



Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1998

*Faglig rapport fra DMU, nr. 277
1999*

*Poul Johansen
Gert Asmund
Frank Riget
Afdeling for Arktisk Miljø*

DANMARKS
MILJØUNDERSØGELSER
BIBLIOTEKET
Vejsøvej 25, Postboks 314
8600 Silkeborg

Datablad

Titel:	Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1998
Forfattere: Afdeling:	Poul Johansen, Gert Asmund og Frank Riget Afdeling for Arktisk Miljø
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 277
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser©
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	Juni 1999
Faglig kommentering: Layout: Tegninger: Grønlandsk resume:	Hanne K. Petersen Poul Johansen Poul Johansen og Gert Asmund Hans Kristian Olsen
Bedes citeret:	Johansen, P., Asmund, G. & Riget, F. (1999): Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1998. Danmarks Miljøundersøgelser. 74 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 277. Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	I rapporten dokumenteres og vurderes forureningstilstanden ved den nedlagte bly-zink mine i Maarmorilik på baggrund af prøveindsamling i området i 1998. Undersøgelserne viser, at der stadig frigives bly og zink fra kilder i området, men at miljøpåvirkningen efter minens lukning er tydeligt formindsket.
Frie emneord:	Grønland, Maarmorilik, minedrift, bly, zink, lav, havvand, tang, blåmusling, fisk, rejer.
Redaktionen afsluttet:	1. juni 1999
ISBN: ISSN:	87-7772-465-8 0905-815X
Papirkvalitet: Tryk: Sideantal: Oplag:	Cyklus 100 g. Hvidovre Kopi 74 200
Pris:	kr. 100 (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)
Købes hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Frederiksborgvej 399 Postboks 358 DK-4000 Roskilde Tlf. 46 30 12 00 Fax: 46 30 11 14

*DANMARKS
MILJØUNDERSØGELSER*

Afdeling for Arktisk Miljø

J.nr.
Ref. PJO/ehv

Den 5. juli 1999

Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1998

Vedlagt fremsendes til orientering rapporten

Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1998,

som redegør for resultaterne af miljøovervågningen ved den ophørte
bly-zink mine i Maarmorilik i Vestgrønland.

Med venlig hilsen



Poul Johansen

*Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf. 46 30 12 00
Fax 46 30 11 14*

*Tagensvej 135, 4. sal
2200 København N
Tlf. 35 82 14 15
Fax 35 82 14 20*

*Vejlsøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf. 89 20 14 00
Fax 89 20 14 14*

*Kalø
Grenåvej 12
8410 Rønde
Tlf. 89 20 17 00
Fax 89 20 15 14*

*Fælles e-mail adresse:
dmu@dmu.dk
WWW: <http://www.dmu.dk>*

Indhold

Sammenfatning 3

Imaqarnersiorlugu naalisagaq 6

English summary 9

1 Indledning 12

2 Indsamling 13

3 Analyse og analysekontrol 16

4 Resultater 19

4.1 Lav 19

4.2 Havvand 25

4.3 Tang 31

4.4 Blåmusling 41

4.5 Fisk 47

4.5.1 Ammassat 48

4.5.2 Hellefisk 48

4.5.3 Plettet havkat 49

4.5.4 Ulk 51

4.6 Rejer 53

5 Referencer 56

Bilag

I Laboratorie interkalibreringer 57

II Tungmetalkoncentration i lav 58

III Vandanalyser Maarmorilik 1998 59

IV Tungmetalkoncentration i tang 60

V Tungmetalkoncentration i blåmusling 62

VI Blykoncentration i ammassat 63

VII Blykoncentration i hellefisk 64

VIII Blykoncentration i plettet havkat 65

IX Blykoncentration i alm. ulk 66

- X Blykoncentration i rejer 68
- XI Statistiske metoder ved behandling af fiskedata 70
- XII Statistiske metoder ved behandling af rejedata 73

Danmarks Miljøundersøgelser 74

Faglige rapporter fra DMU 75

Sammenfatning

Miljøundersøgelse

Produktionen i bly-zink minevirksomheden i Maarmorilik ophørte i 1990. Miljøtilstanden i området er siden blevet undersøgt årligt ved indsamling og analyse for bly og zink i havvand samt planter og dyr fra området. Denne rapport præsenterer resultaterne af de undersøgelser, som blev udført i 1998, og vurderer den nuværende miljøtilstand i området.

Støv

Spredning af bly og zink med støv fra minevirksomheden er undersøgt ved at indsamle og analysere lavarten *Cetraria nivalis* i området ved Maarmorilik. Der blev i 1998 dels indsamlet og analyseret naturligt forekommende lav og dels lav, som i 1996 var blevet transplanteret (flyttet) fra en uforurenede lokalitet til flere lokaliteter ved Maarmorilik.

Bly- og zinkkoncentrationerne i det transplanterede lav var i næsten alle tilfælde tydeligt lavere end i det lav, der vokser på den pågældende lokalitet. Forklaringen herpå er sandsynligvis, at det bly og zink, der måles i naturligt voksende lav, er akkumuleret over flere år, mens det der måles i transplanteret lav fortrinsvis repræsenterer det metal, der er akkumuleret over transplantationsperioden, i dette tilfælde 2 år.

Forhøjede zinkværdier i transplanteret lav ses kun i området tæt ved Maarmorilik, mens der er forhøjede blyværdier i et større område. Der spredes således bly og zink gennem atmosfæren fra Maarmorilik området ud over, hvad der er naturligt betinget. Forhøjede bly- og zinkværdier findes i et større område i naturligt forekommende lav, men både bly- og zinkkoncentrationen har været faldende gennem en længere årrække.

Havvand

Forureningen af havvandet har ændret sig drastisk efter minevirksomhedens ophør. Der afgives nu kun små mængder bly fra deponeret "tailings" og gråbjerg på bunden af Affarlikassaa, mens der stadig frigøres zink, dog tydeligt mindre end mens minedriften fandt sted. Blyindholdet i fjordens bundvand var i 1998 ca. 1000 gange lavere og zinkindholdet ca. 10 gange lavere end i 1988-1989. Også overfladevandets metalindhold er faldet væsentligt i Affarlikassaa og i Qaamarujuk. Havvandsundersøgelserne viser også, at andre kilder end aflejret "tailings" og gråbjerg deponeret på bunden af Affar-

likassaa er dominerende for blyfrigivelsen til overfladevandet efter minedriftens ophør.

Tang

I tangplanter indsamlet i tidevandszonen er der i 1998 forhøjede værdier af zink og bly i fjordene Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua. Fra 1996 til 1998 kan der ikke ses nogen systematiske ændringer for zinkkoncentrationen i tang, mens blykoncentrationen steg i de fleste områder. Set over hele monitoringsperioden (1982-1998) er både bly- og zinkkoncentrationen i tang faldet, og blykoncentrationen er faldet mere end zinkkoncentrationen. Siden 1990 - efter minens lukning - er bly- og zinkniveauet i tang faldet i de fleste områder, mest markant i Affarlikassaa, tæt ved Maarmorilik og under Sorte Engel fjeldet. Der er dog også områder, hvor bly- og zinkkoncentrationerne er steget eller er uændret i perioden efter minens lukning. Det gælder især området i den indre del af Qaamarujuk.

Blåmusling

I blåmusling indsamlet i tidevandszonen er der i 1998 forhøjede værdier af bly i fjordene Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua. Det zinkforurenede område er mindre. Bly- og zinkkoncentrationen i blåmusling har været faldende gennem en årrække, men blykoncentrationen falder kun meget langsomt, fordi muslingerne ikke kan udskille en del af det bly, de én gang har optaget. Undersøgelser viser også, at nye generationer af blåmuslinger (små muslinger) er væsentligt mindre blybelastede end ældre, større muslinger.

Fisk og rejer

I ammassat fanget ved Maarmorilik i 1997 og i hellefisk fra 1998 er blykoncentrationen lav og ikke forhøjet. Det samme gælder for muskelprøver fra plettet havkat, mens leverprøverne fra denne fisk har en lidt forhøjet blykoncentration i Qaamarujuk i 1998. For alm. ulk er der i 1998 ikke forhøjede blyværdier i muskelprøver fra ydre Qaamarujuk, mens dette er tilfældet for muskelprøver fra den indre del af fjorden samt for leverprøver fra både indre og ydre Qaamarujuk.

Blykoncentrationen i kød og lever fra ulke fanget i den indre del af Qaamarujuk er i 1998 steget i forhold til 1996, men ligger indenfor et variationsområde, som er set tidligere. I den ydre del af Qaamarujuk er blykoncentrationen i kød og lever i 1998 på samme eller lavere niveau som i de forudgående år og er tydeligt lavere efter minens lukning. I lever fra plettet havkat er blykoncentrationen i 1998 den laveste, som er fundet ved Maarmorilik.

I rejer fra Qaamarujuk er blykoncentrationen i 1998 steget i forhold til i 1996, men ligger på niveau med, hvad der er fundet i de seneste år. I

både indre og ydre Qaamarujuk er der i 1998 forhøjede blyværdier i rejer.

Sundhedsrisici

De tilfælde, hvor der i 1998 er konstateret forhøjet blyindhold i marine organismer ved Maarmorilik, vurderes ikke at indebære sundhedsmæssige risici for mennesker bortset fra blåmuslinger, hvor blyindholdet i Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua fortsat er så højt, at det frarådes at indsamle og spise muslinger fra disse fjorde.

Samlet vurdering

Undersøgelserne i 1998 viser, at der i Maarmorilik-området fortsat – også efter minedriftens ophør i 1990 – findes forureningskilder, som bevirker, at der kan måles forhøjede bly- og zinkniveauer i miljøet. I de fleste tilfælde viser miljøundersøgelserne udført i 1998 et stigende eller uændret forureningsniveau i forhold til den seneste undersøgelse i 1996. Set over flere år har forureningsniveauet dog som helhed været faldende, især efter minevirksomhedens ophør i 1990, og de bly- og zinkforurenede områder er blevet mindre over en årrække. De ændringer i belastningen, som er målt i 1998 i forhold til 1996, tolkes således som forventelige "tilfældige" udsving i overvågningsdata.

Imaqarnarsiorlugu naalisagaq

Avatangiisinik misissuinerit

Maarmorilimmi aqerlumik zinkimillu paaaneq 1990-mi taamaatinneqarpoq. Kingornalu tamaani avatangiisit ukiumoortumik misissugari-neqartarsimapput immamik kiisalu naasunik uumasunillu katersisar-nikkut tamakkulu aqerlumik zinkimillu akoqassusaanik misissuinikkut. Nalunaarusiami uani saqqummiunneqarput 1998-mi misissuisimanerit ineneri, ullumikkullu avatangiisit qanoq innerinik naliliinerulluni.

Pujoralak

Aatsitassarsiorfimmiiit aqerlup zinkillu pujoralammut akuliulluni siammartarnera Maarmoriliup eqqaani misissugarineqarsimavoq orsuaatsiaat ilaannik *Cetraria nivalisimik* katersinikkut taakkualu misissorneqartarnerisigut. 1998-mi orsuaasat piffimmi naasimasut kiisalu mingutsinneqarsimangitsunit Maarmorilimmi piffinnut arlalinnut 1996-mi nuunneqarsimasut katersorneqarsimapput misissorneqarlutillu.

Orsuaasat nuunneqarsimasut orsuaasanut piffimmi naasimasunut naleqqiullugit tamatigungajalluinnaq aqerlumik zinkimillu malunnartumik akukinnerupput. Tassungalu nassuiaatissaagunarpoq, aqerloq zinkilu orsuaasani piffimmi naasimasimasuni uuttorneqarsimasoq ukiuni arlalinni annertusiartorsimammat, orsuaasanili nuunneqarsimasuni ukiut marluk matuma siornatigut nuunneqarneranirngaaniit saviminissanik akoqassusaasa annertusisimanagera uuttorneqarsimalluni.

Orsuaasani nuunneqarsimasuni taamaallat Maarmorilimmut qanittumi zinkimik akoqarnerulersimanagerat takuneqarsinnaavoq, aqerlumillu akoqarnerulersimanagerat piffimmi annertunerusumi takuneqarsinnaalluni. Tassa Maarmoriliup eqqaanit silaannakkut aqerlumik zinkimillu pinngortitap akoqassusaata saniatigut annertunerusumik siaruarterisoqarpoq. Orsuaasani nammineq piffimmi naasimasuni aqerlumik zinkimillu piffimmi annertunerusumi akoqarnerunera takuneqarsinnaavoq, kisianni aqerlumik zinkimillu akoqarnera ukiuni arlalinni appariartorsimavoq.

Imaq

Immap mingutsitsinneqarnera aatsitassarsiornerup unitsinneqarnerata kingorna allannungaatsiarujussuarsimavoq. Maannakkut eqqakkat perlukullu Arfarlikassaata naqqanut inissisimasut annikitsuinnarmik aqerlumik katagarfigineqarput, kisiannili suli zinkimik katagarfigineqarput, aatsitassarsiornerulli ingerlanneqarnerata

nalaanut naleqqiullugu malunnartumik annikinerulluni. 1998-mi kangerlummi immap naqqatatingaani aqerloq arrortinneqarsimasoq 1000-riaammik miss. zinkilu aarrortinneqarsimasoq quleriaammik miss. 1988-1989-imut naleqqiullugit annikinnerusimapput. Immap qaavatungaata saffiugassanik akoqarnera Affarlikassaani Qaamarujummilu ammattaq malunnartumik annikilleriarsimavoq. Immap misissorneqarnerata aamma ersersippaa aatsitassarsiornerup unit-sinneqarnerata kingorna eqqakkat perlukullu Affarlikassaata naqqanut kiversarneqarsimasut saniatigut allat mingutsitsisut immap qaavatungaanut aqerlumik mingutsitsinerat malunnarnerusut.

Equutit

1998-mi equutini tinittarfiusumi katersorneqarsimasuni zinkimut aqerlumillu akoqassusaasa nalingat kangerlunni ukunani annertusisimapput: Affarlikassaani, Qaamarujummi Perlerfiullu kangerluani. 1996-mit 1998-mut equutini zinkimik akoqassusaasa pissusissamisut allanngorsimanerat takuneqarsinnaanngilaq, aqerlumillu akoqassusaat piffinni amerlanerni annertusisimalluni. Piffissaq misissuiffiusimasoq tamaat isigigaanni (1982-1998) equutit aqerlumik zinkimillu akoqassusaat annikilleriarsimavoq, aqerlumillu akoqassusaat zinkimik akoqassusaannut naleqqiullugu annikilleriarnersimalluni. 1990-ip kingorna - aatsitassiorfiup matunerata kingorna - equutit aqerlumik - zinkimillu akoqassusaat piffinni amerlanerni annikilleriarsimavoq, malunnarnerullunili Affarlikassaani, Maarmoriliup eqqaani Inngilillu Qernertup qaqaata ataani. Piffiilli arlallit aqerlumik - zinkimillu akoqassusaat aatsitassiorfiup matunerata kingorna annertuseriarsimavoq imaluunniit allanngorsimanani. Tamanna Qaamarujuup kinnguatungaani malunnarneruvoq.

Uillut

1998-mi uilluni tinittarfiusup ulittarfiusullu akornani katersorneqarsimasuni aqerlumik akoqassusaat Affarlikassaani, Qaamarujummi Perlerfiullu kangerluani annertuseriarsimapput. Zinkimik mingutsinneqarsimasoq annikinneruvoq. Uillut aqerlumik zinkimillu akoqassusaat ukiuni arlalinni annikilliararsimavoq, aqerlumillu akoqassusaat arriitsuaraararsuarmik annikilliararluni, tassa uillut aqerloq qanga iijorarsimasartik piiarsinnaannginnamikku. Misissuinerit aamma takutippaat uillut kinguaavi nutaat (uillut mikisut) uillunut utoqqaanerusunut anginerusunullu naleqqiullugit aqerlumik akoqannginnerusut.

Aalisakkat kinguppaallu

Amassanni 1997-mi Maarmoriliup eqqaani qaleralinnilu 1998-mi pisarinqarsimasuni aqerlumik akoqassusaat appasippoq annertunerulersimananilu. Taamatullu ippoq qeeqqat nerpii misorneqarsimasut tunngavigalugit, 1998-mili Qaamarujummi aalisakkap taas-

suma tingui aqerlumik akoqassusaat qaffasilaarpoq. Kanassuni Qaamarujuup silataatungaaneersuni 1998-mi pisarineqarsimasuni nerpiit aqerlumik akoqassusaat annertuseriarsimanngilaq, akerlianilli taamaappoq kangerluup ilorpiaani nerpinni misissukkani kiisalu Qaamarujup iluani silataatungaani tinguit misissukkat.

1998-mi Qaamarujummi kanassut pisarineqarsimasut nerpii tinguilu 1996-mut naleqqiullugu aqerlumik akoqassusaat annertuseriarsimavoq, kisiannili siornatigut misissukkat nalingisa allanngoramerisa iluaniilluni. Qaamarujuup silataatungaani aalisakkat nerpii tinguilu aqerlumik akoqassusaat 1998-mi ukiunut siuliinut naleqqiullugit assigiinnarpaa appasinnnerulluniluunniit aammalu aatsitassiorfiup matunerata kingornanut naleqqiullugu malunnartumik appasinnerulluni.

Qaamarujummi kinguppaat aqerlumik akoqassusaat 1998-mi 1996-mut naleqqiullugu annertusisimavoq, kisiannili ukiuni kingulliunerusuni annertussusaa assigalugu. Qaamarujuup ilorpiaani silataatungaani 1998-mi kinguppaat aqerlumik akoqarnerulersimapput.

Peqqinnissamut navianaate-qarsinnaasut

1998-mi Maarmoriliup eqqaani immami uumasut aqerlumik akoqarnerulersimanagerat uillut eqqaassanngikkaanni inuit peqqinnissaannut navianartorsiortitsinngitsutut nalilerneqarpoq, tassa taakkunani Affarlikassaani, Qaamarujummi Perlerfiullu kangerluani uillut aqerlumik ima akoqartigaat kangerlunni taakkunani katersorneqarnissaat nerineqarnissaallu nangartorneqarluni.

Ataatsimut naliliineq

1998-mi misissuinerit ersersippaat Maarmoriliup eqqaani suli - aamma 1990-mi aatsitassiorfiup matuneqarnerata kingorna - mingutsitsiso-qartoq, taakkulu avatangiisit uuttorneqarsinnaasumik aqerlumik zinkimillu akoqarnerulersimanagerannik kinguneqartitsipput. 1998-mi avatangiisinik misissuinerit amerlanertigut ersersippaat 1996-mi misissuinerit kingullernut naleqqiullugit mingutsitsineq annertunerulersimasoq imaluunniit allanngorsimanngitsoq. Ukiulli arlallit ingerlanerat ataatsimut isigalugu mingutsitsineq appariarsimavoq, ingammik aatsitassiornerup 1990-mi tamaatinneqarnerata kingorna, piffiillu aqerlumik zinkimillu mingutsinneqarsimasut ukiut ingerlaneranni annikinnerulersimapput. Mingutsitsinerit allanngorarneri, 1998-mi 1996-mut naleqqiullugit uuttorneqarsimasut, nakkutilliinermi misissuinerit nalingi "nalinginnaasutut" ilimagineqarsinnaasutut nalilertariaqarput.

Summary

Environmental study

The lead and zinc mine in Maarmorilik stopped production in 1990. Since then the environment around the site has been monitored annually by analysing for lead and zinc in seawater, plants and animals. This report presents the results of environmental studies conducted in 1996 and assesses the state of the environment in the area.

Dust

The lead and zinc dispersal with dust around Maarmorilik has been monitored using the lichen *Cetraria nivalis*. In 1998 samples were collected of both lichens native to the sampling sites and lichens transplanted from a non-polluted locality to several sites at Maarmorilik in 1996.

In almost all cases the lead and zinc concentration was clearly lower in transplanted lichens than in native lichens at the sampling site. The explanation probably is that the lead and zinc found in native lichens have been accumulated over several years, whereas that found in transplanted lichens mainly represents metal accumulated over the transplantation period, in this case 2 years.

Elevated zinc levels in transplanted lichens were found only close to Maarmorilik, while elevated lead values were seen in a larger area. The results show that lead and zinc are dispersed from sources at Maarmorilik through the atmosphere. Elevated lead and zinc levels are found in a larger area in native lichens, but in these levels have declined over several years.

Seawater

The pollution of seawater has changed drastically after mine closure, since now only small amounts of lead are released from settled tailings and waste rock in the fiord Affarlikassaa. Zinc is still released, but clearly less than when mining took place. In 1998 in the bottom water of the fiord, the lead concentration was about 1000 times and the zinc concentration about 10 times lower than in 1988-89. Metal concentrations in surface waters of Affarlikassaa have also declined significantly. The studies of seawater show that other sources than settled tailings and waste rock in Affarlikassaa dominate lead release to surface waters after mine closure.

Seaweed

In seaweed sampled in 1998 in the intertidal zone, elevated zinc and lead levels are found in the fiords Affarlikassaa, Qaamarujuk and

Perlerfiup kangerlua. From 1996 to 1998 no systematic changes may be seen for zinc in seaweed, while the lead concentration increased in most areas. Over the entire monitoring period (1982-1998) both the lead and zinc concentration have decreased, and lead levels have decreased more than zinc levels. Since 1990 - after mine closure - lead and zinc levels have decreased in most areas, mostly pronounced in Affarlikassaa, close to Maarmorilik and below the Black Angel mountain. However, there are also areas where lead and zinc levels are unchanged or have increased after mine closure, in the inner part of Qaamarujuk in particular.

Blue mussel

In blue mussels sampled in 1998 in the intertidal zone elevated lead levels are found in Affarlikassaa, Qaamarujuk and Perlerfiup kangerlua. Elevated zinc levels are found in a smaller area. The lead and zinc concentrations in blue mussels have been decreasing over a number of years, but lead levels are only slowly declining, because the mussels cannot depurate some the lead taken up originally. The study shows that new blue mussel generations (small mussels) contain significantly less lead than older, larger mussels.

Fish and prawns

In capelin caught at Maarmorilik in 1997 and in Greenland halibut from 1998 the lead concentration is low and not elevated. This is also the case for muscle samples from spotted wolffish, while liver samples from this species caught in Qaamarujuk in 1998 have slightly elevated lead levels. In shorthorn sculpin from 1998 elevated lead levels were not found in muscle samples from outer Qaamarujuk, while this was the case for muscle samples from the inner fjord and for liver samples from both inner and outer Qaamarujuk.

The lead concentration in muscle and liver tissue from sculpins caught in inner Qaamarujuk increased from 1996 to 1998, but falls within the range of values observed earlier. In outer Qaamarujuk the lead concentration in muscle and liver of sculpin in 1998 is at the same or at a lower level than in previous years, and here the lead level is clearly lower after mine closure. In 1998 the lead concentration in spotted wolffish liver was the lowest observed ever at Maarmorilik.

In prawns from Qaamarujuk the lead concentration increased from 1996 to 1998, but falls within the range of values observed in recent years. In both inner and outer Qaamarujuk lead levels in prawns were elevated in 1998.

Human health risks

The cases where elevated lead levels in marine organisms were found at Maarmorilik in 1998 are assessed not to imply health risks for humans, except in blue mussels from Affarlikassaa, Qaamarujuk and Perlerfiup kangerlua, where lead concentrations still are so high that it is recommended not to collect and eat blue mussels.

