Dette er i overensstemmelse med observationerne i 1985 og 1986. Derimod er der ikke tegn på, at der skulle være forskel på tungmetalkoncentrationerne i huller gravet i forskellig afstand fra kysten.

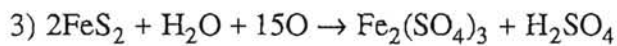
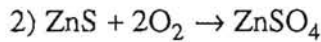
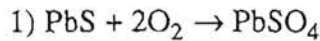
I de fleste af de gravede huller observeredes et rødt lag øverst i af kajmaterialet som skitseret i figur 8.1. Det rødfarvede lag skyldes udfældning af jern, som må være opløst i det øverste lag (zone A i figuren). De efterfølgende vurderinger af de kemiske reaktioner i kajmaterialet er ikke verificeret, men er baseret på almen viden om forvitring af pyritholdige gråbjergsdepoter (Anon., 1991).



Figur 8.1. Snit gennem et gravet hul i kajen ved Ivittuut, se iøvrigt teksten

Reaktioner i zone A

Oxidation af sulfider og syredannelse:

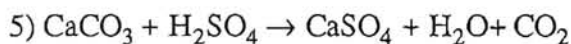
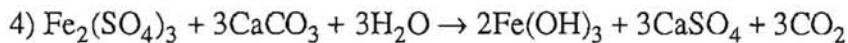


Ved reaktionerne 1) og 2) forvitrer de uopløselige sulfider til det letopløselige zinksulfat og det temmelig tungt opløselige blyulfat.

Ved reaktion 3) dannes letopløseligt jernsulfat og svovlsyre. Svovlsyren bidrager til opløseligheden af de øvrige oxidationsprodukter. Alt kalk i zone A vil være omdannet til gips.

Reaktioner i zone B

I zone B udfældes ferrihydroxid (okker), hvilket må betyde, at der sker en neutralisation af svovlsyren; f.eks. kan følgende ske:



Det er uvist, om der er tilstrækkeligt kalk i kajmaterialet til, at reaktionerne 4) og 5) kan have betydning. Hvis der ikke er tilstrækkeligt kalk, må det være andre basisk reagerende mineraler, der forårsager jernudfældning, f.eks. siderit.

Reaktioner i zone C

I zone C er der ikke sket nogen synlig ændring af kajmaterialet. pH er formodentlig så høj, at der ikke sker nogen nævneværdig pyritoxidation. Der kan dog godt ske oxidation af galena og sphalerit og transport af opløste bly- og zinkioner med regnvand ned til "grundvandet" i kajen.

Reaktioner i zone D

I zone D er havvand tilstede sammen med luft (ilt?). Havvandets indhold af klorid og karbonat bevirker en øget opløselighed af mange tungmetaller. For eksempel opløses bly i havvand under dannelse af komplekse PbCO_3 , $\text{Pb}(\text{CO}_3)_2^-$, PbCl_2 , PbCl^+ , $\text{Pb}(\text{CO}_3, \text{Cl})^-$ og PbCl_3^- (Whitfield

og Turner, 1980). Man må forestille sig, at der i zone D dels sker en oxidation og opløsning af sulfidminerale og dels en opløsning af det metal, der af regnvand er skyllet ned fra de overliggende zoner.

Det røde lag observeredes ikke ved gravningerne i 1985. Det er derfor tænkeligt, at det er dannet i løbet af 6 år (eller mere), og at det bevæger sig nedad. Hvis dette er tilfældet, vil neutralisationspotentialen af kajmaterialet være opbrugt, når det røde lag når ned til højvandsmærket. Herefter vil svovlsyren, som dannes ved oxidation af pyrit, frit kunne angribe de forvitrede mineralkorn af bly og zink, og opløst bly og zink vil blive tilført havvandet i større mængde end i dag. Det er dog usikkert om det overhovedet vil ske, og i givet fald vil det formodentlig vare mange år.