Overall conclusion

The environmental studies conducted in 1998 show that pollution sources still exist at Maarmorilik causing elevated lead and zinc levels in the environment, also after mine closure in 1990. In most cases the 1998 showed that pollutant levels had increased since the study in 1996. However, over a number of years levels have decreased, in particular after the mine closed, and the area affected by pollution by lead and zinc have become smaller and smaller over the years. The changes observed from 1996 to 1998 thus are interpreted as erratic variations in monitoring data.

1. Indledning

Sorte Engel

Ved Maarmorilik i Uummannaq kommune blev der brudt zink- og blymalm fra 1973 til 1990 af selskabet Greenex A/S. Malmen fandtes hovedsagelig i fjeldet "Sorte Engel", hvor den blev udsprængt i ca. 600 m's højde og transporteret med tovbane over fjorden Affalikassaa til et opberedningsanlæg i Maarmorilik. Her blev produceret et zink- og et blykoncentrat, som blev lastet på skibe og transporteret til smelteværker i Europa.

Bly- og zinkforurening

Efter opberedning udledtes restprodukterne ("tailings") i 30 m's dybde til Affarlikassaa. Medens minedriften stod på, gav denne udledning anledning til, at der årligt opløstes flere tons bly og zink i fjordvandet og dermed til en betydelig forurening af havmiljøet. I forbindelse med brydning og transport af malm samt transport af koncentrat blev der desuden spredt bly- og zinkholdigt støv til omgivelserne. Gråbjerg, dvs. udsprængt materiale, der ikke var malm, blev bl.a. kørt til åbninger i fjeldet, og skubbet ud over de stejle fjeldsider. Der ved opstod "gråbjergsdumpe" på flere hundrede tusinde tons med et ikke ubetydeligt indhold af bly og zink. En af disse dumpe "Gl. Gråbjergsdump" gav især anledning til forurening af havmiljøet med bly og zink. I sommeren 1990 blev "Gl. Gråbjergsdump" gravet op og bl.a. anbragt oven på tailings på bunden af Affarlikassaa.

Overvågning

Forureningen i området blev overvåget, mens minedriften fandt sted. Overvågningen er fortsat efter minedriftens ophør og omfatter indsamling og analyse af havvand, sedimenter, tang, musling, fisk, rejer og lavplanter for bly og zink. Denne rapport omhandler resultaterne fra indsamlingerne i 1998, og der sammenlignes med tidligere resultater.

2. Indsamling

Lavprøver

Lavprøver indsamledes ved 13 stationer i Affarlikassaa, Qaamarujuk, Perlerfiup kangerlua, ved Qeqertat og ved Schades Øer (jf. afsnit 4.1 samt figur 2.1 og 2.2). Kun frisk levende lav, der vokser oven på dødt, organisk materiale, indsamles, således at det indsamlede lav ikke har haft mulighed for at optage metaller fra de underliggende bjergarter. Lavprøverne blev indsamlet og opbevaret i papirposer.

Havvandsprøver

I august-september 1998 indsamledes havvandsprøver ved standardstationerne 1 og 3 i Affarlikassaa samt ved en referencestation nær Schade's øer (figur 2.1 og 2.2). Indsamlingerne foregik fra havforskningsskibet "Adolf Jensen". Vandet blev pumpet fra den ønskede dybde til skibets dæk gennem en siliconeslange, som var det eneste medium, vandprøven har været i forbindelse med. Samtidig filtreredes prøverne gennem et 0,45 µm polycarbonat filter. For at konservere prøverne tilsattes dernæst 1 ml superren salpetersyre pr. liter.

Tang

I 1998 indsamledes prøver af blæretang og langfrugtet klørtang på 26 stationer i Affarlikassaa, Qaamarujuk, Perlerfiup kangerlua og ved Qeqertat (jf. afsnit 4.4 samt figur 2.1 og 2.2).

Ved hver station blev der samlet to prøver af skudspidser. Blæretang blev samlet, hvis den fandtes på stationen, ellers langfrugtet klørtang. Prøverne blev skyllet i ionbyttet vand på Adolf Jensen og nedfrosset i plastposer.

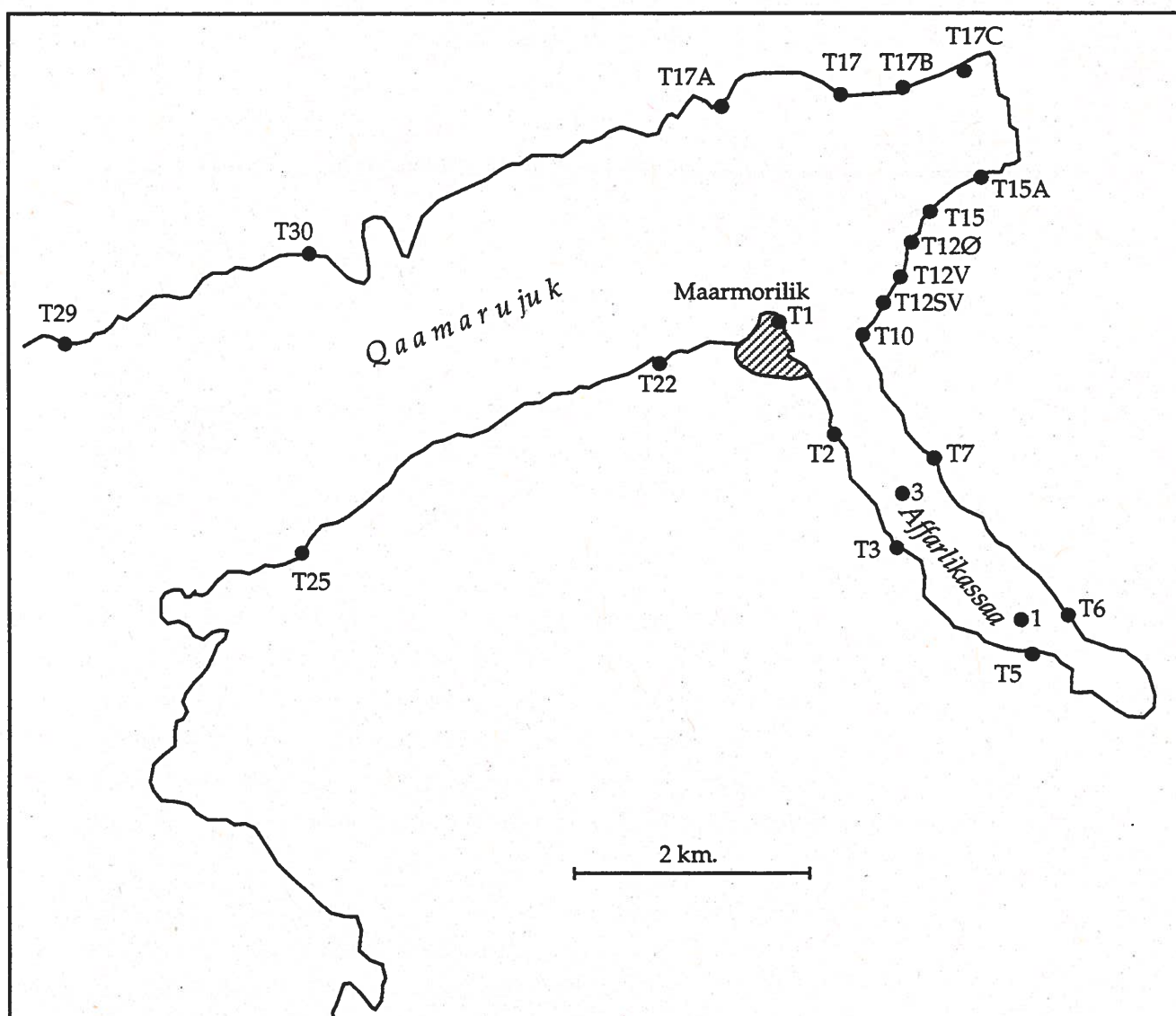
Blåmusling

I 1998 indsamledes blåmuslinger på 16 stationer i Affarlikassaa, Qaamarujuk, Perlerfiup kangerlua samt ved Qeqertat og Schades Øer (jfr. afsnit 4.5 samt figur 2.1 og 2.2). Ved hver station blev det tilstræbt at indsamle 20 individer i størrelsesintervallet 6,5-8 cm. Vægt og antal muslinger i hver størrelsesgruppe blev registreret. Bløddelene blev skåret ud af skallen med en skalpel og dybfrosset i plastposer.

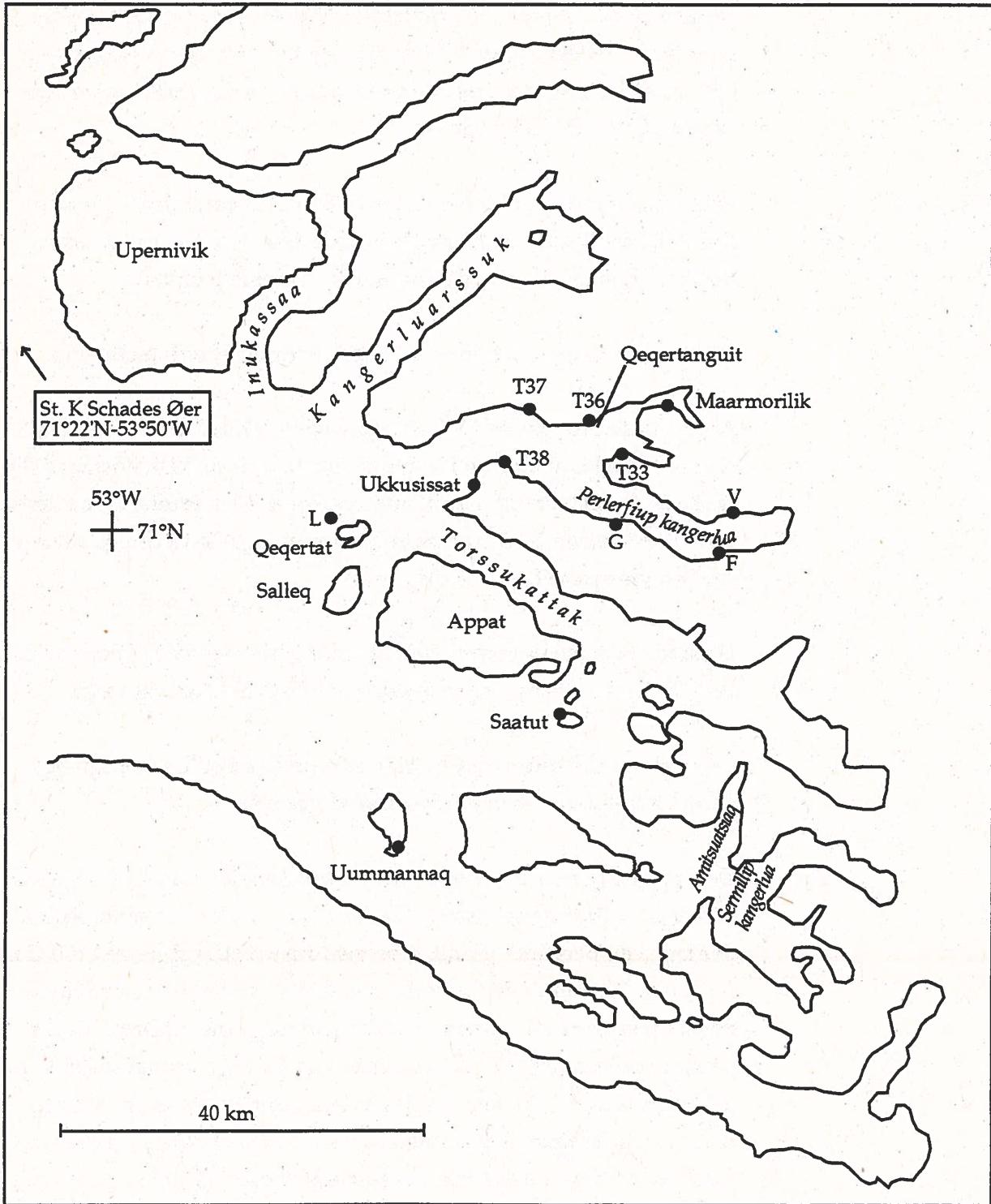
Fisk

I august-september 1998 indsamledes prøver af hellefisk, plettet havkat og almindelig ulk i Qaamarujuk. Indsamlinger til brug som reference blev foretaget ved Schades øer for ulk og ved Saatut for plettet havkat. Af ulk og havkat blev der taget kød- og leverprøver, mens der af hellefisk kun blev taget kødprøver. Desuden blev der analyseret hele ammassat, som i juli 1997 var fanget ved Maarmorilik.

I september 1998 indsamledes prøver af dybhavsreje i to områder af Qaamarujuk, henholdsvis 1-2 og 2-5 km fra Maarmorilik, og i referenceområdet Sermillip kangerlua. Rejerne blev fanget i krabberuser med finmasket net og blæksprutte og fiskerester som agn. Der blev også fanget rejer i Siegsbee-trawl. Rejerne blev størrelsesklasseinddelt, og rejerne i hver klasse blev delt i to prøver, den ene bestående af kødet, den anden af hoved- og skaldelene.



Figur 2.1. Stationskort over Maarmorilik-området. Tal angiver stationer for indsamling af vandprøver. Stationer markeret med "T" og et tal viser indsamlingslokaliteter for tang, blåmusling og lav.



Figur 2.2. Oversigtskort over Uummannaqfjorden. Stationer markeret med "T" og et tal samt stationerne K, L, V, G og F viser indsamlingslokaliteter for tang, blåmusling og lav.

3. Analyse og analysekontrol

Havvand

De syrekonserverede havvandsprøver er analyseret ved metoden anodisk stripping voltammetri. Der benyttedes differential puls metoden, og kalibreringen foretoges ved standard additions princippet. Alle zinkbestemmelserne er foretaget med kviksølv-dråbe elektrode. Samme elektrodetype er benyttet til blyanalyserne før 1994, medens blybestemmelserne efter 1993 er foretaget med kviksølv-film-glassy-carbon-elektrode. Sidstnævnte elektrode er mere følsom og tidskrævende end dråbe-elektroden.

Biologiske prøver

Følgende prøvetyper blev frysetørret, knust i agatmorter, og en delprøve af den knuste og homogeniserede prøve udtaget til analyse: Rejekød, rejehoved + skaller, bløddele af musling og tang.

Tørstofprocenten bestemtes ved vejning før og efter frysetørring.

Af følgende prøvetyper blev en delprøve udskåret med rustfri stålskalpel, således at alle overflader af delprøven var frisk udskårne. Fiskekød-, fiskelever- og fiskebenudskæringen blev foretaget, medens prøverne var delvist frosne på et plastbræt, og håndteringen skete med en plastpincet.

Tørstofprocenten bestemtes ved afvejning af 2-3 g materiale i porcelænsdigler og tørring i varmeskab ved 105°C til konstant vægt.

Lavprøverne blev først finsorteret, så tørret ved 60°C i et døgn og derefter analyseret som de frysetørrede prøver.

De udtagne prøver overførtes til en teflonbeholder, og 4 ml Merck suprapur salpetersyre tilsattes. Derefter blev prøverne nedbrudt under tryk i en Berghof teflonbombe med rustfri stålkappe ved 150°C i 4-6 timer. Efter endt destruktion overførtes prøverne til polyethylenflasker med dobbeltionbyttet vand, og målingerne udførtes direkte på disse opløsninger. Zink bestemtes ved flamme atomabsorption på et Perkin Elmer 3030 med luft/acetylen flamme og ekstern kalibreringskurve. Samme metode anvendtes for høje blykoncentrationer, medens lave blykoncentrationer bestemtes ved grafitovnsmetoden på et Perkin Elmer Zeeman 3030. Standard additionsmetoden anvendtes ved grafitovnsbestemmelserne.

Detektionsgrænser

Detektionsgrænsen for en analysemetode angiver det niveau, hvorunder det ikke er muligt at fastlægge en koncentration sværdi med en vis sandsynlighed. Detektionsgrænsen afhænger af den valgte kemiske analysemetode og forbehandlingen af prøverne. I princippet bør den kemiske analysemetode tilpasses det niveau for den detektionsgrænse, som er ønskeligt i den givne situation.

Den anvendte definition af detektionsgrænsen i nærværende rapport er den koncentration der giver et analytisk signal, som er 3 gange spredningen på resultaterne fra blindprøver ("rene prøver"). For havvand er detektionsgrænsen vurderet ud fra gentagne analyser af standard havvand NASS-4. Detektionsgrænsen for Zn er vurderet ud fra signal/støj forholdet ved absorptionsmålingen. Ingen zinkkoncentrationer i biologisk materiale omtalt i denne rapport har været i nærheden af detektionsgrænsen.

Detektionsgrænserne for de anvendte analysemetoder er følgende :

	Pb	Zn
Havvand	0,005 µg/kg	0,045 µg/kg
Fisk, muskel	0,02 µg/g tørstof	1-2 µg/g tørstof
Fisk, lever og ben	0,03 "	1-2 "
Rejekød og hoved+skaller	0,02 "	1-2 "
Musling	0,03 "	1-2 "
Tang	0,03 "	1-2 "
Lav	0,03 "	1-2 "

Analysekontrol

Analysekvaliteten kontrolleres ved hjælp af certificerede referencematerialer, som jævnligt analyseres sammen med prøverne. De anvendte referencematerialer er Dorm-1, Dolt-1, Tort-1, Bovine-liver og Sewage-sludge.

Analyseusikkerheden vurderes bedst ud fra interlaboratorie præstationsprøvninger. I bilag 1 ses resultaterne af de seneste års præstationsprøvninger for laboratoriet ved Afdeling for Arktisk Miljø.

Zink resultaterne er næsten alle indenfor $\pm 12.5\%$ af den værdi, der af præstationsprøvnings organisatorer anses for den sande (assigned value).

For blykoncentrationer højere end $0,02 \mu\text{g/g}$ tørstof er usikkerheden, vurderet ud fra laboratorieinterkalibreringer, bedre end 25% relativt.

For koncentrationer lavere end 0,02 µg/g tørstof i biologisk materiale opgav QUASIMEME, som organiserede de fleste af AM-prøvninger, kun indikative værdier som følge af vanskeligheder med opnåelse af tilstrækkelig enighed mellem et tilstrækkeligt antal laboratorier. I disse tilfælde fandt AM altid lavere værdier end opgivet af QUASIMEME.

Dobbeltbestemmelser

Som en generel praksis i laboratoriet foretages jævnligt dobbeltbestemmelser af tungmetalkoncentrationen i nogle af prøverne. For tang-, blåmusling- og rejeprøver består dobbeltbestemmelsen i bestemmelse af to delprøver af homogenatet, hvorved usikkerheden alene er analyseusikkerhed. For fiskeprøver består dobbeltbestemmelsen af bestemmelse af to udskæringer af samme fiskeprøve, hvorved der foruden en analyseusikkerhed også er en variation som følge af forskelle i det undersøgte væv. Nedenstående giver en oversigt over den gennemsnitlige relative usikkerhed (spredning i forhold til middelværdi) for forskellige prøvetyper

	antal	Pb	Zn
Tang	10	2,2%	0,8%
Blåmusling	5	4,2%	1,2%
Reje	7	11,3%	-
Fisk	9	7,6%	-

I beregningen er kun medtaget tilfælde, hvor begge bestemmelser er højere end detektionsgrænsen. Den relative usikkerhed for Zn er betydeligt lavere end for Pb. For Pb er den relative usikkerhed højere for fisk og rejer end for tang og blåmusling, hvilket kan skyldes forskelle i det enkelte undersøgte væv, men også at niveauet af Pb i fisk og rejekød er lavt (den relative usikkerhed er størst ved lave koncentrationer).

4. Resultater

4.1 Lav

Lavarterne snekruslav (*Cetraria nivalis*) og *Cetraria cucullata* kan anvendes som indikator for metalnedfald fra atmosfæren. Disse lavararter vokser fortrinsvis på dødt organisk materiale og optager udelukkende deres næring gennem nedfald på lavets overflade. De er derfor en velegnet indikator til registrering af støvnedfald og er indsamlet ved en række lokaliteter ved Maarmorilik og i området vest herfor gennem en årrække for at overvåge metalspredningen til atmosfæren fra minevirksomheden. Det er tilstræbt at indsamle arten *Cetraria nivalis*, men hvor den ikke er fundet, er der indsamlet *Cetraria cucullata*. Det er muligt, at der er systematiske forskelle i de to arters evne til at afspejle nedfaldet af bly og zink, men det er ikke undersøgt ved Maarmorilik. Undersøgelser ved Ivittuut tyder på, at blykoncentrationen er højere i *Cetraria nivalis* end i *Cetraria cucullata*. Der er ikke taget hensyn til den mulige forskel ved Maarmorilik, idet artsbestemmelsen ikke i alle tilfælde er sikker. Prøverne er analyseret for bly og zink. Analyseresultaterne fra prøveindsamlingen i 1998 er vist i bilag II.

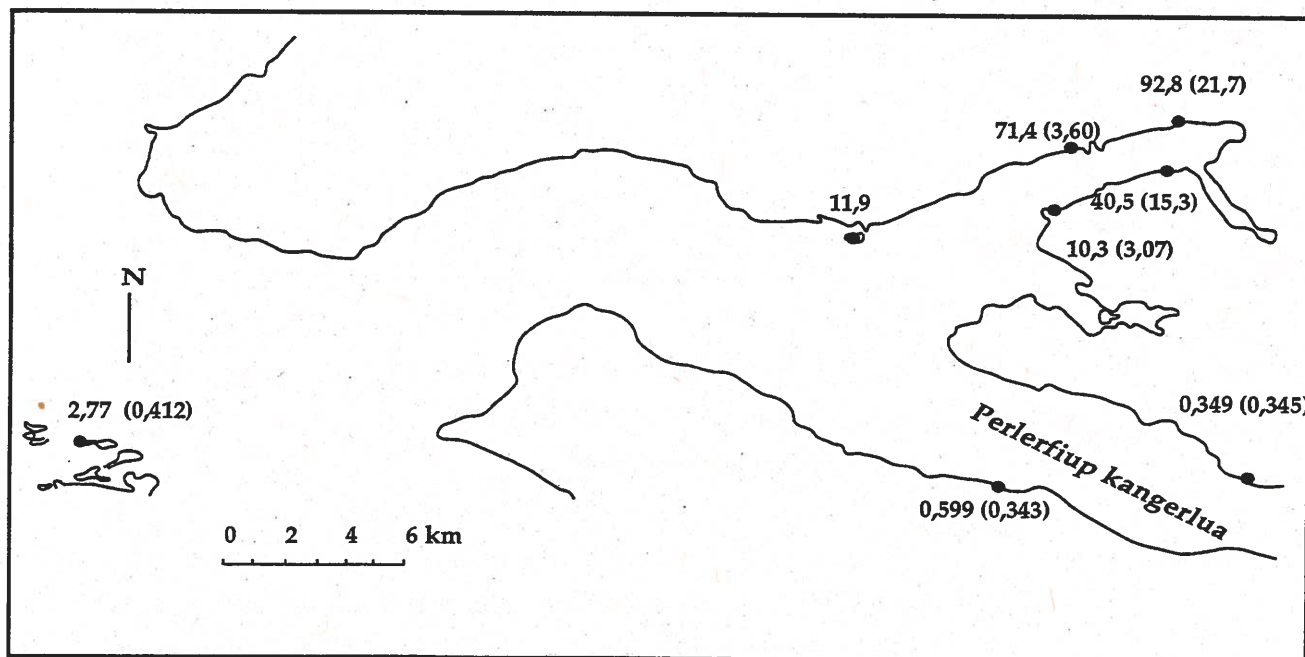
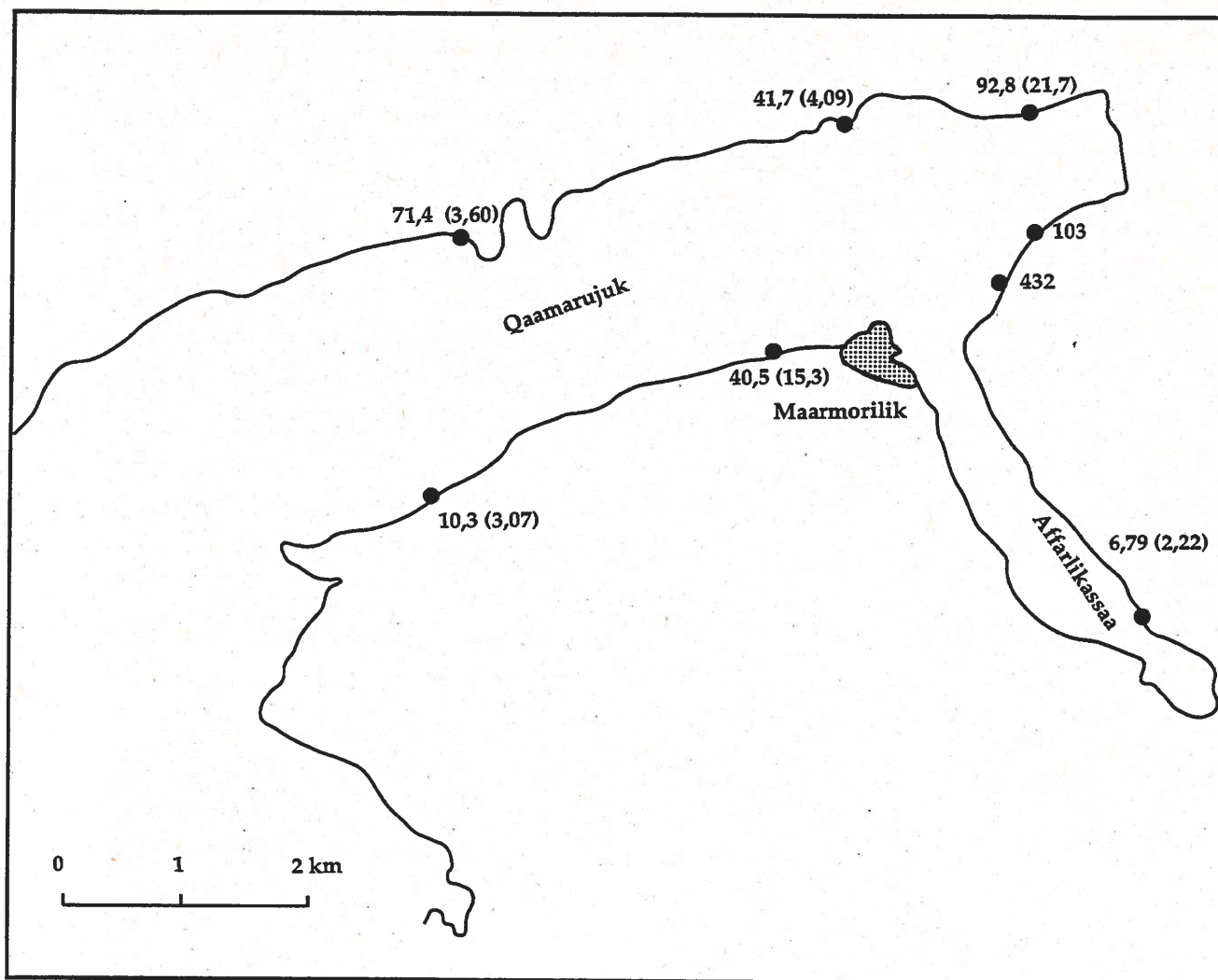
Koncentrationsniveauer

Figur 4.1.1 viser resultaterne for bly og figur 4.1.2 for zink, både i naturligt voksende lav og i lav, som i 1996 blev transplanteret fra Schades Øer til flere lokaliteter ved Maarmorilik og området vest herfor. I transplanteret lav findes forhøjede blykoncentrationer i Affarlukassaa og Qaamarujuk, men ikke i den indre del af Perlerfiup kangerlua og på Qeqertat (st. L). I naturligt forekommende lav er blykoncentrationen forhøjet på alle undersøgte lokaliteter, undtagen inderst i Perlerfiup kangerlua. De højeste blyværdier findes som tidligere og som forventet i den inderste del af Qaamarujuk. Her findes de højeste værdier for zink også, men det zinkpåvirkede område er betydelig mindre end for bly.

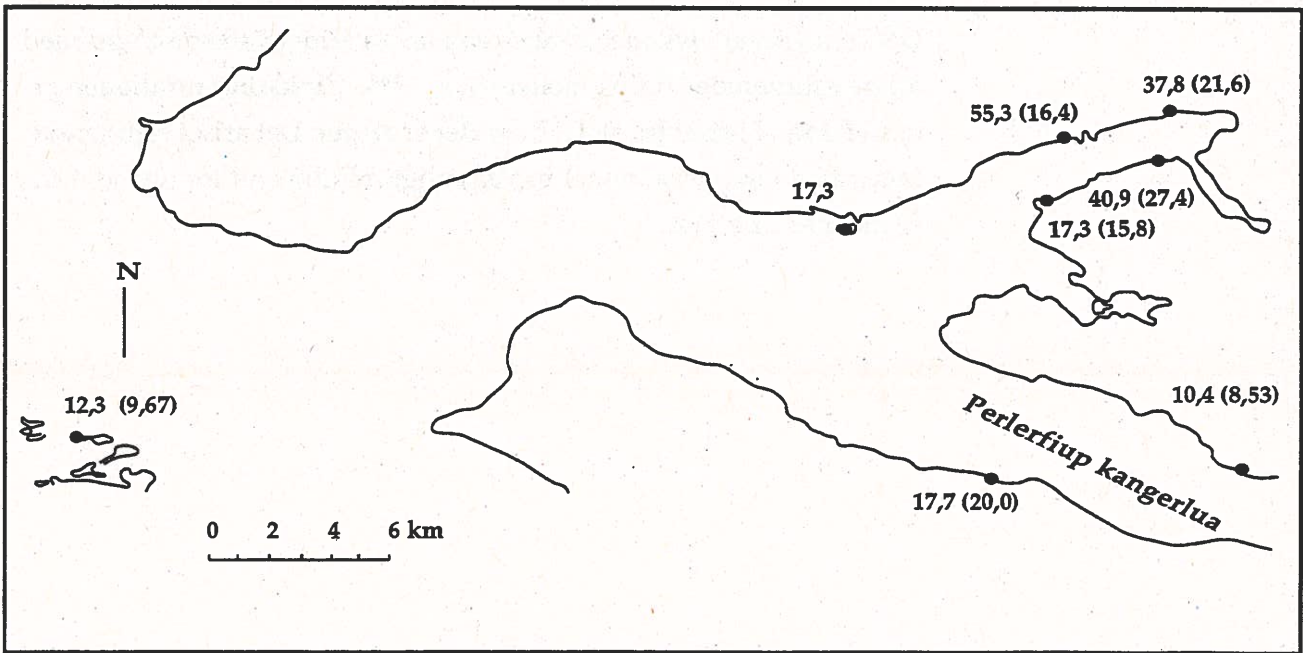
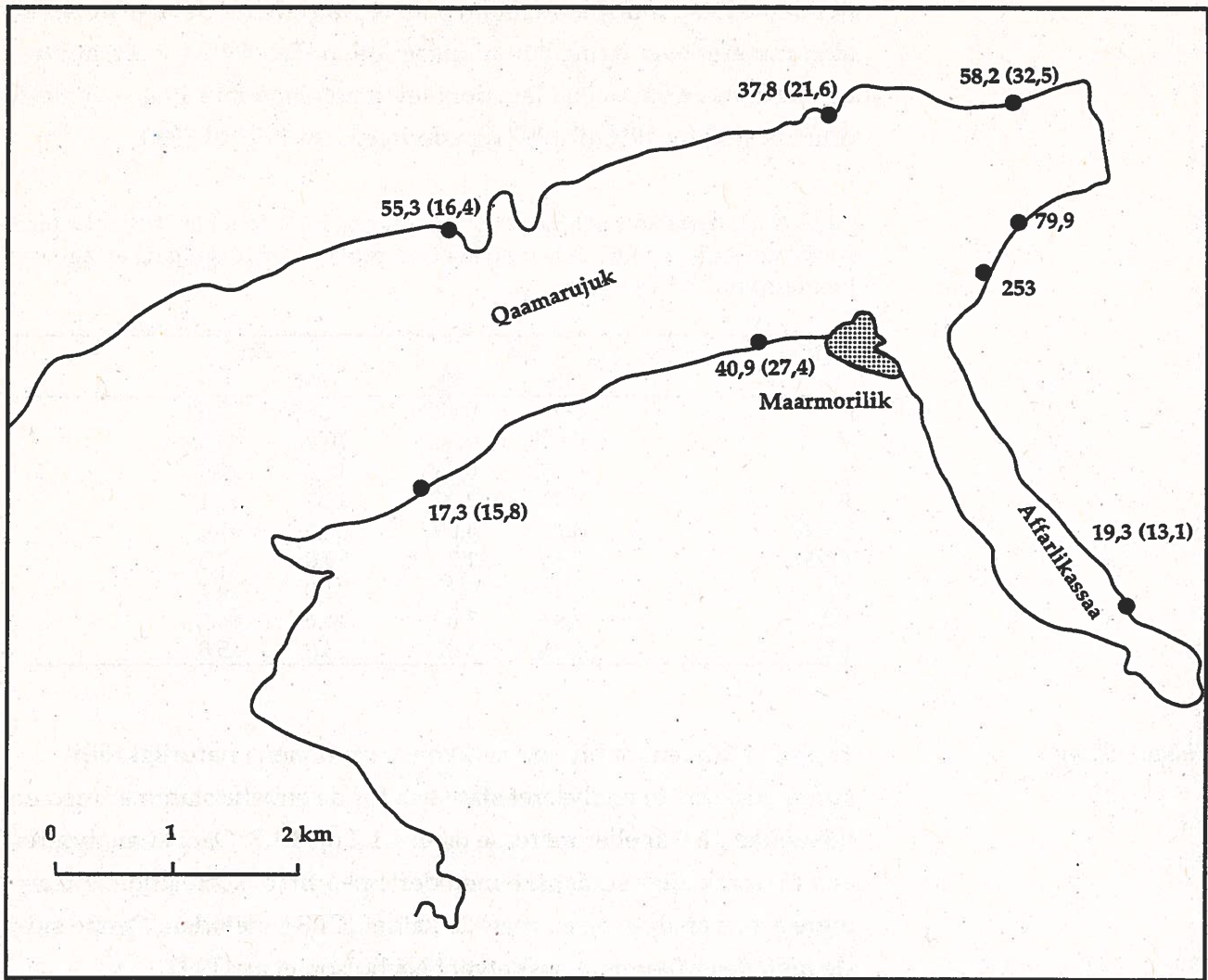
Transplantation

Det ses af figur 4.1.1 og 4.1.2, at metalkoncentrationerne i det transplanterede lav i de fleste tilfælde er tydeligt lavere end i det naturligt voksende lav på den pågældende lokalitet. Forskellen er op til en faktor ca. 20 for bly og ca. 3 for zink.

Forklaringen på disse forskelle er formentlig, at det metal der måles i naturligt voksende lav er akkumuleret i planterne over flere år, mens



Figur 4.1.1. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i lav 1998 og lav transplanteret til stedet i 1996 i parantes



Figur 4.1.2. Zinkkoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i lav 1998 og lav transplanteret til stedet i 1996 i parantes

det der måles i transplanteret lav kun repræsenterer det metal, der er akkumuleret over transplantationsperioden. Tabel 4.1.1 viser, at bly- og zinkkoncentrationen i lav, der blev transplanteret i 1996, i de fleste tilfælde steg fra 1996 til 1997 og yderligere fra 1997 til 1998.

Tabel 4.1.1. Metalkoncentration ($\mu\text{g/g}$) tørvægt i lav, som blev transplanteret fra Schades Øer i 1996 med en blykoncentration på $0,310 \mu\text{g/g}$ og en zinkkoncentration på $13,6 \mu\text{g/g}$.

Station	Pb		Zn	
	1997	1998	1997	1998
L	0,345	0,412	6,88	9,67
V	0,630	0,345	10,1	8,53
G	0,231	0,343	14,3	20,0
T6	3,93	2,22	16,7	13,1
T17A	3,91	4,09	19,1	21,6
T17B	7,68	21,7	19,0	32,5
T22	7,62	15,3	21,0	27,4
T30	2,93	3,60	16,6	16,4
T25	1,98	3,07	13,8	15,8

Tidsudvikling

Tidsudviklingen for bly- og zinkkoncentrationen i naturligt forekommende lav er analyseret statistisk for de enkelte stationer med en tidsrække på 9 år eller mere, se tabel 4.1.2 og 4.1.3. Data er analyseret ved tre forskellige statistiske metoder: Spearman korrelation, lineær regressions analyse og en metode kaldet ICES's metoden. Denne sidste metode er nærmere beskrevet i Nicholson et al. (1995).

Det fremgår, at blykoncentrationen i lav er faldet i alle områder med årlige estimerede fald på mellem 6 og 17%. Zinkkoncentrationen er også faldet, bortset fra st. G, hvor det er steget. Det årligt estimerede fald ved de øvrige stationer er væsentligt mindre end for bly, idet det er mellem 1 og 11%.

Tabel 4.1.2. Bly i lav. Resultaterne af den statistiske analyse af tidsudviklingen for bly i lav på stationer med 9 eller flere år. Foruden ICES-test metode er angivet signifikansen af Spearman korrelations koefficient. Desuden er beregnet ved lineær regression den årlige ændring i Pb koncentrationen for hele perioden.

		ICES-metode			Spearman	Årlig ændring
		Systematisk mellem-år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt	korrelation	
Qeqertat						
St. L	1983-98	-	sign	sign	-	-10%
Affarlikassaa						
St. T6	1988-98	-	sign	-	sign	-17%
Området nærmest minen						
St. T12Ø	1983-98	sign	sign	sign	sign	-7%
Indre Qaamarujuk						
St. T17A	1985-98	-	sign	-	sign	-8%
St. T17B	1986-98	-	sign	-	sign	-7%
Sydskysten af Qaamarujuk						
St. T22	1986-98	sign	sign	-	sign	-17%
St. T25	1986-98	sign	sign	-	sign	-12%
Nordkysten af Qaamarujuk						
St. T30	1983-98	-	sign	-	sign	-6%
Ved Qeqertanguit						
St. T36	1983-98	-	sign	-	sign	-10%
Perlerfiup kangerlua						
St. G	1990-98	-	-	-	-	-6%
St. V	1990-98	-	-	-	sign	-15%

ICES-metode : *Systematisk mellem-års effekt*: sign angiver signifikant på 5% niveau ellers angivet som -. Tester om en udglattet kurve (3 års glidende gennemsnit) giver en forbedret beskrivelse af forløbet end de observerede værdier set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans fortolkes således, at forløbet med rimelighed kan beskrives ved den udglattede kurve. *Lineær effekt*: sign angiver signifikant (på 5% niveau) faldende tendens. Tester om en ret linie giver en forbedret beskrivelse end de observerede værdier set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans fortolkes således, at der er en ændring gennem årene og såfremt at den ikke-lineære effekt ikke er signifikant, at denne ændring kan beskrives ved en ret linie. *Ikke- lineær effekt* : sign angiver signifikant på 5% niveau. Tester om en ikke-lineær beskrivelse giver en forbedret beskrivelse set i forhold til en lineær beskrivelse. Signifikans sammen med signifikant lineær effect fortolkes således, at ændringen gennem årene ikke kan beskrives som en ret linie. Spearman korrelation: sign angiver signifikant korrelation på 5% niveau. En ikke parametrisk test, som tester i hvor høj grad koncentrationer og år følges ad.

Tabel 4.1.3. Zink i lav. Resultaterne af den statistiske analyse af tidsudviklingen for zink i lav. Foruden ICES-test metode er angivet signifikansen af Spearman korrelations koefficient. Desuden er beregnet ved lineær regression den årlige ændring i Pb koncentrationen for hele perioden.

		ICES-metode			Spearman korrelation	Årlig ændring
		Systematisk mellem-år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt		
Qeqertat						
St. L	1990-98	-	-	-	-	-2%
Affarlikassaa						
St. T6	1990-98	-	-	-	sign	-9%
Området nærmest minen						
St. T12Ø	1990-98	-	-	-	-	-4%
Indre Qaamarujuk						
St. T17A	1990-98	-	-	-	-	-3%
St. T17B	1990-98	-	-	-	-	-1%
Sydkysten af Qaamarujuk						
St. T22	1990-98	-	-	-	-	-9%
St. T25	1990-98	-	-	-	-	-11%
Nordkysten af Qaamarujuk						
St. T30	1990-98	-	-	-	-	-3%
Ved Qeqertanguit						
St. T36	1990-98	-	-	-	-	-2%
Perlerfiup kangerlua						
St. G	1990-98	-	-	-	-	2%
St. V	1990-98	-	-	-	-	-1%

Se metodeforklaring under tabel 4.1.2.

4.2 Havvand

Siden mineproduktionens start i efteråret 1973 er der hvert halve år foretaget indsamling og analyse af havvandsprøver fra de omkringliggende fjorde, siden 1992 dog kun en gang om året, omkring 1. september, bortset fra 1997, hvor havvandet ikke blev undersøgt.

Medens produktionen fandt sted, udledtes tailings i ca. 30 m's dybde i Affarlikassaa. Indholdet af opløselige metalforbindelser i tailings bevirkede en kraftig forurening af bundvandet (dybere end 25 m) i Affarlikassaa. Fra bundvandet spredte forureningen med bly og zink sig videre ud i de nærmest liggende fjorde.

Efter minedriftens ophør i 1990 styres tungmetalforureningen af Affarlikassaa dels af, hvor hurtigt den "gamle forurening" skylles ud, og dels af hvor meget der adsorberes på eller opløses fra sedimenter på fjordens bund, samt eventuelle andre kilder. Ved undersøgelsen i 1995 var havvandsforureningen så lav udenfor Affarlikassaa, at den vanskeligt kunne måles. Det besluttedes derfor at koncentrere målingerne i fremtiden til Affarlikassaa og en referencestation. I dette kapitel beskrives undersøgelsen af havvand indsamlet fra station 1 og st 3 i Affarlikassaa 1. september og 9. september 1998 samt fra en referencestation ved Schades Øer. Resultaterne for disse analyser er afbildet i figur 4.2.1. og 4.2.2. Analysedata ses i bilag IV.

Metalprofiler

I figur 4.2.1 er zinkkoncentrationen plottet mod dybden. Tidligere undersøgelser (Møller 1984) har vist, at Affarlikassaa på denne årstid har et springlag i ca. 25 meters dybde, hvilket er fjordens tærskeldybde. Over springlaget var zinkkoncentrationen ved undersøgelsen i 1998 ikke forskellig fra, hvad der fandtes på referencestationen. Under springlaget var zinkkoncentrationen den samme på begge stationer og datoer, ca 42 µg/kg.

Dette viser, i lighed med hvad der fandtes ved tidligere undersøgelser, at det på bunden af fjorden deponerede affald stadig afgiver zink til det ovenover liggende vand. Dette er ikke nær så tydeligt for bly. Figur 4.2.2. viser, at der er en væsentlig mindre koncentrationsforskel mellem bund og overflade for bly. Koncentrationen af bly er højere i bundvandet, men ikke systematisk, og kun mellem 1 og 6 gange højere. Da koncentrationerne er højere i Affarlikassaa end ved referencestationen, må det antages, at der stadig til vandet i Affarlikassaa afgives lidt bly fra diverse mindre kilder. Men niveauet er faldet

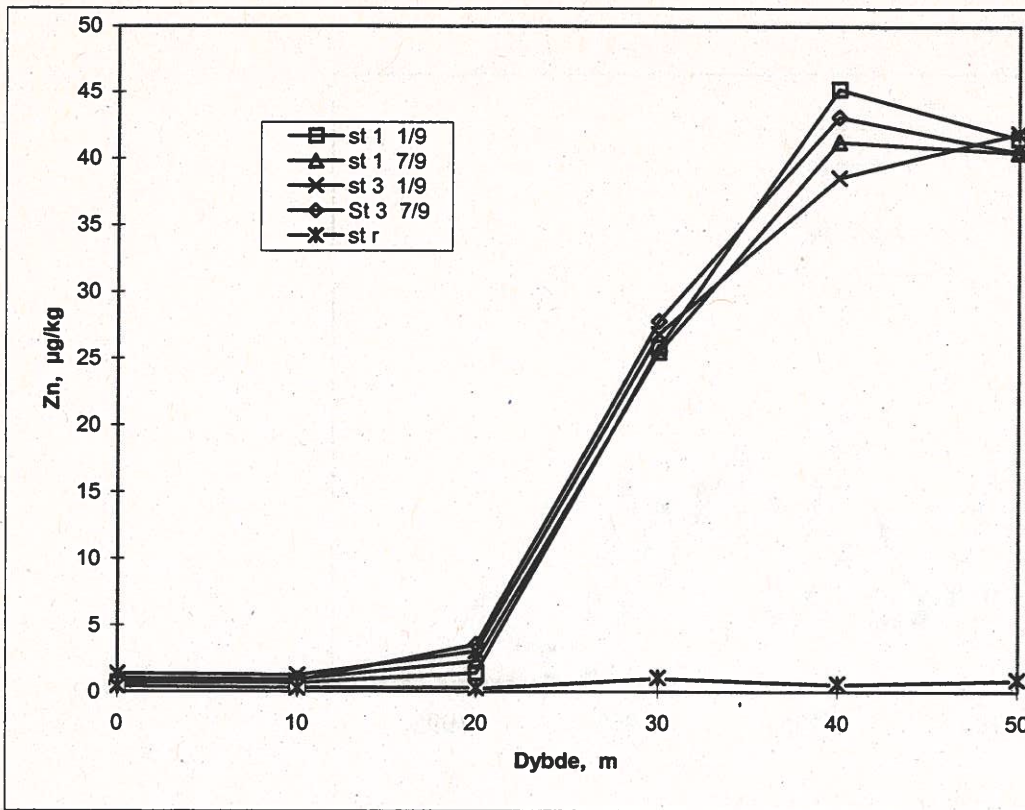
kraftigt med en faktor på omkring tusind i forhold perioden med minedrift.