Når man finder stærkt forhøjede metalkoncentrationer i vand i gravede huller i kajen, umiddelbart efter at hullerne er gravet, kan det skyldes, at den mekaniske påvirkning i sig selv gør opløselige tungmetalminerale tilgængelige i hele det gennemgravede materiale. Det er dog også muligt, at gravningen har tilført materiale fra zone A og B, som begge er mere oxiderede og med et højere indhold af opløselige metaller, til de dybtliggende lag, hvor det er bragt i kontakt med havvandet og opløses.

8.4. Samlet vurdering af forureningskilder

De udførte undersøgelser peger på at tidevandets udvaskning af tungmetaller fra kajområdet i Ivittuut er den helt dominerende kilde til tilførsel af tungmetaller til Arsuk Fjord og dermed til tidevandsorganismernes belastning med bly og zink. Andre mulige kilder som spredning af støv synes af underordnet betydning.

Det må forventes, at Arsuk Fjord fortsat i mange år vil blive tilført tungmetaller fra kajområdet i samme omfang som i de seneste år. Der er en risiko for, at tilførslen på et tidspunkt vil stige, nemlig hvis der sker en forurening som ovenfor beskrevet. I givet fald vil frigørelsen af tungmetaller stige, når neutralisationspotentialen af kajmaterialet er opbrugt. Det vil dog vare mange år, før dette kan ske. Der er således god tid til at be- eller afkræfte forureningsteorien, som i øjeblikket kun er baseret på få iagttagelser.

9. Referencer

Anon., 1977. Handbook of Chemistry and Physics. 58th Edition p. B21. The Chemical Rubber Company. Cleveland, Ohio.

Anon., 1985. Bekendtgørelse om grænseværdier for indhold af visse metaller i levnedsmidler. Lovtidende A, hæfte 69: 1451-1457.

Anon., 1991. Proceedings of the Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage. Montreal September 16-18, 1991.

Asmund, G., Hansen, M.M. and Johansen, P. 1988. Environmental impact of mineralized waste rock at Maarmorilik and Ivittuut, Greenland. Proc. from Int. Conf. on Control of Environmental Problems from Metal Mining. Røros, Norway.

Asmund, G., Johansen, P. and Fallis, B.W., 1991: Disposal of Mine Wastes Containing Pb and Zn Near the Ocean: An Assessment of Associated Environmental Implications in the Arctic. *Chemistry and Ecology* 5: 1-15.

Bondam, J. og Asmund, G. 1986. Blyspredning i Arsuk Fjord. En undersøgelse af bundaflejringerne. Grønlands Geologiske Undersøgelse. 28 pp.

Grasshoff, K., Ehrhard, M, and Kremling, K., 1983. *Methods of Seawater Analysis*. 2nd. ed. Verlag Chemie, Weinheim.

Hansen, M.M. og Asmund, G. 1983. Miljøundersøgelser ved Ivigtut 1982. Grønlands Geologiske Undersøgelse og Grønlands Fiskeriundersøgelser. 47 pp.

Johansen, P., Hansen, M.M. and Asmund, G., 1985: Heavy metal pollution from mining in Greenland. Pp. 685-693 in Proc. Mine Water Congress, Granada, Spain.

Loring, D.H. and Rantala, R.T.T. 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particular matter. *Earth Science Reviews*, 32: 235-283.

Outokumpu 1991. The Ivittuut cryolite project, Greenland. Composition of the samples (phase 2A). Outokumpu Mining Services, Geoanalytical Laboratory. Report 074/Ivittuut 2A/PMS/1991, August 27.

Pheiffer Madsen, P. 1983. Sedimentakkumulationsrater i Arsuk Fjord. Intern rapport.

Pilegaard, K. 1983. Biological monitoring of airborne metal pollution around a lead-zinc mine in Greenland. Pp. 1133-1136 in Proceedings of International Conference: Heavy Metals in the

Environment. Heidelberg.

Pilegaard, K. 1987. Biological monitoring of airborne deposition within and around the Ilimaussaq intrusion, Southwest Greenland. *Bioscience* 24: 1-27.

Whitfield, M. and D.R. Turner. 1980. The theoretical studies of the chemical speciation of lead in seawater. Pp. 109-153 in Branica, M. and Zdenka, K. (Eds.) *Lead in the marine environment*. Pergamon Press.