Tidsudvikling

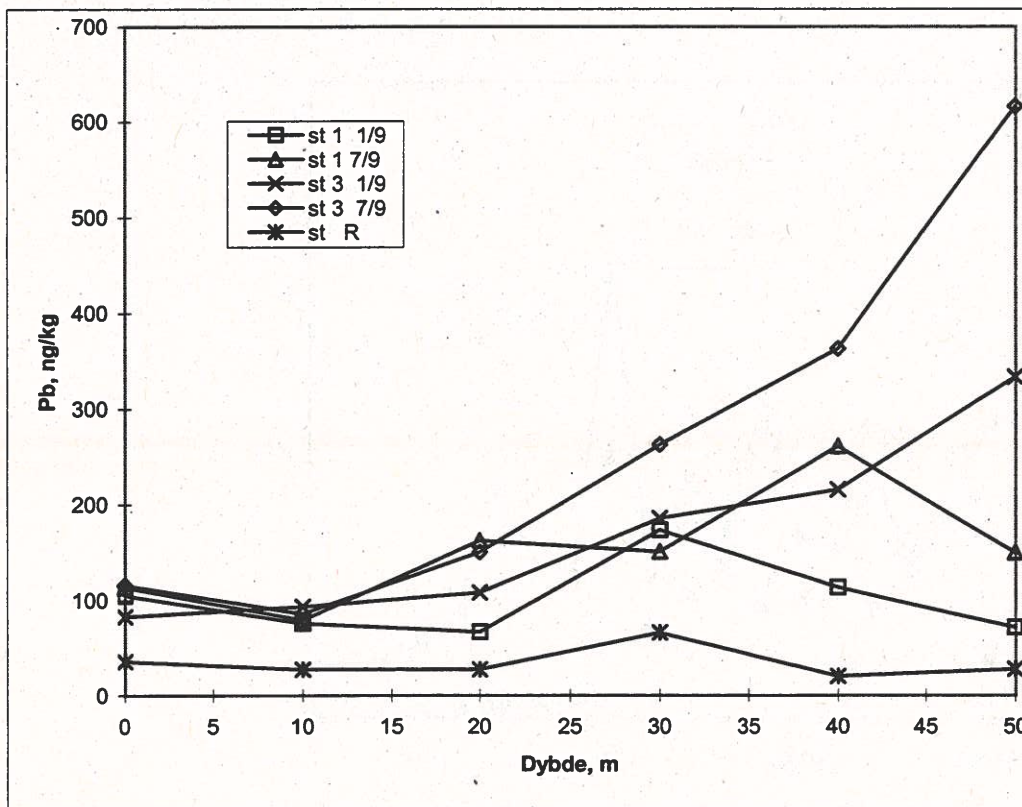
I perioden 1975-1998 er Affarlikassaa ved alle undersøgelserne om efteråret delt i en øvre og en nedre vandmasse af et springlag i ca. 25 m's dybde. Indtil 1995 konstateredes dette springlag ved temperatur og salinitetsmålinger, men fra 1996 er springlagets eksistens kun sandsynliggjort ud fra metalprofilernes udseende. Mens minedriften fandt sted, var vandet under springlaget stærkt forurenet med bly og zink, over springlaget var koncentrationerne væsentlig lavere. I tabel 4.2.1 ses middelkoncentrationerne af zink og bly i bundvand, 30-60 m, og overfladevand, 0-20 m. Koncentrationerne er korrigeret ved subtraktion af middelkoncentrationen, 0-50 m, fundet samme år ved en referencestation i Uummannaq området men langt fra Maarmorilik. Tallene repræsenterer altså forureningsbidraget fra Maarmorilik. Variationskoefficienten, vZn og vPb , er beregnet som middelværdiens standardafvigelse divideret med middelværdien.

Tabel 4.2.1 Zink- og blyindholdet i Affarlikassaa om efteråret, korrigeret med referencestationens koncentrationer, $\mu\text{g}/\text{kg}$, og variationskoefficienten.

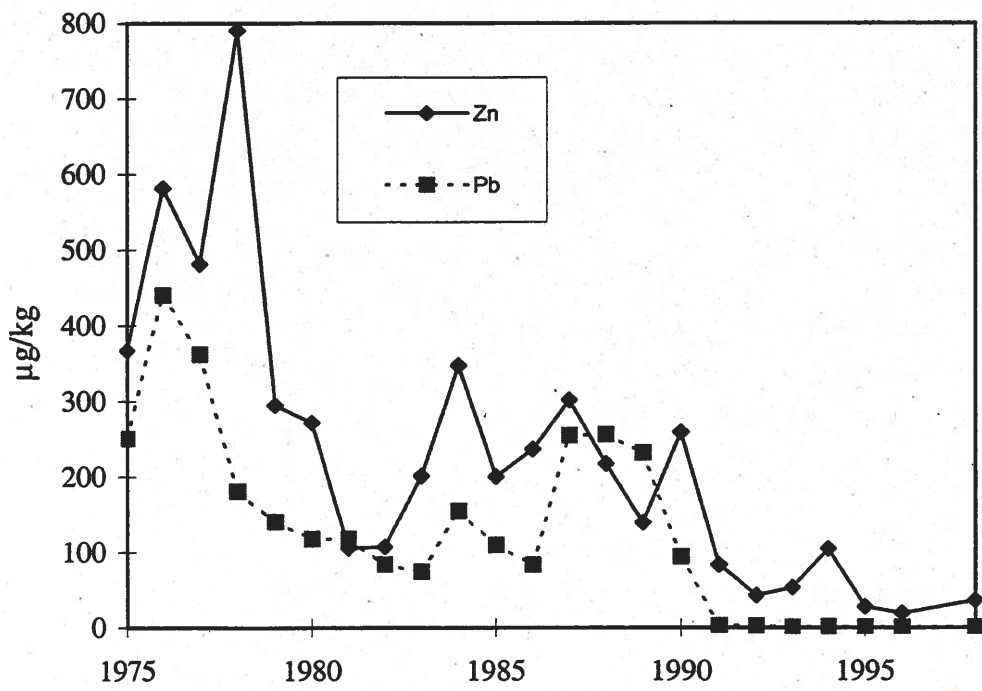
År	Bundvand				Overfladevand			
	Zn	vZn	Pb	vPb	Zn	vZn	Pb	vPb
1975	366	0,41	248	0,35	9,29	0,33	8,0	0,44
1976	581	0,25	440	0,24	5,98	0,16	3,9	0,12
1977	480	0,15	359	0,13	14,5	0,41	4,6	0,38
1978	788	0,28	180	0,42	11,2	0,33	1,6	0,60
1979	293	0,12	140	0,095	8,29	0,20	0,74	0,26
1980	270	0,23	117	0,25	7,94	0,42	1,03	0,98
1981	104	0,12	116	0,19	4,41	0,29	11,1	0,47
1982	105	0,06	82	0,12	2,55	0,38	3,7	0,28
1983	200	0,23	74	0,21	5,83	0,44	2,87	0,31
1984	345	0,05	154	0,074	3,85	0,27	0,88	0,20
1985	199	0,07	109	0,081	3,84	0,20	2,78	0,27
1986	234	0,06	82	0,12	6,75	0,18	2,59	0,20
1987	297	0,09	253	0,21	1,70	0,78	3,41	0,29
1988	211	0,04	255	0,066	1,32	1,90	2,93	0,33
1989	138	0,05	231	0,039	3,57	0,38	2,35	0,54
1990	256	0,06	93	0,083	10,37	0,23	6,8	0,092
1991	82	0,06	2,7	0,043	3,67	0,24	0,49	0,15
1992	42	0,07	2,5	0,11	3,90	0,22	0,40	0,090
1993	50	0,16	0,44	0,11	3,22	0,44	0,12	0,21
1994	103	0,21	1,24	0,16	2,05	0,21	0,13	0,13
1995	26	0,10	0,208	0,14	1,03	0,34	0,12	0,20
1996	18	0,14	0,166	0,20	0,15	3,14	0,086	0,28
1998	36	0,06	0,207	0,21	0,89	0,36	0,069	0,16



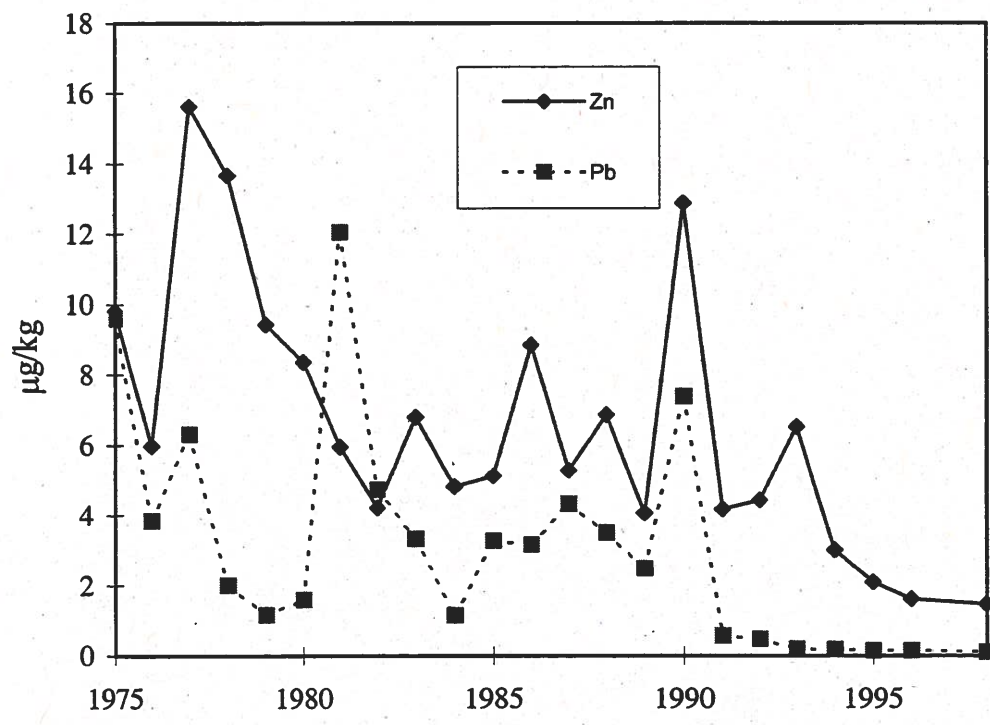
Figur 4.2.1. Zinkkoncentration ($\mu\text{g/kg}$) i Affarlikassaa og referencestationen 1998 afbildet mod dybden i meter.



Figur 4.2.2. Blykoncentration (ng/kg) i Affarlikassaa og referencestationen 1998 afbildet mod dybden i meter.



Figur 4.2.3 Bly- og zinkkoncentration i bundvand fra Affarlikassaa om efteråret



Figur 4.2.4 Bly- og zinkkoncentrationi overfladevand fra Affarlikassaa om efteråret.

Bundvandet

Resultaterne for bundvandet er afbildet i figur 4.2.3. Alerede ved undersøgelsen i 1990 var blyindholdet faldet noget i forhold til de tre foregående år, medens zinkindholdet var steget, formodentlig som følge af gråbjergsdumpning, der vides at forårsage en zinkopløsning, der er ca. 12 gange så stor som blyopløsningen (Asmund 1992). Efter 1990 er det karakteristisk, at blyindholdet i bundvandet er faldet drastisk, det er ca. 1000 gange lavere i 1998 end i 1988-1989. Zinkindholdet er i 1998 kun ca. 10 gange lavere end i 1988-1989. Aflejringerne på bunden af Affarlikassaa afgiver altså betydeligt mere zink end bly.

Overfladevandet

Medens minedriften fandt sted, var forureningen af overfladevandet med bly og zink i Affarlikassaa hovedsageligt forårsaget af opblanding af det stærkt forurenede bundvand. I september 1990 gav bortgravning og flytning af G1. Gråbjergsdump desuden et væsentligt bidrag af zink, mens et højt blyindhold i havvandet primært skyldtes et højt opløseligt blyindhold i den malm, og dermed tailings, der blev oparbejdet i minens sidste aktive måneder i perioden maj-juli 1990. Tidsudviklingen er vist i figur 4.2.4.

Det er tydeligt, at fra 1991 har blyindholdet i overfladevandet i Affarlikassaa været meget lavt, medens zinkindholdet ikke er faldet til så lave værdier som bly.

Zink/bly forholdet

I tabel 4.2.2 ses forholdet mellem opløst zink og bly, korrigeret for referencestationens koncentrationer, i bundvand og overfladevand fra Affarlikassaa samt den relative standardafvigelse. Hvis den eneste kilde til forureningen af overfladevandet og dermed de andre fjorde er opblanding af det forurenede bundvand, må dette zink/blyforholdet være det samme i overflade og bund. I næstsidste kolonne af tabel 4.2.2 er resultatet af en statistisk sammenligning, Students t-test, af de to zink/blyforhold vist som sandsynligheden for, at de observerede forskelle kan være fremkommet ved en tilfældighed (p). I de tilfælde hvor der er signifikant forskel, d.v.s. sandsynligheden er mindre end 0,05, er der i sidste kolonne markeret en mulig årsag dertil.

I to tilfælde før minen lukkede har zinkindholdet i overfladevandet været højere, end det kunne forklares ved opblanding af bundvand. I 1987 samt alle år efter minens lukning har det været blyindholdet, der har været højere end forventet ud fra antagelsen om, at overfladevandets forurening skyldes opblanding af bundvand. I 1979 og 1984 kunne forklaringen på det forhøjede zinkindhold i overfladen

være, at der tilførtes zink fra en anden kilde end bundvandet f.eks. gråbjergsdumpe. Der kendes ingen forklaring på en eventuel tilførsel af bly fra andre kilder i 1987, hvorimod forklaringen på det lave zink/blyforhold i overfladen i 1990 ligger i et kompliceret samspil mellem særlig høj blyforurening fra tailings i maj-juli og frigivelsen af zink fra gråbjergsdumpning (se Asmund 1992).

Andre blykilder

Fra 1991 til 1998 tegner der sig det interessante billede, at overfladevandets blyindhold ikke kan forklares alene ved opblanding af bundvand, da dettes blyindhold er for lavt. Der er altså andre kilder, der er dominerende for blyfrigivelsen til overfladevandet efter minens lukning. Disse kunne være gråbjergsdumpe, støvspreddt bly eller udsivninger fra Maarmorilik. Denne undersøgelse viser ikke hvilken af disse, der er af størst betydning.

Tabel 4.2.2 Zink/blyforhold i Affarlikassaa, og dettes relative standardafvigelse, r.S.E.

År	Bund		Overflade		p	forhøjet i overfladen
	Zn/Pb	r.S.E.*	Zn/Pb	r.S.E.*		
1975	1,47	1,58	1,16	1,60	0,72	
1976	1,32	1,37	1,55	1,21	0,66	
1977	1,33	1,20	3,16	1,61	0,11	
1978	4,37	1,54	7,19	1,73	0,49	
1979	2,09	1,15	11,10	1,34	0,00006	Zn
1980	2,31	1,36	7,69	2,16	0,16	
1981	0,89	1,23	0,40	1,59	0,12	
1982	1,28	1,13	0,67	1,50	0,15	
1983	2,70	1,32	2,03	1,57	0,60	
1984	2,24	1,09	4,38	1,35	0,04	Zn
1985	1,82	1,11	1,38	1,35	0,40	
1986	2,83	1,14	2,61	1,28	0,77	
1987	1,17	1,24	0,50	1,88	0,21	
1988	0,83	1,08	0,45	3,01	0,59	
1989	0,60	1,06	1,52	1,71	0,10	
1990	2,74	1,10	1,52	1,26	0,03	Pb
1991	30,3	1,08	7,52	1,30	0,00005	Pb
1992	16,8	1,14	9,80	1,24	0,04	Pb
1993	113,2	1,20	25,97	1,51	0,004	Pb
1994	83,4	1,27	15,36	1,25	0,00005	Pb
1995	128,9	1,18	8,74	1,41	0,0000007	Pb
1996	108,7	1,25	1,74	4,22	0,01	Pb
1998	173,8	1,22	12,9	1,40	0,000002	Pb

* $\exp\sqrt{(\ln(1+vZn))^2 + (\ln(1+vPb))^2}$ vZn og vPb: se tabel 4.2.1.

4.3 Tang

Skudspidser af tangprøver indsamlet i 1998 blev analyseret for bly og zink, og resultaterne fremgår af bilag IV. Der er indsamlet prøver fra to arter, blæretang (*Fucus vesiculosus*) og langfrugtet klørtang (*F. distichus*), men på ingen stationer er begge arter indsamlet i 1998. Det er tidligere fundet (Johansen et al. 1997), at der ikke er forskel på zinkkoncentrationen mellem de to arter, mens det er tilfældet for bly, idet følgende omregningsfaktor er beregnet

$$\text{Pb (blæretang)} = 1,146 \times \text{Pb (langfrugtet klørtang)}$$

Denne omregningsfaktor er også anvendt for data fra 1998.

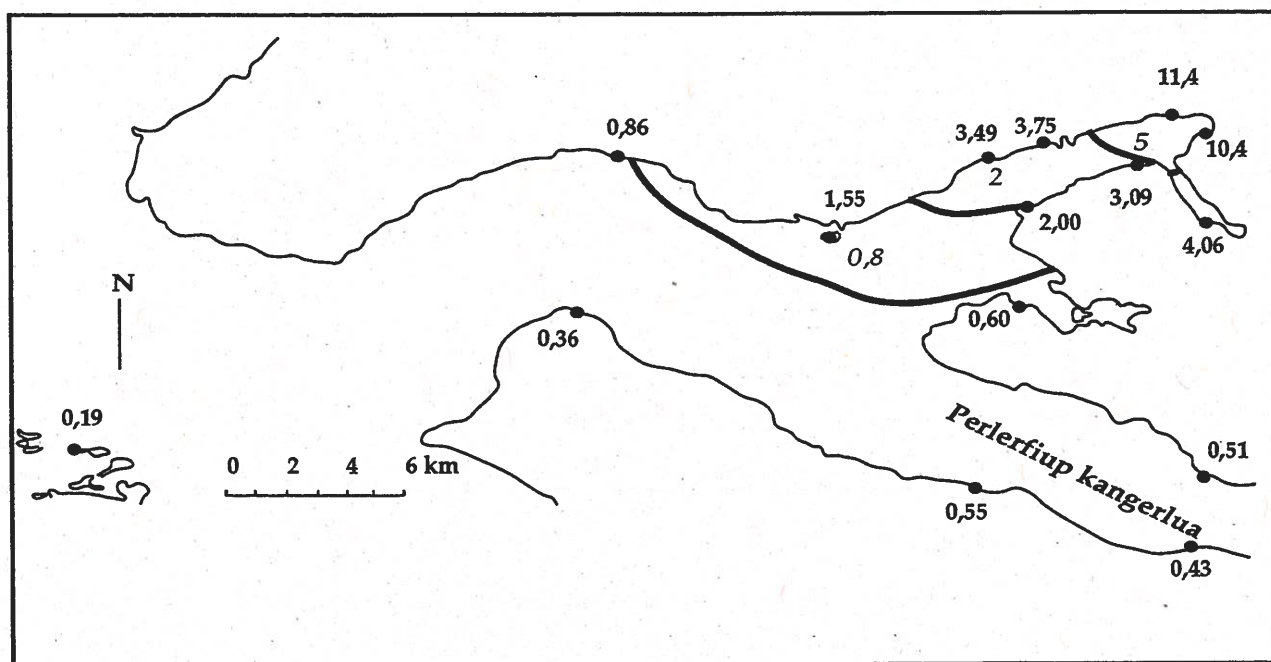
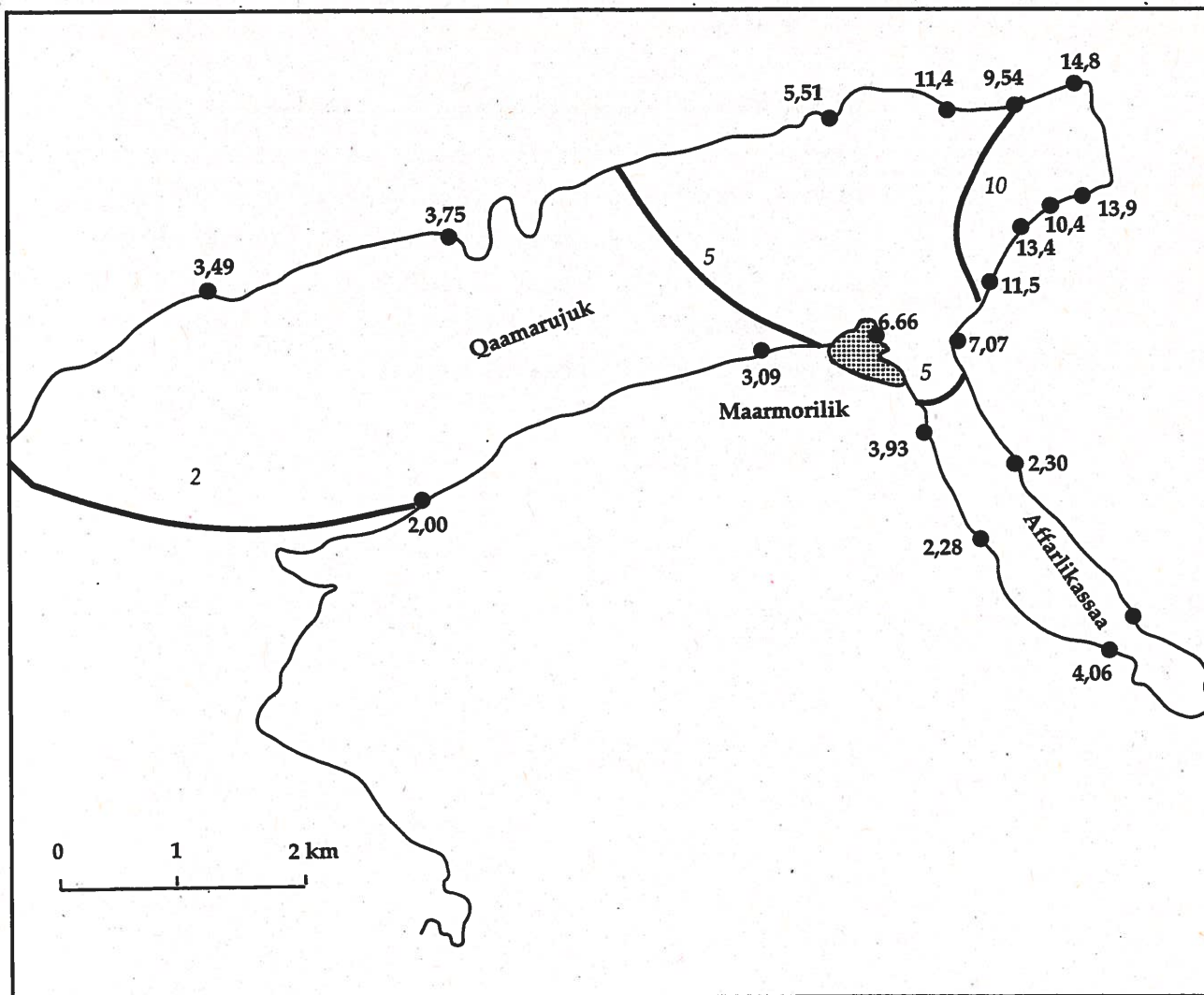
Geografisk fordeling

I tabel 4.3.1 er bly- og zinkkoncentrationerne i skudspidser af blæretang estimeret for hver station i 1998. Estimerterne er beregnet som geometriske middelværdier efter korrektion for art (jvf. ovenfor). Den geografiske fordeling af bly og zink er også afbildet i figurene 4.3.1 - 4.3.4.

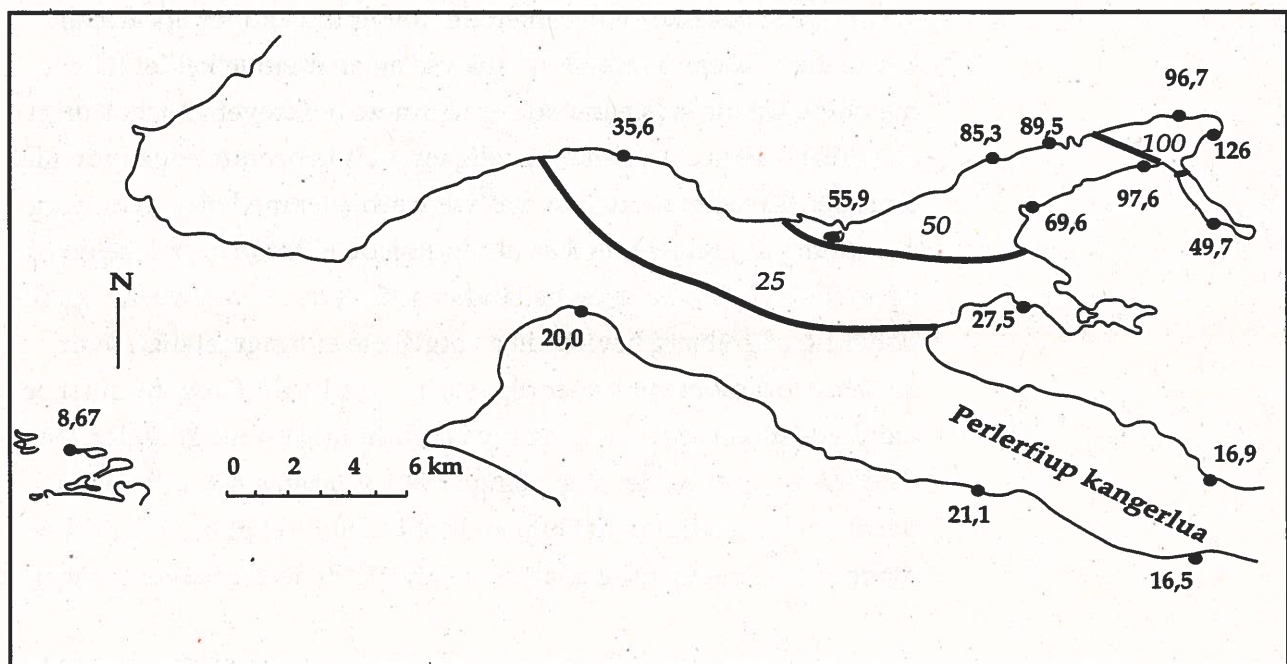
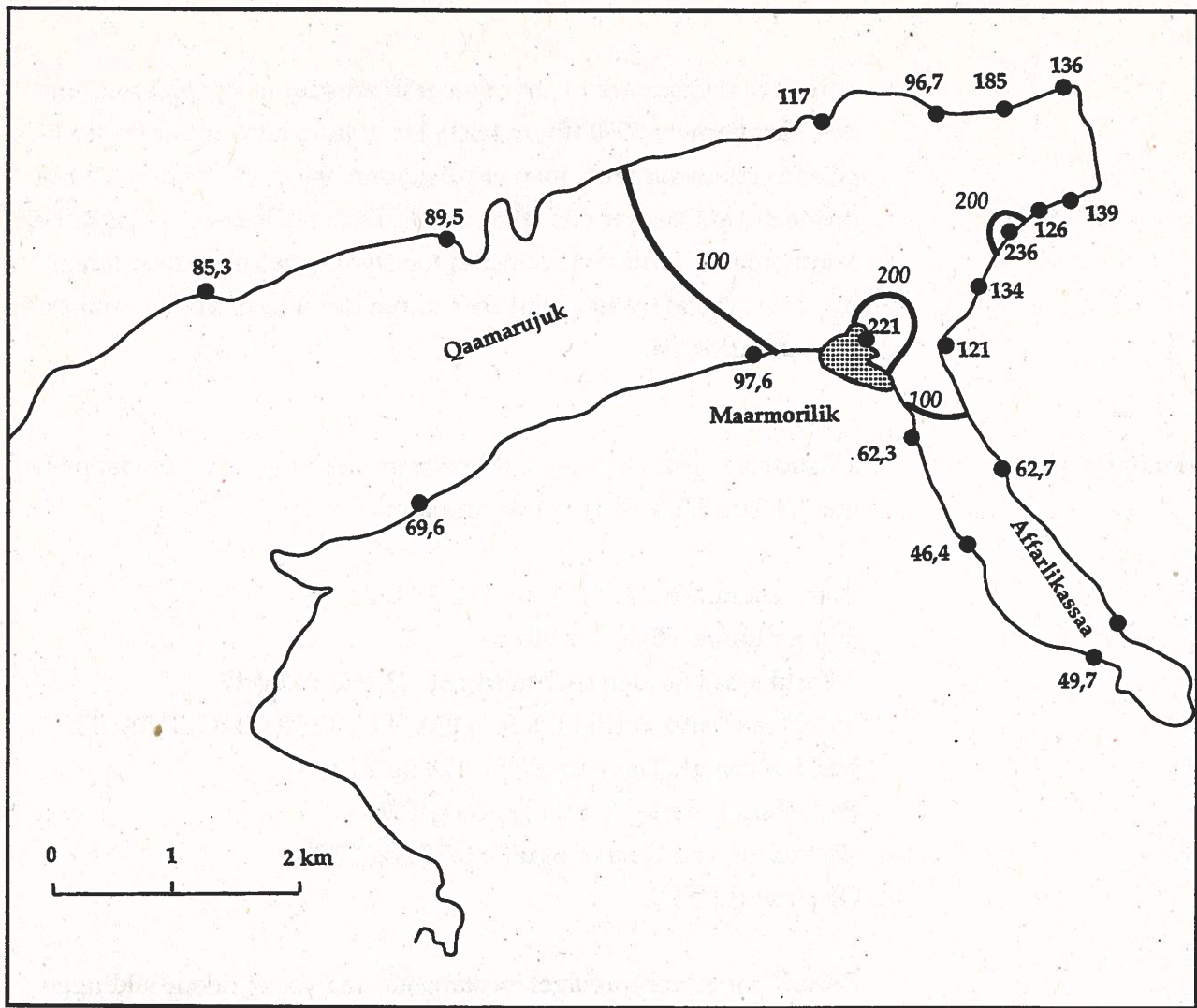
Tabel 4.3.1. Estimerede bly- og zinkkoncentrationer ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i skudspidser af blæretang (*Fucus vesiculosus*) 1998. Analyseresultaterne for langfrugtet klørtang (*F. distichus*) er omregnet til blæretang, jf. teksten. Beliggenheden af stationer undersøgt i 1998 ses på figur 2.1 og 2.2.

Station	Pb	Zn	Station	Pb	Zn
F	0,43	16,5	G	0,55	21,1
K	0,16	13,7	L	0,19	8,67
V	0,51	16,9	T1	6,66	221
T2	3,93	62,3	T3	2,28	46,6
T5	4,06	49,7	T7	2,30	62,7
T10	7,07	121	T12Ø	13,4	236
T12SV	11,5	134	T15	10,4	126
T15A	13,9	139	T17	11,4	96,7
T17A	5,51	117	T17B	9,54	185
T17C	14,8	136	T22	3,09	97,6
T25	2,00	69,6	T29	3,49	85,3
T30	3,75	89,5	T33	0,60	27,5
T36	1,55	55,9	T37	0,86	35,6
T38	0,36	20,0			

Der er forhøjede værdier af bly og zink i Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua med tydeligt faldende værdier, jo længere man bevæger sig mod vest fra Maarmorilik og med højere værdier på nordsiden af Qaamarujuk og ydre Perlerfiup kangerlua. De højeste zinkværdier optræder ved selve Maarmorilik og i det område i den



Figur 4.3.1. Blykoncentrationen (µg/g tørstof) i skudspidser af tang 1996. Øverst nærområdet. Nederst hele området.



Figur 4.3.2. Zinkkoncentrationen ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i skudspidser af tang 1996. Øverst nærområdet. Nederst hele området

indre del af Qaamarujuk, hvor en gråbjergsdump var placeret, før den blev fjernet i 1990 (figur 4.3.3). De højeste blyværdier findes ligeledes i dette område, men er på samme høje niveau i den aller indre del af Qaamarujuk (figur 4.3.1). Der er således i 1998 ikke helt sammenfald i fordelingsmønstret for bly- og zinkniveauet i tang i den indre del af Qaamarujuk, et forhold der ikke er nogen umiddelbar forklaring på.

Tidsudvikling

Tidsudviklingen i bly- og zinkkoncentrationerne i tang er vist på figur 4.3.3 og 4.3.4 for følgende områder:

Nærmest minen: St. T12Ø og T12V

Syd for minen (T10): St. T10

Affarlikassaa fjorden (Aff-fjord): St. T3, T5, T6 og T7

Indre Qaamarujuk (Ind-Q): St. T17A, T17, T17B, T17C, T15A, T15

Nordkysten af Qaamarujuk: St. T29 og T30

Perlerfiup kangerlua: St. V, F, G og T38

Vest for og ved Qeqertanguit: St. T36 og T37

Qeqertat (L): St. L

Derudover er der foretaget en statistisk analyse af tidsudviklingen for alle stationer med en tidsrække på 9 eller flere år (tabel 4.3.2 og 4.3.3). De statistiske analysemetoder der er anvendt er Spearman korrelation, lineær regressions analyse og en metode kaldet ICES's metoden. Denne sidste metode er nærmere beskrevet i Nicholson et al. (1995). I 1990 er der en betydelig top i blykoncentrationen for alle områder. Årsagen hertil kan dels være arbejdet med opgravning og dumpning af gråbjerg og dels det forhøjede indhold af opløseligt bly i det sidste malm, der blev behandlet af Greenex. Opgravning og deponering af gråbjerg bevirkede en afgivelse af tungmetaller, hvor zink-bly forholdet var væsentligt større end 1 (ca. 10) og det sidst behandlede malm afgav zink og bly i et forhold væsentligt under 1, og da det især var bly, der steg i tang i 1990, vurderes det, at årsagen dertil hovedsageligt er det høje indhold af opløseligt bly i det sidste malm. Ved de statistiske analyser er året 1990 derfor ikke medtaget.

Bly

I området som helhed er blykoncentrationen steget i 1998 i forhold til 1996, især i indre Qaamarujuk, i ydre Qaamarujuk og i Perlerfiup kangerlua (figur 4.3.3). Set over hele monitoringsperioden er der dog et tydeligt fald i blykoncentrationen for alle delområder (figur 4.3.3).

For de fleste stationer er faldet statistisk signifikant og med et retlinet forløb gennem perioden (tabel 4.3.2). Med et retlinet forløb menes, at logaritmen til blykoncentrationen følger en ret linie, hvilket vil sige, at blykoncentrationen falder eksponentielt.

Det årlige fald i blykoncentrationen for de forskellige stationer er estimeret til mellem 3% (St. T17B) og 17% (St. T12Ø). En undtagelse fra dette billede er station T17C (inderste station i Qaamarujuk), hvor blykoncentrationen siden 1986 er uændret.

Efter minens lukning har blykoncentrationen i tang også været faldende på de fleste stationer, især i Affarlikassaa, tæt ved Maarmorilik og i området under Sorte Engel fjeldet (tabel 4.3.2). På nogle stationer – mest markant i den allerinderste del af Qaamarujuk – har blykoncentrationen i tang dog været stigende i perioden efter minens lukning (tabel 4.3.2).

På nord- og sydkysten af Qaamarujuk samt på de fjernest beliggende stationer (St. T36, T37, T38 og L) er det karakteristisk, at der over hele monitoringsperioden ses forholdsvis store årlige fald i blykoncentrationen (11-13%), mens der i perioden efter minens lukning er observeret mindre fald eller endog stigninger i blykoncentrationen (årlige ændringer mellem -7% og +5%). Det skyldes de relativt høje værdier, der blev fundet i begyndelsen af 1980-erne.

Zink

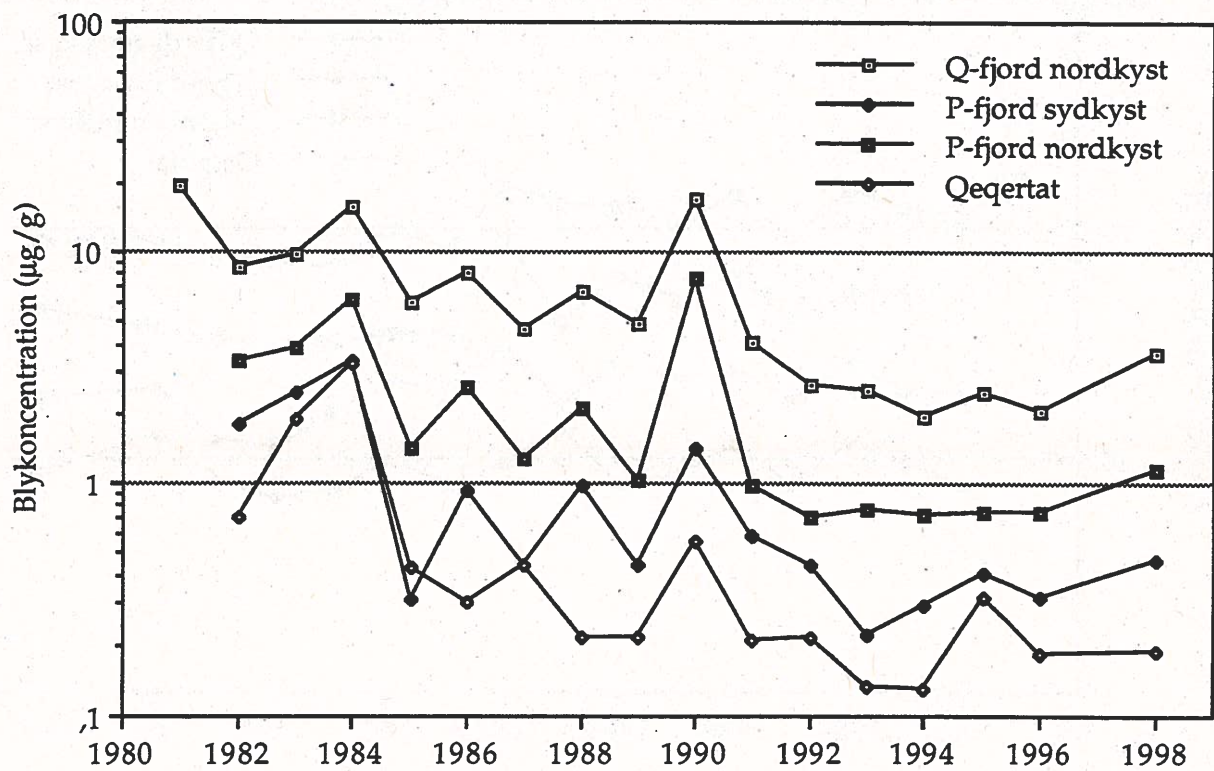
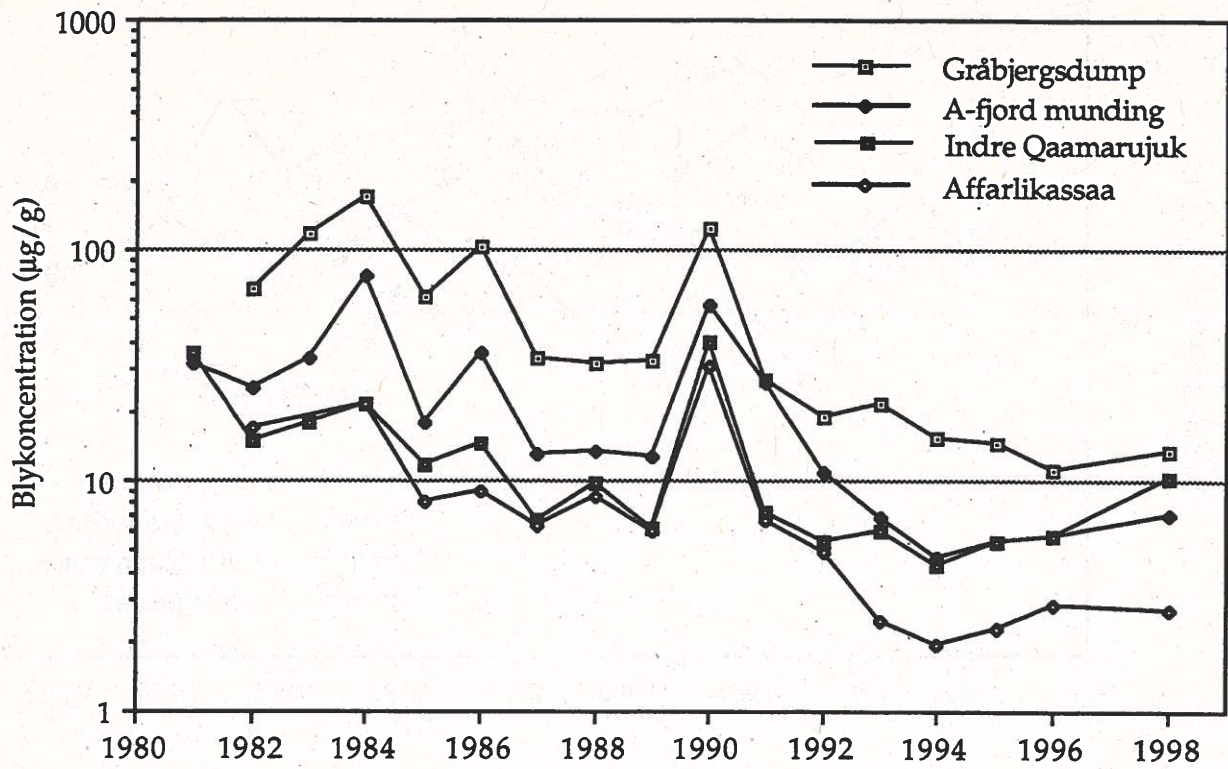
Zinkkoncentrationen i tang i området viser ingen systematiske ændringer fra 1996 til 1998, i nogle delområder er den faldet og i andre steget (figur 4.3.4).

Set over hele monitoringsperioden er der generelt et mindre fald i zinkkoncentrationen, som dog kun er signifikant for nogle af stationerne (tabel 4.3.3). Det årlige fald i zinkkoncentrationen er estimeret til mellem 2% og 6%. På station T17B og referencestationen er der dog ingen ændring i perioden.

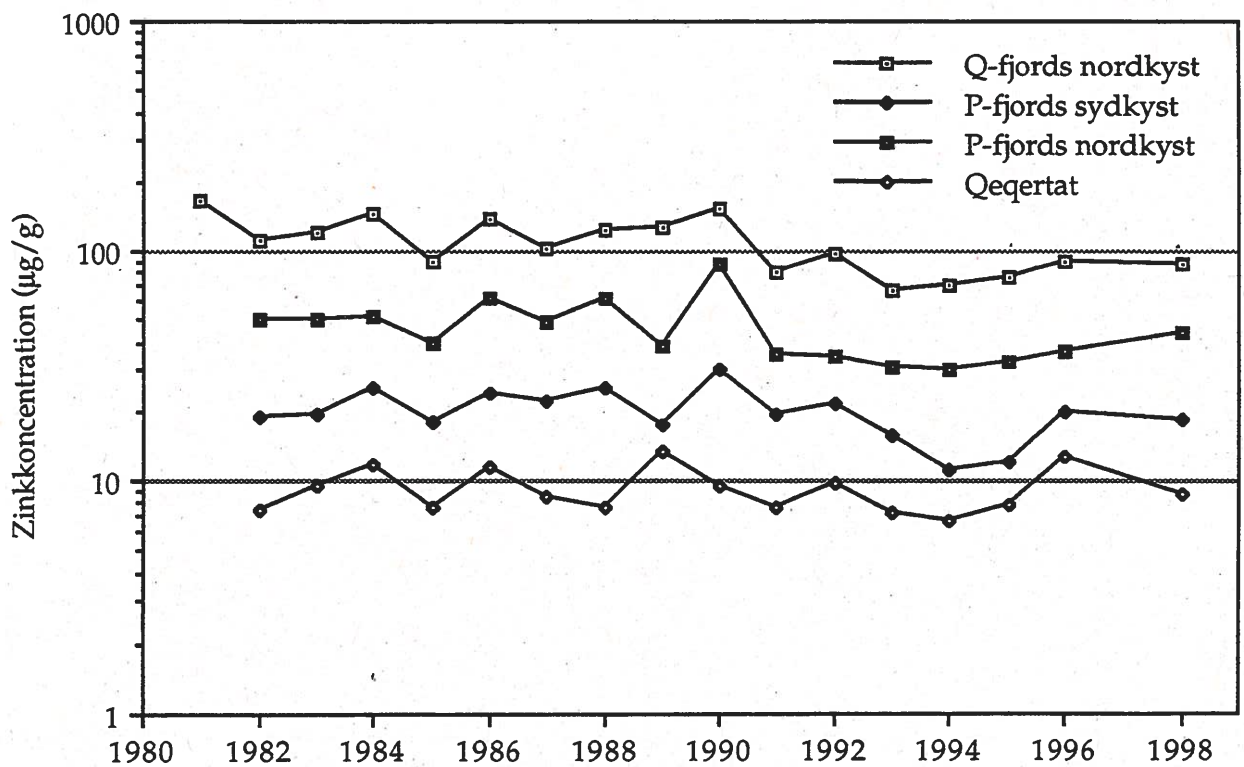
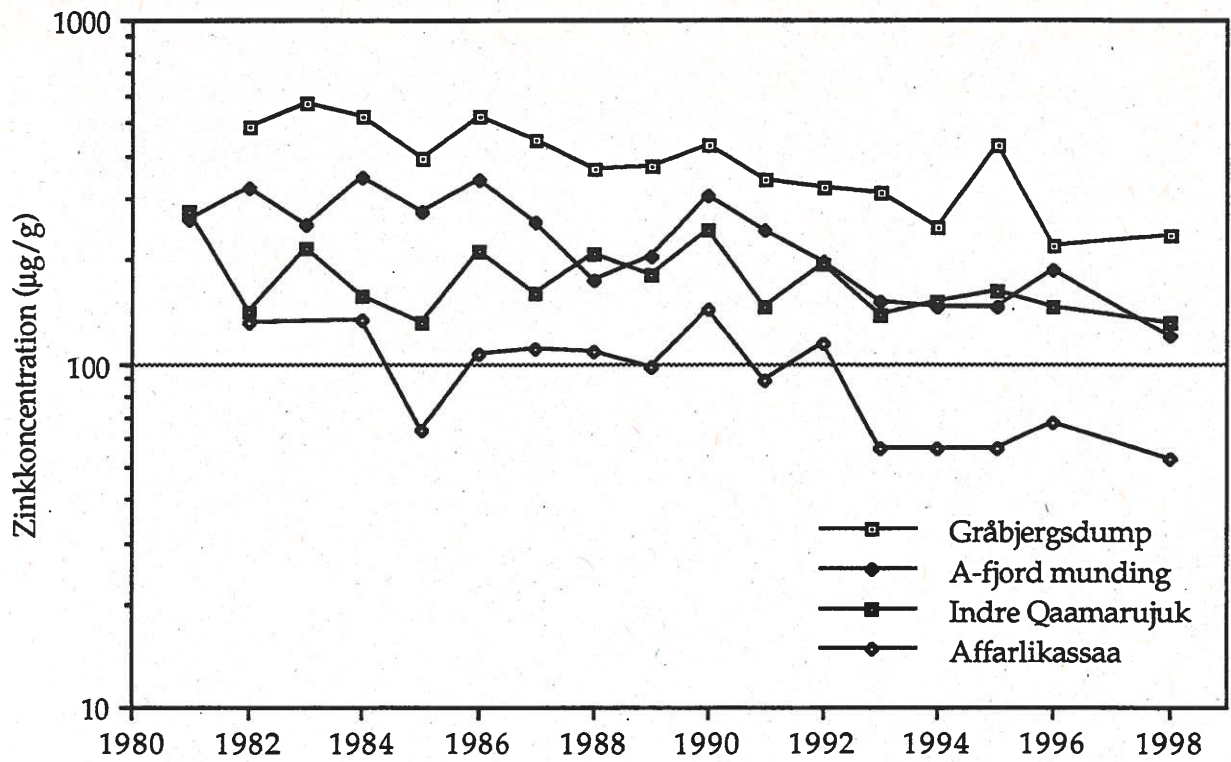
Efter minens lukning har zinkkoncentrationen i tang også været faldende på de fleste stationer, især i Affarlikassaa, tæt ved Maarmorilik og i området under Sorte Engel fjeldet (tabel 4.3.2). På nogle stationer – mest markant i den allerinderste del af Qaamarujuk og på nordkysten af Qaamarujuk og ydre Perlerfiup kangerlua – har blykoncentrationen i tang dog været stigende eller uændret i perioden efter minens lukning (tabel 4.3.2).

Samlet vurdering

Fra 1996 til 1998 kan der ikke ses nogen systematiske ændringer for zinkkoncentrationen i tang, mens blykoncentrationen steg i de fleste områder. Set over hele monitoringsperioden (1982-1996) er både bly- og zinkkoncentrationen i tang faldet, og blykoncentrationen er faldet mere end zinkkoncentrationen. Siden 1990 - efter minens lukning - er bly- og zinkniveauet i tang faldet i de fleste områder, mest markant i Affarlikassaa, tæt ved Maarmorilik og under Sorte Engel fjeldet. Der er dog også områder, hvor bly- og zinkkoncentrationerne er steget eller er uændret i perioden efter minens lukning. Det gælder især området i den indre del af Qaamarujuk.



Figur 4.3.3. Tidsudviklingen i blykoncentrationen ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i skudspidser af tang i forskellige områder (se tekst).



Figur 4.3.4. Tidsudviklingen i zinkkoncentrationen ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i skudspidser af tang i forskellige områder (se tekst).

Tabel 4.3.2. Bly i tang. Resultaterne af den statistiske analyse af tidsudviklingen for bly i tang på stationer med 9 eller flere år. Foruden ICES-test metode er angivet signifikansen af Spearman korrelations koefficient. Desuden er beregnet ved lineær regression den årlige ændring i Pb koncentrationen for hele perioden og for perioden 1991-1998. Året 1990 er ikke medtaget i analyserne.

		ICES-metode			Spearman	Årlig ændring	Årlig ændring
		Systematisk	Lineær	Ikke lineær	korrelation	(hele perioden)	(1991-1998)
		mellem-år	effekt	effekt			
Qeqertat, referencestation							
St.. L	1982-98	sign	sign	sign	sign	-13%	+1%
Maarmorilik							
St. T1	1987-98	sign	sign	-	sign	-13%	-17%
Affarlikassaa							
St. T2	1985-98	sign	sign	sign	sign	-11%	-14%
St. T3	1984-98	sign	sign	sign	sign	-13%	-12%
St. T5	1982-98	sign	sign	-	sign	-10%	-15%
St. T7	1988-98	sign	sign	sign	sign	-15%	-9%
Syd for minen							
St. T10	1981-96	sign	sign	-	sign	-13%	-16%
Området nærmest minen							
St. T12Ø	1983-98	sign	sign	-	sign	-17%	-11%
Indre Qaamarujuk							
St. T15	1986-98	-	-	-	-	-6%	-5%
St. T15A	1986-98	-	-	-	-	-4%	+9%
St. T17	1981-98	sign	sign	sign	sign	-9%	-1%
St. T17A	1986-98	sign	sign	sign	sign	-9%	0%
St. T17B	1986-98	-	-	-	-	-3%	+5%
St. T17C	1986-98	-	-	-	-	+1%	+12%
Sydkysten af Qaamarujuk							
St. T22	1986-98	sign	sign	sign	sign	-14%	-7%
St. T25	1982-98	sign.	sign	-	sign	-12%	-5%
Nordkysten af Qaamarujuk							
St. T29	1981-98	sign	sign	-	sign	-12%	-2%
St. T30	1981-98	sign	sign	-	sign	-11%	-2%
Vest for og ved Qeqertanguit							
St. T36	1982-98	sign	sign	-	sign	-11%	+5%
St. T37	1982-98	sign	sign	-	sign	-12%	+1%
St. T38	1982-98	sign	sign	-	sign	-12%	-3%
Perlerfiup kangerlua							
St. G	1988-98	sign	-	sign	-	-7%	+2%
St. V	1988-98	-	-	-	-	-5%	-3%

ICES-metode : *Systematisk mellem-års effekt*: sign angiver signifikant på 5% niveau ellers angivet som -. Tester om en udglattet kurve (3 års glidende gennemsnit) giver en forbedret beskrivelse af forløbet end de observerede værdier set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans fortolkes således, at forløbet med rimelighed kan beskrives ved den udglattede kurve. *Lineær effekt*: sign angiver signifikant (på 5% niveau) faldende tendens. Tester om en ret linie giver en forbedret beskrivelse end de observerede værdier set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans fortolkes således, at der er en ændring gennem årene og såfremt at den ikke-lineære effekt ikke er signifikant, at denne ændring kan beskrives ved en ret linie. *Ikke- lineær effekt* : sign angiver signifikant på 5% niveau. Tester om en ikke-lineær beskrivelse giver en forbedret beskrivelse set i forhold til en lineær beskrivelse. Signifikans sammen med signifikant lineær effect fortolkes således, at ændringen gennem årene ikke kan beskrives som en ret linie. Spearman korrelation: sign angiver signifikant korrelation på 5% niveau. En ikke parametrisk test, som tester i hvor høj grad koncentrationer og år følges ad.

Tabel 4.3.3. Zink i tang. Resultaterne af den statistiske analyse af tidsudviklingen for zink i tang på stationer med 9 eller flere år. Foruden ICES-test metode er angivet signifikansen af Spearman korrelations koefficient. Desuden er beregnet ved lineær regression den årlige ændring i Zn koncentrationen for hele perioden og for perioden 1991-1998. Året 1990 er ikke medtaget i analyserne.

		ICES-metode			Spearman	Årlig ændring	Årlig ændring
		Systematisk mellem-år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt	korrelation	(hele perioden)	(1991-1998)
Qeqertat, referencestation							
St. L	1982-98	-	-	-	-	0%	+4%
Maarmorilik							
St. T1	1987-98	-	sign	-	sign	-4%	-3%
Affarlikassaa							
St. T2	1985-98	sign	sign	sign	sign	-7%	-8%
St. T3	1984-98	sign	sign	-	sign	-6%	-13%
St. T5	1982-98	sign	sign	-	sign	-7%	-9%
St. T7	1988-98	-	-	-	-	-6%	-5%
Syd for minen							
St. T10	1981-98	sign	sign	-	sign	-5%	-7%
Området nærmest minen							
St. T12Ø	1983-98	sign	sign	-	sign	-6%	-5%
Indre Qaamarujuk							
St. T15	1986-98	-	sign	-	sign	-6%	-9%
St. T15A	1986-98	-	-	-	-	-3%	-2%
St. T17	1981-98	-	-	-	-	-2%	-5%
St. T17A	1986-98	-	-	-	sign	-3%	-1%
St. T17B	1986-98	-	-	-	-	0%	+1%
St. T17C	1986-98	-	-	-	-	-2%	+1%
Sydkysten af Qaamarujuk							
St. T22	1986-98	-	sign	-	sign	-4%	-1%
St. T25	1982-98	-	sign	-	sign	-4%	-2%
Nordkysten af Qaamarujuk							
St. T29	1981-98	-	sign	-	sign	-4%	0%
St. T30	1981-98	-	sign	-	sign	-4%	+2%
Vest for og ved Qeqertanguit							
St. T36	1982-98	-	sign	-	sign	-3%	+4%
St. T37	1982-98	sign	sign	sign	sign	-3%	+2%
St. T38	1982-98	sign	sign	-	-	-3%	0%
Perlerfiup kangerlua							
St. G	1988-98	-	-	sign	-	-2%	+2%
St. V	1988-98	sign	-	sign	-	-4%	-5%

ICES-metode : *Systematisk mellem-års effekt* : sign angiver signifikant på 5% niveau ellers angivet som -. Tester om en udglattet kurve (3 års glidende gennemsnit) giver en forbedret beskrivelse af forløbet end de observerede værdier set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans fortolkes således, at forløbet med rimelighed kan beskrives ved den udglattede kurve. *Lineær effekt*: sign angiver signifikant (på 5% niveau) faldende tendens. Tester om en ret linie giver en forbedret beskrivelse end de observerede værdier set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans fortolkes således, at der er en ændring gennem årene og såfremt at den ikke-lineære effekt ikke er signifikant, at denne ændring kan beskrives ved en ret linie. *Ikke-lineær effekt* : sign angiver signifikant på 5% niveau. Tester om en ikke-lineær beskrivelse giver en forbedret beskrivelse set i forhold til en lineær beskrivelse. Signifikans sammen med signifikant lineær effect fortolkes således, at ændringen gennem årene ikke kan beskrives som en ret linie. Spearman korrelation: sign angiver signifikant korrelation på 5% niveau. En ikke parametriske test, som tester i hvor høj grad koncentrationer og år følger ad.

4.4 Blåmusling

Muslingeprøver fra 1998 blev analyseret for bly og zink, og resultaterne fremgår af bilag V. Der blev i 1998 indsamlet prøver af "naturlige" populationer, dvs. muslinger som er opvokset på den pågældende station. Prøver af de naturlige blåmuslingepopulationer indsamles primært for at vurdere, i hvor stort et område muslingerne er forurenet. Tidligere undersøgelser ved Maarmorilik har vist, at blåmuslinger med et forhøjet blyindhold ikke straks udskiller optaget bly, når blyforureningen af det omgivende vand ophører eller falder. Det er således fundet, at "forurenede" blåmuslinger efter 2-3 år indeholder ca. halvdelen af det oprindeligt optagne bly, når de flyttes fra et forurenet til et uforurenet område (Riget et al. 1997). Herefter udskiller de stort set ikke bly. Det indebærer, at blyindholdet i blåmuslinger ved Maarmorilik kun kan forventes at falde meget langsomt i takt med, at muslingerne vokser. Dog vil "nye" generationer af muslinger, som har været eksponeret for en betydelig mindre eksponering end de ældre generationer, forventes at være mindre belastede af bly.

Bly- og zinkværdier

Ved sammenligning med tidligere resultater er det valgt at anvende blykoncentrationen for muslinger i størrelsesgruppen 1-2 g bløddelstørvægt (svarende til ca. 6-8 cm skallængde), idet blykoncentrationen er afhængig af (stiger med) muslingernes størrelse. Værdierne fremgår af tabel 4.4.1. I tilfælde, hvor ingen af prøverne falder indenfor det ønskede størrelsesinterval, er angivet blykoncentrationen i prøver, hvor gennemsnitsvægten er under 1 g tørvægt, større end 2 g tørvægt eller et gennemsnit af disse.

Tabel 4.4.1. Bly- og zinkkoncentrationer ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i blåmusling (*Mytilus edulis*). Blykoncentrationen er givet for muslinger i prøver hvor gennemsnitsvægten er mellem 1 - 2 g tørvægt. < angiver at gennemsnitsvægten af muslinger i prøven er mindre end 1 g tørvægt.

Station	Pb	Zn	Station	Pb	Zn
K	0,87<	123	L	1,01	143
T5	22,7<	114	T12Ø	143<	438
T12SV	1185	607	T15	476	395
T17A	226<	253	T17B	292	232
T22	375	271	T25	169	319
T29	220	247	T30	252	281
T33	27,4	178	T36	117<	216
T37	42,0	201	T38	3,78	180

Derimod har zinkkoncentrationen generelt vist sig at være uafhængig af muslingestørrelsen. I de tilfælde, hvor der er indsamlet mere end én muslingeprøve på en station, er den geometriske middelværdi af zinkværdierne i disse beregnet og angivet (tabel 4.4.1).

Geografisk fordeling

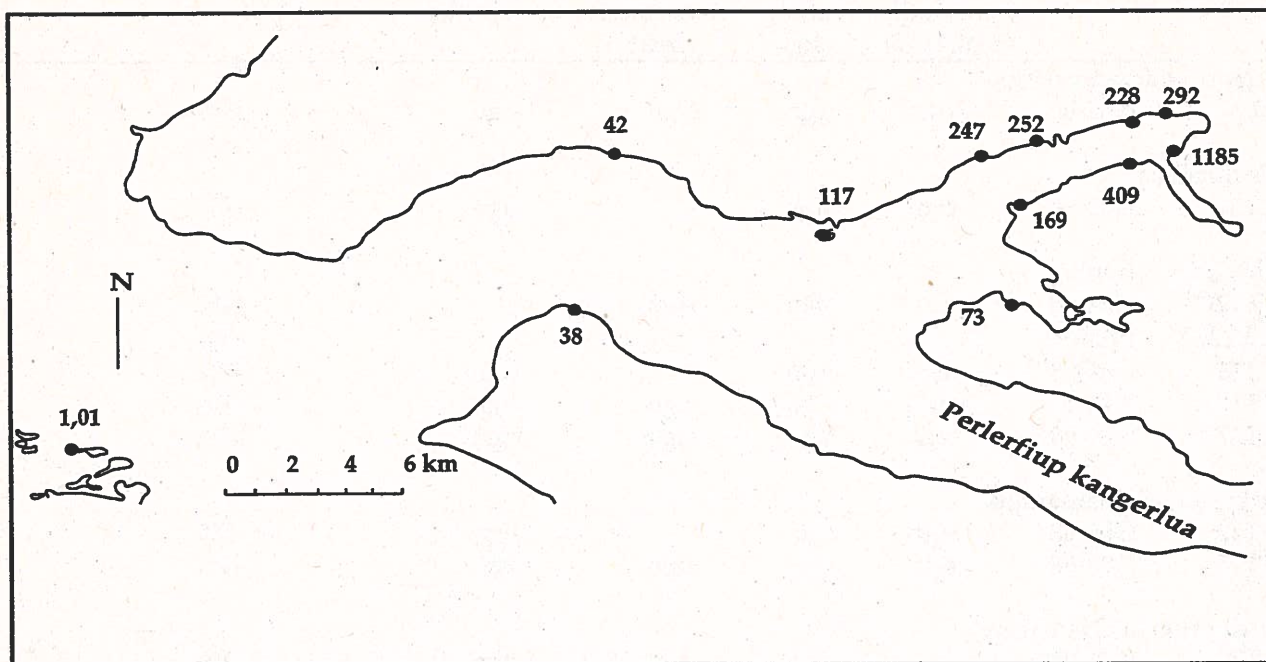
De højeste blykoncentrationer optræder i lighed med tidligere i området, hvor den gamle gråbjergsdump lå (station T12SV). De næsthøjeste værdier optræder i den inderste del og på nordkysten af Qaamarujuk fjorden. Blyniveauet er desuden forhøjet i den øvrige del af Qaamarujuk og i Perlerfiup kangerlua.

Zinkkoncentrationerne viser ligeledes faldende værdier væk fra mi-neområdet, men med væsentlig mindre koncentrationsforskelle end for bly. Tæt ved Maarmorilik er koncentrationen 250 - 600 µg/g tørstof, mens den i området udenfor Qaamarujuk kun er forhøjet i den ydre del af Perlerfiup kangerlua's nordside.

Egnethed til fortæring

Blåmuslingernes blyindhold har gennem en årrække været så højt i fjordene ved Maarmorilik, at det er frarådet at indsamle og spise blåmuslinger fra området. Den fortsatte overvågning af muslingerne tjener bl.a. det formål fortsat at kunne rådgive herom.

Ved vurderingen af mulige sundhedsskadelige virkninger af det forhøjede blyindhold i blåmuslinger er anvendt en værdi på 2 mg/kg vådvægt (svarende til ca. 14 mg/kg tørvægt) som en maksimal grænse for bly i muslinger angivet af Levnedsmiddelstyrelsen. Endvidere er anvendt resultaterne for store muslinger, da det vil være store muslinger, som er af betydning for indsamling med henblik på fortæring. I figur 4.4.1 er blykoncentrationen i den største størrelsesgruppe blåmuslinger i 1998 afbildet. Det fremgår, at blykoncentrationen er over den anførte grænseværdi på alle stationer nær Maarmorilik, i Qaamarujuk og i Perlerfiup kangerlua. Det frarådes derfor fortsat at indsamle og spise blåmuslinger fra disse områder.



Figur 4.4.1. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i store blåmuslinger 1998

Tidsudvikling

Tidsudviklingen i bly- og zinkkoncentrationen er analyseret ved tre forskellige statistiske metoder; Spearman korrelation, lineær regressions analyse og en metode kaldet ICES metoden. Denne sidste metode er nærmere beskrevet i Nicholson et al. (1995) og i en forkortet dansk udgave i Riget et al. (1995). Den statistiske behandling af tidserien af tungmetalkoncentrationer fremgår af tabellerne 4.4.2 og 4.4.3 for henholdsvis bly og zink.

Tabel 4.4.2. Bly. Resultaterne af den statistiske analyse af tidsudviklingen for bly på stationer med 9 eller flere år. Foruden ICES-test metode er angivet signifikansen af Spearman korrelations koefficient. Desuden er ved lineær regression beregnet den årlige ændring i Pb koncentrationen for hele perioden.

		ICES-metode			Spearman	Årlig ændring
		Systematisk mellem-år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt	korrelation	
Qeqertat, referencestation						
St. L	1982-98	sign	sign	sign	sign	-13%
Affarlikassaa						
St. T5	1982-98	sign	sign	-	sign	-13%
Indre Qaamarujuk						
St. T12Ø	1982-98	sign	sign	sign	-	-11%
St. T12SV	1988-96	-	-	-	-	-5%
St. T15	1986-98	sign	sign	-	sign	-7%
St. T17A	1976-98	sign	sign	sign	sign	-5%
St. T17B	1986-98	sign	sign	sign	sign	-7%
Sydkysten af Qaamarujuk						
St. T22	1986-98	sign	sign	-	sign	-5%
St. T25	1982-98	sign	sign	sign	sign	-4%
Nordkysten af Qaamarujuk						
St. T29	1976-98	-	sign	-	sign	-2%
St. T30	1976-98	-	-	-	-	-2%
Vestfor og ved Qeqertanguit						
St. T36	1978-98	sign	sign	-	sign	-4%
St. T37	1981-98	sign	sign	-	sign	-8%
St. T38	1981-98	sign	sign	sign	sign	-13%

ICES-metode : *Systematisk mellem-års effekt* : sign angiver signifikant på 5% niveau ellers angivet som -. Tester om en udglattet (3 års glidende gennemsnit) giver en forbedret beskrivelse af forløbet end de observerede værdier set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans fortolkes således, at forløbet med rimelighed kan beskrives ved den udglattede kurve. *Lineær effekt*: sign angiver signifikant (på 5% niveau) faldende tendens. Tester om en ret linie giver en forbedret beskrivelse end de observerede værdier set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans fortolkes således, at dér er en ændring gennem årene og såfremt at den ikke-lineære effekt ikke er signifikant, at denne ændring kan beskrives ved en ret linie. *Ikke- lineær effekt* : sign angiver signifikant på 5% niveau. Tester om en ikke-lineær beskrivelse giver en forbedret beskrivelse set i forhold til en lineær beskrivelse. Signifikans sammen med signifikant lineær effect fortolkes således, at ændringen gennem årene ikke kan beskrives som en ret linie. *Spearman korrelation*: sign angiver signifikant korrelation på 5% niveau. En ikke parametrisk test, som tester i hvor høj grad koncentrationer og år følges ad.

Tabel 4.4.3. Zink. Resultaterne af den statistiske analyse af tidsudviklingen for zink på stationer med 9 eller flere år. Foruden ICES-test metode er angivet signifikansen af Spearman korrelations koefficient. Desuden er beregnet ved lineær regression den årlige ændring i Zn koncentrationen for hele perioden.

	ICES-metode			Spearman korrelation	Årlig ændring
	Systematisk mellem-år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt		
Qeqertat, referencestation					
St. L 1982-98	-	-	-	-	-1%
Affarlikassaa					
St. T5 1982-98	sign	sign	-	sign	-6%
Indre Qaamarujuk					
St. T12Ø 1982-98	sign	sign	sign	-	-11%
St. T12SV1988-98	-	-	-	-	-5%
St. T15 1986-98	sign	sign	sign	-	-7%
St. T17A 1976-98	sign	sign	sign	sign	-5%
St. T17B 1986-98	sign	sign	sign	sign	-7%
Sydkysten af Qaamarujuk					
St. T22 1986-98	sign	sign	-	sign	-5%
St. T25 1982-98	sign.	sign	sign	sign	-4%
Nordkysten af Qaamarujuk					
St. T29 1976-98	-	sign	-	sign	-2%
St. T30 1976-98	-	-	-	-	-2%
Vest for og ved Qeqertanguit					
St. T36 1978-98	sign	sign	-	sign	-4%
St. T37 1981-98	sign	sign	-	sign	-8%
St. T38 1981-98	sign	sign	sign	sign	-4%

Se metodeforklaringen i tabel 4.4.2

Bly Blyværdierne viser for alle stationer en faldende tendens gennem perioden, som dog ikke på alle stationer er signifikant på 5% niveau. Den årlige ændring i blykoncentrationen er beregnet ved lineær regression til at ligge mellem 2 og 13%.

Zink Zinkværdierne viser for alle stationer en faldende tendens, som dog ikke er signifikant for alle. Den årlige ændring i zinkkoncentrationen er beregnet til at ligge mellem 1% og 11%.

Nye generationer Et forhold, som i de kommende år kan forventes at få større og større betydning for blybelastningen af blåmuslinger, er opvækst af nye muslingegenerationer. De vil være været eksponeret for en langt mindre blybelastning end de ældre generationer, som har været udsat for en større påvirkning i en periode før minens lukning, og som kun langsomt eller slet ikke udskiller bly, som de én gang har optaget.

Dette fremgår da også af analyser af forskellig størrelse blåmuslinger fra den samme station, se tabel 4.4.4.

Tabel 4.4.4. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i forskellig størrelse blåmusling (*Mytilus edulis*) 1998.

Station	Store		Små	
	Lgd. (cm)	Pb	Lgd. (cm)	Pb
T15	8,5	476	3,8	106
T22	8,3	375	3,3	37,7
T33	8,3	73,4	6,5	10,2
T38	8,3	37,6	6,3	3,78

4.5 Fisk

Der er tidligere indsamlet prøver af fiskearter, som er almindeligt forekommende i området, ammassat (lodde), plettet havkat, almindelig ulk, hellefisk og uvak. I 1998 blev der indsamlet og analyseret prøver af hellefisk, plettet havkat, alm. ulk og i 1997 af ammassat (lodde).

Prøverne indsamles for at vurdere forureningstilstanden ved Maarmorilik ved sammenligning af tungmetalniveauerne her med ubelastede områder og med tidligere værdier. Analyserne danner også grundlag for at vurdere evt. sundhedsmæssige risici ved at spise fisk fra Maarmorilik-området. Prøverne er kun analyseret for bly, som tidligere er vist at være det eneste metal, som har været forhøjet i fisk ved Maarmorilik.

Statistisk behandling

Princippet ved den statistiske behandling af tungmetalkoncentrationen i prøver fra fisk er først at undersøge, hvorvidt størrelsen og eventuelt fiskens køn har indflydelse på metalkoncentrationen. Fiskens størrelse udtrykkes ved såkaldte "principale komponenter". Dette gøres, fordi en fisks længde og vægt ikke umiddelbart er egnet som analysevariable, da de er stærkt korrelerede. Selve analysen, der tester for størrelsens og kønnets indflydelse, er en kovariansanalyse. Såfremt kovariansanalysen viser en størrelseseffekt og effekt af køn foretages en normalisering af metalkoncentrationen til en bestemt størrelse og køn af fisken. De derved frembragte årsestimater danner grundlag for vurderingen af metalbelastningen. Resultaterne af de statistiske analyser fremgår af bilag XII. I nedenstående afsnit vil kun hovedresultaterne af den statistiske behandling blive medtaget.

Fejlagtige blyanalyser

Ved vurderinger af blyniveauet i prøver fra fisk har der været mistanke om, at nogen af de ældre blyanalyser (op til omkring midten af 1980-erne) i fisk, specielt de lave koncentrationer i fiskekød, har været fejlagtige (for høje). Dette er bekræftet ved reanalyser af tidligere indsamlede prøver (Dietz et al. 1997). Årsagen hertil er de tidligere anvendte analysemetoder og procedurer, som ikke har været tilstrækkeligt kontrolleret. Som en konsekvens af dette er der derfor ved den statistiske behandling her kun medtaget blyanalyser udført af AM's eget laboratorium, hvilket vil sige analyser tilbage til 1988. I teksten vil der dog til sammenligning med de nuværende blyniveauer blive refereret til de tidligere blyniveauer.

4.5.1 Ammassat

Fiskene blev analyseret som hele fisk. Analyseresultaterne for de enkelte prøver fremgår af bilag VII.

Blykoncentrationen i hele ammassat viser ingen afhængighed af fiskestørrelse. Fiskenes køn er ikke indgået i den statistiske analyse, da køn og størrelse hos ammassat er stærkt korelateret (hannerne er større end hunnerne). De estimerede blykoncentrationer er derfor geometriske middelværdier og fremgår sammen med medianværdierne af tabel 4.5.1.1.

Tabel 4.5.1.1. Estimeret blykoncentration (est. Pb) og medianværdi (med. Pb) i hele ammassat fra Maarmorilik og referenceområder. Alle estimater er i $\mu\text{g/g}$ tørstof. * angiver at værdien ikke er normaliseret, fordi mere end 20% af analyseresultaterne er under detektionsgrænsen. Disse sidste er yderligere markeret med <.

Ammassat Område	År	n	est. Pb	med. Pb
Uummanaq	1988	20	0,08	0,07
Perlerfiup kangerlua	1990	20	0,40	0,39
Maarmorilik				
Juli	1988	20	0,93	1,15
Juli	1989	20	9,70	8,30
August	1989	10	1,35	1,30
Juni	1990	20	0,54	0,56
Juli	1990	9	1,01	1,27
Juli	1993	20	0,99	0,85
Juli	1994	20	0,14	0,14
Juli	1995	20	0,08	0,08
Juli	1997	20	<0,04*	0,07

Fra 1993 til 1994 faldt blykoncentrationen i ammassat markant, og siden har den været lav, fra 1995 på samme niveau som ved Uummanaq. De lave blyværdier, som er målt siden 1994, skyldes formentlig, at der er tale om fisk, der er vokset op efter 1990, hvor minen lukkede.

4.5.2. Hellefisk

Der blev analyseret muskelprøver fra hellefisk fanget ved Maarmorilik i september 1998. Analyseresultaterne for de enkelte prøver fremgår af bilag VIII.

Blykoncentrationen i hellefisk viser ingen afhængighed af fiskestørrelse. De estimerede blykoncentrationer er derfor geometriske middelværdier og fremgår sammen med medianværdierne af tabel 4.5.2.1, som viser, at blyniveauet i hellefiskemuskel er meget lavt og under detektionsgrænsen.

Tabel 4.5.2.1. Estimeret blykoncentration (est. Pb) og medianværdi (med. Pb) i hellefisk fra Maarmorilik. Alle estimater er i $\mu\text{g/g}$ tørstof.

Hellefisk				
Område/måned	År	n	est. Pb	med. Pb
Maarmorilik				
September	1988	9	<0,05	<0,05
September	1989	10	<0,05	<0,05
Marts	1990	10	<0,05	<0,05
September	1990	8	<0,06	<0,05
Marts-maj	1991	10	<0,06	<0,05
Marts	1993	10	<0,06	<0,05
Juli	1993	2	<0,06	<0,05
Marts	1994	10	<0,003	<0,002
September	1998	9	<0,02	<0,03

4.5.3. Plettet havkat

Der blev analyseret muskel- og leverprøver fra plettet havkat fanget ved Maarmorilik og ved Saatut i september 1998. Analyseresultaterne for de enkelte prøver fremgår af bilag IX.

Blykoncentrationen i muskel viser ingen afhængighed af fiskestørrelse eller køn. De estimerede blykoncentrationer i muskel er derfor geometriske middelværdier og fremgår sammen med medianværdierne af tabel 4.5.3.1. I lever er der heller ingen afhængighed af fiskens køn, men derimod af fiskens størrelse. Således er blykoncentrationen i lever lavere i en stor end i en lille havkat – alt andet lige. De estimerede værdier for lever fra forskellige områder og år er derfor normaliseret til samme fiskestørrelse (tabel 4.5.3.1).

Tabel 4.5.3.1. Estimeret blykoncentration (est. Pb) og medianværdi (med. Pb) i plettet havkat fra Maarmorilik og referenceområder. Alle estimater er i $\mu\text{g/g}$ tørstof. Estimaterne er normaliseret til en fisk med længden 75 cm og vægten 3,85 kg. I parentes er angivet antallet af analyser, hvor det afviger fra antallet af prøver (n). * angiver at værdien ikke er normaliseret, fordi oplysninger om mål eller vægt mangler, eller fordi mere end 20% af analyseresultaterne er under detektionsgrænsen. Disse sidste er yderligere markeret med <.

Havkat - muskel				
Område/måned	År	n	est. Pb	med. Pb
Amitsuatsiaq	1993	5	<0,05*	<0,05
	1994	2	<0,03*	0,03
Schades Øer	1995	3	0,023	0,022
Sermilik	1995	2	<0,02*	<0,02
Nord for Saatut	1998	6	<0,05*	<0,05
Maarmorilik				
September	1988	9	<0,06*	<0,05
September	1989	10	<0,07*	<0,05
September	1990	10	<0,07*	0,06
Marts-maj	1991	4	<0,06*	
September	1991	11	<0,09*	<0,05 (15)
September	1992	13	<0,08*	<0,05
September	1993	5	<0,06	<0,05
September	1994	10	0,06*	0,06
September	1995	8	<0,035*	0,034
September	1998	11	<0,05*	<0,05
Havkat - lever				
Område/måned	År	n	est. Pb	med. Pb
Amitsuatsiaq	1993	10	<0,06*	<0,05
	1994	2	0,05	0,09
Schades Øer	1995	3	0,043	0,049
Sermilik	1995	2	0,087	0,078
Nord for Saatut	1998	6	<0,05*	<0,05
Maarmorilik				
September	1988	16	0,22	0,14
September	1989	20	0,31	0,41
September	1990	20	0,40 (19)	0,38
September	1991	20	0,57	1,42
September	1992	13	0,18	0,17
September	1993	10	<0,20*	0,26
September	1994	10	0,64	0,60
September	1995	8	0,31	0,29
September	1998	14	<0,12*	0,07

I muskel er blykoncentrationerne meget lave og i de fleste tilfælde under detektionsgrænsen. Ved de seneste undersøgelser kan der ikke ses forskel på blyniveauet ved Maarmorilik og referenceområdet.

I lever er blyniveauet generelt højere end i muskel. Ved den seneste undersøgelse i 1998 er fundet den laveste blyværdi, som er set ved Maarmorilik, dog lidt højere end værdien fra referenceområdet i 1998.

4.5.4 Ulk

Analyseresultaterne for de enkelte prøver fremgår af bilag X.

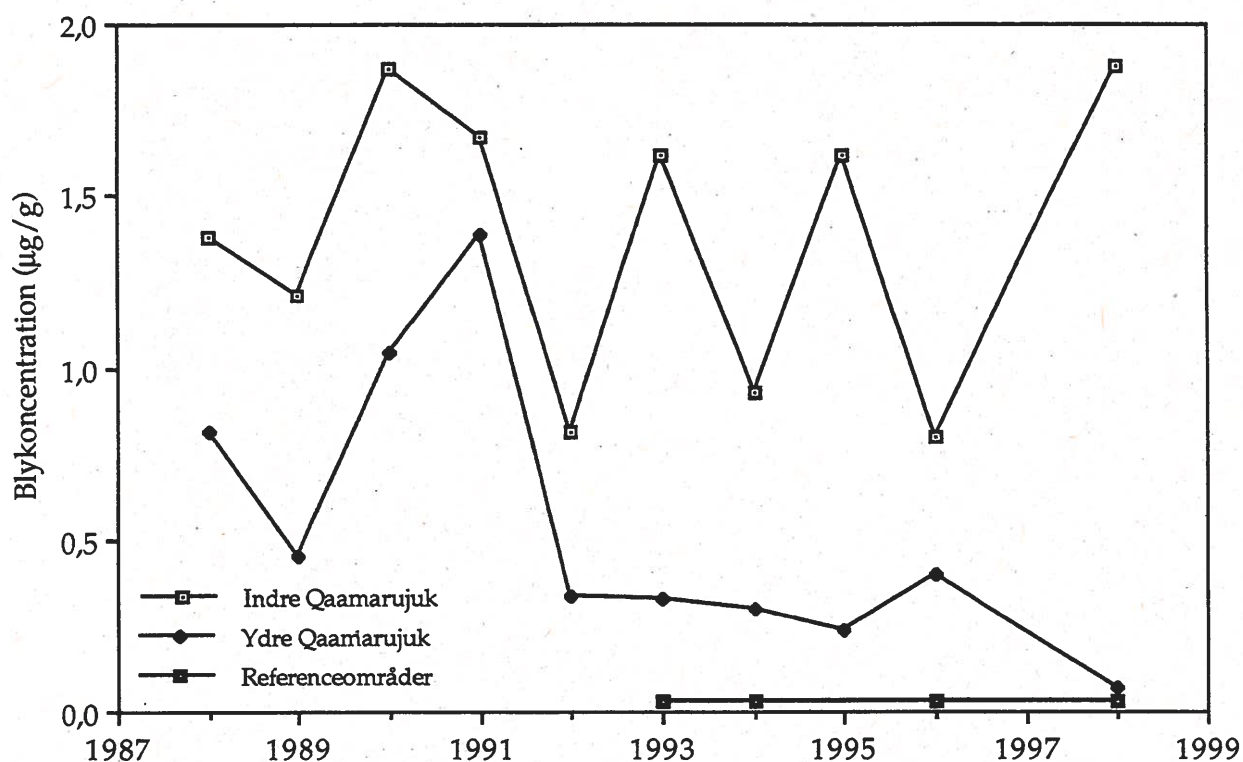
Blykoncentrationen i muskel fra ulke viser afhængighed af fiskestørrelse, men ikke af levervægt og køn. For blykoncentrationen i ulkelever er der afhængighed af fiskestørrelse og levervægt, men ikke af fiskens køn. De estimerede værdier for ulke fanget i henholdsvis indre og ydre del af Qaamarujuk-fjorden samt referenceområder fremgår af tabel 4.5.4.1.

Tabel 4.5.4.1. Estimerede blykoncentrationer (est. Pb) og medianværdier (med. Pb) i ulke fra Maarmorilik og referenceområder. Alle estimater er i $\mu\text{g/g}$ tørstof. Der er normaliseret til en fisk med længden 27,5 cm, vægten 0,24 kg og levervægten 8,76 g. * Ikke normaliseret, fordi oplysninger om mål eller vægt mangler, fordi størrelsesparametrene ikke er af signifikant betydning, eller fordi flere end 20% af analyseresultaterne er under detektionsgrænsen. Disse sidste er yderligere markeret med <.

Ulk - muskel							
Område	År	n	est. Pb	med. Pb	n	est.Pb	med.Pb
Amitsuatsiaq	1993	8	<0,06*	<0,05			
	1994	10	<0,03*	<0,02			
Schades Øer	1996	10	<0,05*	<0,05			
	1998	10	<0,05*	<0,05			
Maarmorilik							
		Indre Qaamarujuk		Ydre Qaamarujuk			
	1988	5	0,09	0,10	4	<0,09*	0,06
	1989	5	0,15	0,11	5	<0,07*	<0,05
	1990	5	0,46	0,54	5	0,12	0,16
	1991	5	<0,07*	<0,05	9	0,67	1,15
	1992	8	<0,10*	0,07	10	<0,08*	<0,05
	1993	5	0,18	0,12	5	<0,06*	<0,05
	1994	10	<0,04*	0,04	10	<0,04*	0,06
	1995	10	0,12	0,09	10	<0,03*	0,03
	1996	10	<0,09*	0,12	10	<0,05*	<0,05
	1998	10	0,33	0,19	10	<0,06*	<0,05
Ulk - lever							
Område	År	n	est. Pb	med. Pb	n	est.Pb	med.Pb
Amitsuatsiaq	1993	9	<0,06*	<0,05			
	1994	10	<0,06*	0,04			
Schades Øer	1996	10	<0,05*	<0,05			
	1998	10	<0,05*	<0,05			
Maarmorilik							
		Indre Qaamarujuk		Ydre Qaamarujuk			
	1988	10	1,38	1,35	10	0,81	0,79
	1989	10	1,21	0,77	10	0,45	0,28
	1990	10	1,87	1,98	10	1,04	1,69
	1991	10	1,67	1,55	9	1,39	3,16
	1992	10	0,81	0,42	10	0,34	0,33
	1993	10	1,62	2,44	10	0,33	0,20
	1994	10	0,93	1,37	10	0,30	0,45
	1995	10	1,62	1,52	10	0,24	0,23
	1996	10	0,80	0,54	10	0,40	0,28
	1998	10	1,88	2,29	10	0,14	0,17

Blykoncentrationen i kød og lever fra ulke fanget i den indre del af Qaamarujuk-fjorden er i 1998 steget i forhold til 1996, og som det fremgår af figur 4.5.4.1 varierer koncentrationen meget fra år til år uden nogen tendens til entydig ændring i perioden fra 1988.

I den ydre del af Qaamarujuk-fjorden er blykoncentrationen i muskel og lever i 1998 på samme eller lavere niveau som i de forudgående år og ligger her på et tydeligt lavere niveau efter minens lukning. Blykoncentrationen i muskel fra ulke fanget i 1998 i den ydre del af Qaamarujuk er lavt og ligger på samme niveau som i referenceområdet. Derimod er blyniveauet i lever tydeligt forhøjet ved Maarmorilik med højere værdi i indre end i ydre Qaamarujuk, se figur 4.5.4.1.



Figur 4.5.4.1. Tidsudviklingen i Pb koncentrationen $\mu\text{g/g}$ tørstof) i lever fra ulke fanget i indre og ydre del af Qaamarujukfjorden. Værdierne er normaliseret til en ulk med længden 27,5 cm, vægten 0,24 kg og levervægten 8,76 g.

4.6 Rejer

Der indsamles og analyseres prøver af dybhavsrejer (*Pandalus borealis*) ved Maarmorilik og i et referenceområde i Uummanaq fjorden som et led i vurderingen af forureningstilstanden ved Maarmorilik. Prøverne opdeles i kød og de resterende hoved- og skaldele og analyseres for bly. Analyseresultaterne fra de enkelte prøver i 1998 fremgår af bilag X og resultaterne af den statistiske behandling af bilag XIII.

I løbet af monitoringsperioden er der anvendt to metoder til reje-fangst, ruser og en lille trawl (Siegsbee-trawl). Det her været tilstræbt primært at anvende ruser, da der er mulighed for, at rejerne kontamineres med sediment - og dermed metaller - når rejerne fanges med trawl. Dette bekræftes af analyser fra 1996 og 1998, idet trawlfangede rejer fra Qaamarujuk havde en højere blykoncentration end rusefangede rejer fra samme område (se bilag X). Det er valgt at udelade resultater fra trawlfangede rejer fra årene 1994-1998, mens der i de tidligere rapporterede data ikke kan skelnes mellem fangstmetode i alle tilfælde. Nogle af disse data, nemlig fra trawlfangede rejer, kan derfor være påvirket - være "for høje" - på grund af kontaminering med sedimentpartikler.

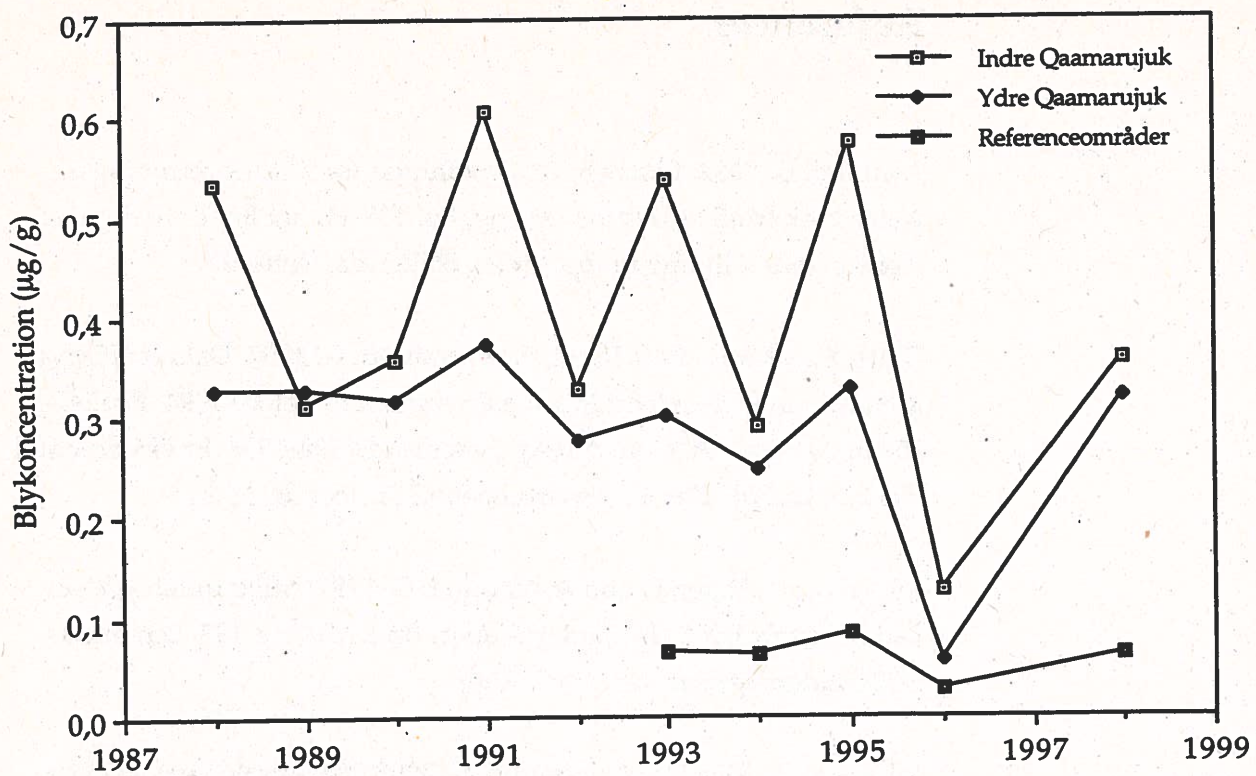
Den statistiske behandling viser, at blykoncentrationen i rejekød er afhængig af rejestørrelsen, hvorimod dette ikke er tilfældet for rejernes hoved/skaldele. De estimerede værdier i rejekød er derfor normaliseret til samme rejestørrelse (5 g vådvægt). Estimatene fremgår af tabel 4.6.1 og afbildet i figur 4.6.1.

Blykoncentrationen i indre og ydre Qaamarujuk er i 1998 steget i forhold til i 1996, både i rejernes kød og i deres hoved- og skaldele, men ligger på niveau med, hvad der er fundet i de nærmest forudgående år (tabel 4.6.1). I både indre og ydre Qaamarujuk er blykoncentrationen i 1998 tydeligt højere end i referenceområderne.

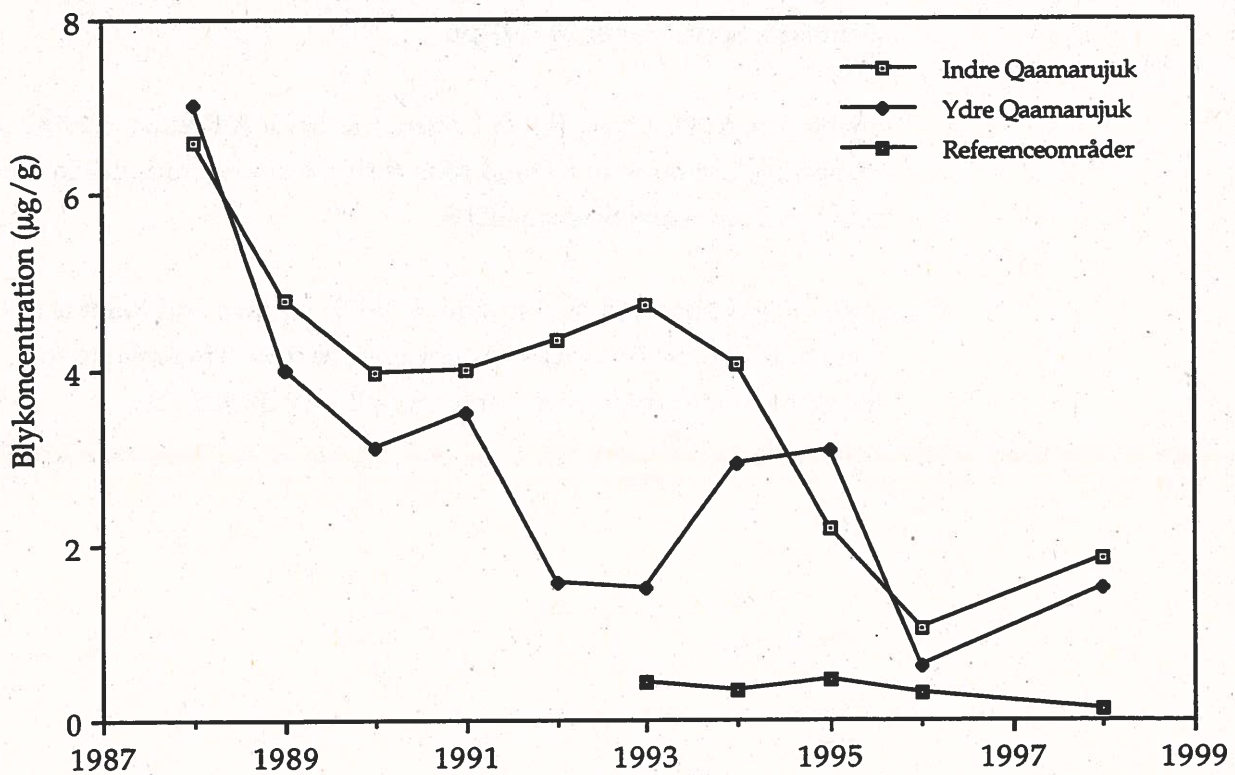
Blyet findes først og fremmest i rejernes hoved- og skaldele, mens blykoncentrationen i rejekød er lav, omkring en faktor 10 lavere end i hoved- og skaldelene (sammenlign figur 4.6.1 og 4.6.2). I perioden 1988-98 har blykoncentrationen i rejernes hoved- og skaldele været faldende (figur 4.6.1), mens der ikke er en tydelig tendens i deres kød (figur 4.6.2).

Tabel 4.6.1. Estimerede blykoncentrationer ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i rejer. Koncentration i rejekød er normaliseret til individvådvægt 5 g. Koncentration i hoved- og skaldele er geometriske middelværdier.

Område	År	Hoved + skal	Kød
Amitsuatsiaq	1993	0,437	0,064
	1994	0,328	0,059
Salleq	1994	0,354	0,065
Schades Øer	1995	0,466	0,081
Qeqertat	1996	0,312	0,026
Sermillip kangerlua	1998	0,112	0,063
Indre Qaamarujuk	1988	6,59	0,534
	1989	4,77	0,312
	1990	3,95	0,356
	1991	3,98	0,607
	1992	4,31	0,328
	1993	4,72	0,536
	1994	4,06	0,288
	1995	2,19	0,570
	1996	1,05	0,126
	1998	1,84	0,356
Ydre Qaamarujuk	1988	7,03	0,326
	1989	3,98	0,326
	1990	3,11	0,316
	1991	3,49	0,374
	1992	1,56	0,275
	1993	1,49	0,300
	1994	2,91	0,244
	1995	3,08	0,237
	1996	0,622	0,056
	1998	1,51	0,319



Figur 4.6.1. Tidsudviklingen i blykoncentrationen ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i rejekød af rejer fanget i indre og ydre Qaamarujuk og i referenceområder.



Figur 4.6.2. Tidsudviklingen i blykoncentrationen ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i hoved- og skaldele af rejer fanget i indre og ydre Qaamarujuk og i referenceområder.

Referencer

Asmund, G. 1992. Lead and zinc pollution for marine dumping of waste rock from lead/zinc mining. Pp. 105-112 in: Bandopadhyay & Neilson (eds) Mining in the Arctic. Balkema, Rotterdam.

Dietz, R., Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 1997. Data on Heavy Metals in the Greenland Marine Environment before 1994. Pp. 247-350 in Aarkrog, A. et al. AMAP Greenland 1994-1996. Environmental Project No. 356. Danish Environmental Protection Agency.

Johansen, P., Riget, F. and & Asmund, G. 1997. Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1996. Faglig rapport fra DMU, nr. 193. Danmarks Miljøundersøgelser, maj 1997, 97 pp.

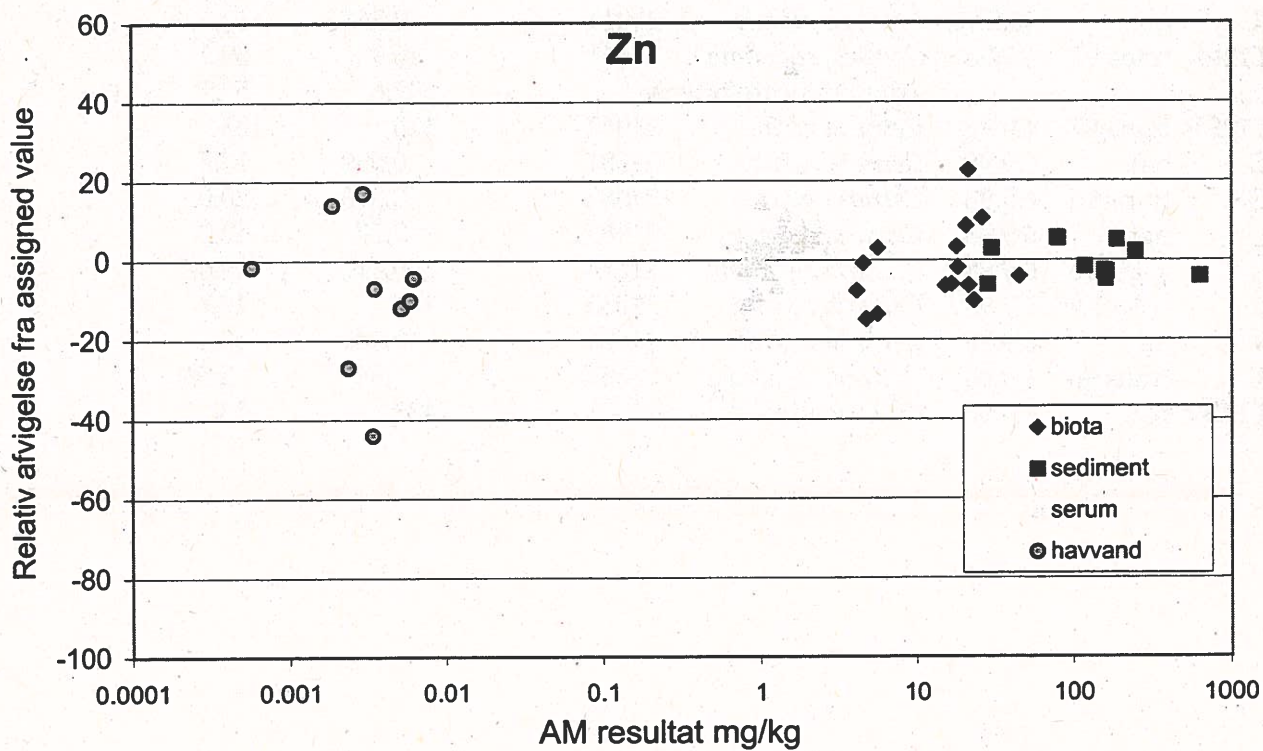
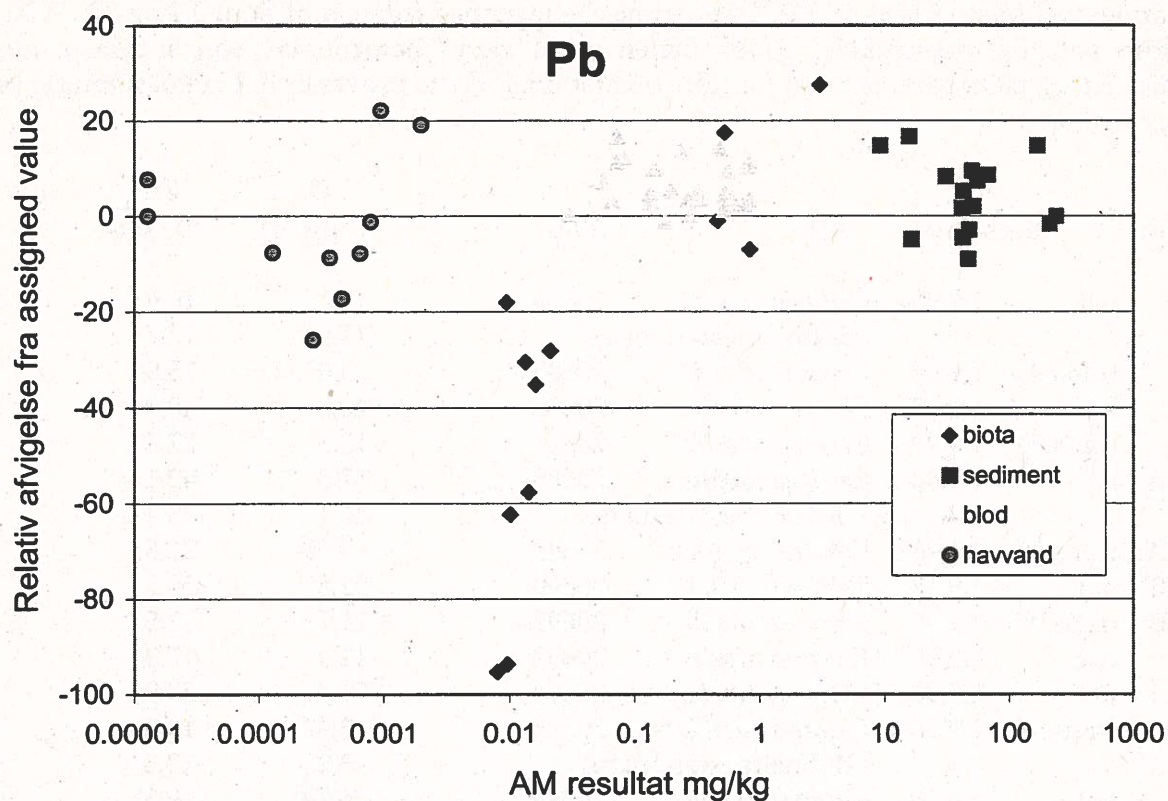
Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 1998. Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1997. Faglig rapport fra DMU, nr. 226. Danmarks Miljøundersøgelser, marts 1998, 36 pp.

Møller, J.S. 1984. Hydrodynamics of an Arctic Fjord. Institute og Hydrodynamics and Hydraulic Engineering. Technical University of Denmark. Series Paper 34, 197 pp.

Nicholson, M.D., Fryer, R.J. & Larsen, J.R. 1995. A Robust Method for Analysing Contaminant Trend Monitoring Data. Techniques in Marine Environmental Science. ICES.

Riget, F., Johansen, P. & Asmund, G. 1997. Uptake and Release of Lead and Zinc by Blue Mussels. Experience from Transplantation Experiments in Greenland. Mar.Poll.Bull. 34(10): 805-815.

Bilag I. Laboratorie interkalibreringer



Figurerne viser den relative afvigelse opnået af AM laboratoriet i interkalibreringer plottet mod AM 's resultat. Fortrinsvis QUASIMEME samt enkelte ICES og IAEA runder i perioden 1993 til 1998.

$$\text{Relativ afvigelse} = (\text{AM resultat} - \text{assigned value}) / (\text{AM resultat}) * 100\%$$

Bilag II. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i lav

Indsamlet ved Maarmorilik i 1998. Stationernes beliggenhed fremgår af figur 2.1 og 2.2. "Nat." betegner naturligt voksende lav på lokaliteten, mens "trans" betegner lav, som er transplanteret til lokaliteten, og tallet betegner året for transplantation. Enkelte prøver er dobbeltbestemt (to prøver af homogenatet).

Station	Inds.dato	Art	ID-nr.	Pb ($\mu\text{g/g}$)	Zn ($\mu\text{g/g}$)	
T25	nat.	1.9.98	<i>Cetraria nivalis</i>	20684	9,18	16,9
			- dobbeltbestemmelse		11,4	17,7
T25	trans 96	1.9.98	<i>Cetraria nivalis</i>	20685	3,07	15,8
T22	nat.	1.9.98	<i>Cetraria nivalis</i>	20686	40,5	40,9
T22	trans 96	1.9.98	<i>Cetraria nivalis</i>	20687	15,3	27,4
T17A	nat.	1.9.98	<i>Cetraria nivalis</i>	20688	37,3	42,1
			- dobbeltbestemmelse		46,1	33,4
T17A	trans 96	1.9.98	<i>Cetraria cucullata</i>	20689	4,09	21,6
T17B	nat.	1.9.98	<i>Cetraria nivalis</i>	20690	92,8	58,2
T17B	trans 96	1.9.98	<i>Cetraria nivalis</i>	20691	21,7	32,5
T36	nat.	2.9.98	<i>Cetraria nivalis</i>	20692	11,9	17,3
T30	nat.	2.9.98	<i>Cetraria nivalis</i>	20694	71,4	55,3
T30	trans 96	2.9.96	<i>Cetraria cucullata</i>	20695	3,92	19,5
			- dobbeltbestemmelse		3,27	13,3
T6	nat.	5.9.98	<i>Cetraria nivalis</i>	20696	6,79	19,3
T6	trans 96	5.9.98	<i>Cetraria cucullata</i>	20697	2,22	13,1
T12Ø	nat.	4.9.98	<i>Cetraria nivalis</i>	20698	103	79,9
K	nat.	30.8.98	<i>Cetraria nivalis</i>	21011	0,362	12,2
T12Ø	trans 97	4.9.98	<i>Cetraria cucullata</i>	21061	46,9	69,2
			- dobbeltbestemmelse		37,6	57,2
T12SV	trans 97	4.9.98	<i>Cetraria nivalis</i>	21062	115	183
G	nat.	6.9.98	<i>Cetraria nivalis</i>	21081	0,599	17,7
G	trans 96	6.9.98	<i>Cetraria nivalis</i>	21082	0,343	20,0
L	nat.	6.9.98	<i>Cetraria nivalis</i>	21083	2,77	12,3
L	trans 96	6.9.98	<i>Cetraria cucullata</i>	21084	0,412	9,67
L	tr.96 12Ø	6.9.98	<i>Cetraria nivalis</i>	21085	108	47,8
V	nat.	6.9.98	<i>Cetraria nivalis</i>	21086	0,349	10,4
V	trans 96	6.9.98	<i>Cetraria cucullata</i>	21087	0,345	8,53
T12SV	nat.	7.9.98	<i>Cetraria nivalis</i>	21088	432	253

Bilag III. Vandanalyser Maarmorilik 1998

Station	Dato	dybde m	Zn, $\mu\text{g}/\text{kg}$	Pb, $\mu\text{g}/\text{kg}$
st.1	1/9	0	0,66	0,105
		10	0,66	0,076
		20	1,40	0,067
		30	25,8	0,174
		40	45,3	0,113
		50	41,6	0,071
st. 1	7/9	0	1,01	0,114
		10	0,92	0,079
		20	2,28	0,162
		30	25,5	0,151
		40	41,3	0,261
		50	40,4	0,150
st. 3	1/9	0	1,35	0,083
		10	1,22	0,093
		20	3,04	0,108
		30	26,8	0,186
		40	38,6	0,216
		50	41,9	0,333
st. 3	7/9	0	0,73	0,116
		10	0,85	0,086
		20	3,55	0,151
		30	27,8	0,263
		40	43,2	0,363
		50	40,5	0,617
st.R	1/9	0	0,40	0,036
		10	0,25	0,027
		20	0,26	0,027
		30	1,06	0,066
		40	0,59	0,020
		50	0,91	0,028

Bilag IV. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i tangskudspidser

Indsamlet ved Maarmorilik i 1998. Stationernes beliggenhed fremgår af figur 2.1 og 2.2. Enkelte prøver er dobbeltbestemt (to prøver af homogenatet).

Station	Inds.dato	Art	ID-nr.	Pb ($\mu\text{g/g}$)	Zn ($\mu\text{g/g}$)
K	31.8.98	<i>Fucus distichus</i>	21102	0,142	14,5
K		<i>Fucus distichus</i>	21103	0,126	12,9
F	6.9.96	<i>Fucus distichus</i>	21170	0,421	18,1
F		<i>Fucus distichus</i>	21171	0,336	15,0
G	6.9.98	<i>Fucus distichus</i>	21168	0,466	19,7
		- dobbeltbestemmelse	21168	0,458	19,6
G		<i>Fucus distichus</i>	21169	0,492	22,6
L	5.9.98	<i>Fucus distichus</i>	21163	0,170	7,61
L		<i>Fucus distichus</i>	21172	0,162	9,90
V	6.9.98	<i>Fucus distichus</i>	21164	0,504	17,4
V		<i>Fucus distichus</i>	21173	0,400	16,5
T1	5.9.98	<i>Fucus vesiculosus</i>	21134	5,32	198
T1		<i>Fucus vesiculosus</i>	21135	8,34	246
T2	5.9.98	<i>Fucus distichus</i>	21160	3,36	63,9
		- dobbeltbestemmelse	21160	3,41	63,9
T2		<i>Fucus distichus</i>	21161	3,45	60,7
T3	5.9.98	<i>Fucus distichus</i>	21143	1,77	46,2
T3		<i>Fucus distichus</i>	21144	2,22	46,8
T5	5.9.98	<i>Fucus distichus</i>	21145	3,23	49,7
T5		<i>Fucus distichus</i>	21146	3,85	49,8
T7	5.9.98	<i>Fucus vesiculosus</i>	21158	2,36	64,1
T7		<i>Fucus vesiculosus</i>	21159	2,25	61,3
T10	5.9.98	<i>Fucus distichus</i>	21132	5,71	119
T10		<i>Fucus distichus</i>	21133	6,61	122
T12SV	4.9.98	<i>Fucus vesiculosus</i>	21152	11,9	142
T12SV		<i>Fucus vesiculosus</i>	21153	11,1	126
		- dobbeltbestemmelse	21153	11,2	126
T12Ø	4.9.98	<i>Fucus distichus</i>	21137	12,8	233
		- dobbeltbestemmelse	21137	12,5	232
T12Ø		<i>Fucus distichus</i>	21138	10,7	239
T15	4.9.98	<i>Fucus distichus</i>	21147	8,57	128
T15		<i>Fucus distichus</i>	21148	9,57	126
		- dobbeltbestemmelse	21148	9,41	124
T15A	4.9.98	<i>Fucus distichus</i>	21156	13,7	165
T15A		<i>Fucus distichus</i>	21157	10,6	116
T17	4.9.98	<i>Fucus distichus</i>	21150	9,73	93,0
T17		<i>Fucus distichus</i>	21151	10,1	101
T17A	1.9.98	<i>Fucus vesiculosus</i>	21111	5,29	120
T17A		<i>Fucus vesiculosus</i>	21112	5,73	114
T17B	1.9.98	<i>Fucus vesiculosus</i>	21113	9,60	175
		- dobbeltbestemmelse	21113	9,63	175
T17B		<i>Fucus vesiculosus</i>	21114	9,47	195
T17C	4.9.98	<i>Fucus vesiculosus</i>	21141	14,5	127

fortsættes næste side

Station	Inds.dato	Art	ID-nr.	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)
T17C		<i>Fucus vesiculosus</i>	21142	15,2	145
T22	1.9.98	<i>Fucus distichus</i>	21109	2,30	101
T22		<i>Fucus distichus</i>	21110	3,17	96,0
		- dobbeltbestemmelse	21110	3,09	92,5
T25	1.9.98	<i>Fucus vesiculosus</i>	21107	2,03	80,8
T25		<i>Fucus vesiculosus</i>	21108	1,97	60,0
T29	2.9.98	<i>Fucus vesiculosus</i>	21122	3,44	82,4
		- dobbeltbestemmelse	21122	3,57	85,2
T29		<i>Fucus vesiculosus</i>	21123	3,48	86,8
T30	2.9.98	<i>Fucus vesiculosus</i>	21124	3,90	91,9
T30		<i>Fucus vesiculosus</i>	21125	3,60	87,2
T33	3.9.98	<i>Fucus vesiculosus</i>	21129	0,685	25,7
T33		<i>Fucus vesiculosus</i>	21130	0,522	29,5
T36	2.9.98	<i>Fucus vesiculosus</i>	21120	1,83	59,4
T36		<i>Fucus vesiculosus</i>	21121	1,31	52,6
T37	6.9.98	<i>Fucus distichus</i>	21174	0,697	37,9
T37		<i>Fucus distichus</i>	21175	0,788	33,2
		- dobbeltbestemmelse	21175	0,796	33,5
T38	6.9.98	<i>Fucus distichus</i>	21176	0,286	20,2
T38		<i>Fucus distichus</i>	21177	0,316	19,9
		- dobbeltbestemmelse	21177	0,316	19,9

Bilag V. Tungmetalkoncentration i blåmusling (*Mytilus edulis*)

Indsamlet ved Maarmorilik og i Uummannaq-fjorden i 1998. Stationernes beliggenhed fremgår af figur 2.1 og 2.2. For hver prøve er vist antal muslinger i prøven, den gennemsnitlige skallængde (lgd.) og den gennemsnitlige bløddelstørvægt (vgt.). Enkelte prøver er dobbeltbestemt (to prøver af homogenatet).

Station	Inds.dato	Id-nr.	Antal	lgd (cm)	vægt (g)	tørstof (%)	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)
T5	4.9.98	21140	30	3,88	2,30	17,31	22,7	114
T12SV	4.9.98	21128	15	8,18	11,67	12,28	1173	598
		- dobbeltbestemmelse					1197	616
T12Ø	4.9.98	21131	30	3,64	1,93	16,41	145	438
		- dobbeltbestemmelse					141	438
T15	4.9.98	21136	30	3,78	1,86	15,55	106	303
T15	4.9.98	21139	15	8,47	15,39	12,45	476	514
T17A	1.9.98	21105	17	7,03	8,61	11,39	224	248
		- dobbeltbestemmelse					228	258
T17B	1.09.98	21104	15	7,11	10,31	11,53	292	232
T22	1.9.98	21115	30	3,30	1,07	15,78	37,7	180
T22	1.9.98	21116	13	8,31	14,02	11,70	375	409
T25	1.9.98	21106	17	7,91	9,78	11,27	169	319
T29	2.9.98	21118	12	8,64	15,18	12,09	220	247
T30	2.9.98	21119	15	8,05	10,71	10,52	252	281
T33	3.9.98	21126	11	6,51	7,45	13,77	10,2	152
T33	3.9.98	21127	14	8,29	14,07	12,27	73,4	208
T36	2.9.98	21117	18	7,13	8,52	10,47	117	216
T37	6.9.98	21165	14	8,53	14,26	10,59	42,0	201
T38	6.9.98	21166	18	6,29	7,16	14,23	3,78	188
		- dobbeltbestemmelse					3,77	190
T38	6.9.98	21167	9	8,28	17,27	11,90	37,6	172
L	5.9.98	21162	19	6,95	9,99	14,61	1,01	143
K	31.8.98	21101	19	5,80	6,07	15,39	0,87	123

Bilag VI. Blykoncentration i ammassat

Indsamlet ved Maarmorilik juli 1997. Køn: M (han), F (hun)

Id-nr.	Længde (cm)	Vægt (g)	Køn	Tørstof (%)	Pb ($\mu\text{g/g}$ tørvægt)
20576	16,3	31,3	M	18,72	0,062
	- dobbeltbestemmelse				<0,02
20577	16,3	30,2	M	17,75	0,072
20578	16,5	34,5	M	18,44	0,073
20579	15,7	28,0	M	21,32	<0,02
20580	17,0	31,4	M	19,17	0,082
20581	16,8	28,1	M	17,22	0,131
20582	15,5	26,5	M	17,47	0,083
	- dobbeltbestemmelse				0,116
20583	15,0	27,7	M	17,11	<0,02
	- dobbeltbestemmelse				<0,02
20584	17,6	35,8	M	18,49	0,073
20585	17,0	33,0	M	17,03	0,059
20586	14,8	22,8	F	21,10	0,124
20587	16,5	36,5	F	23,43	<0,02
20588	15,2	19,5	F	17,69	0,076
20589	13,0	15,5	F	21,10	<0,02
	- dobbeltbestemmelse				<0,02
20590	14,0	17,7	F	21,86	0,030
	- dobbeltbestemmelse				0,102
20591	13,8	17,3	F	22,20	0,224
20592	13,3	14,6	F	22,12	0,051
20593	12,8	12,8	F	21,56	0,038
20594	15,3	23,0	F	20,74	0,178
20595	14,5	17,5	F	19,09	0,027
	- dobbeltbestemmelse				<0,02

Bilag VII. Blykoncentration i muskel fra hellefisk

Indsamlingslokalitet er Ydre Qaamarujuk (C).

In ds. dato	Lok	Id-nr.	Længde (cm)	Vægt (kg)	Tørstof %	Pb µg/g
3.9.98	C	21030	48	0,94	17,99	<0,02
3.9.98	C	21031	42	0,58	18,82	<0,02
3.9.98	C	21032	35	0,30	17,69	<0,02
		- dobbeltbestemmelse				0,097
3.9.98	C	21033	60	1,70	32,06	0,021
		- dobbeltbestemmelse				<0,02
3.9.98	C	21034	39	0,48	14,57	0,047
3.9.98	C	21035	43	0,62	15,39	0,025
3.9.98	C	21036	46	0,72	17,39	<0,02
3.9.98	C	21037	43	0,70	18,81	0,023
3.9.98	C	21038	38	0,42	17,52	0,065

Bilag VIII. Blykoncentration i plettet havkat

Vævstyper er muskel (M) og lever (L). Lokalteter er Indre Qaamarujuk (B), Ydre Qaamarujuk (C) og et referenceområde ved Saatut (N). Køn er hun (F) og han (M).

Inds. dato	Lok	Id-nr.	Længde (cm)	Vægt (kg)	Køn	Væv	Tørstof %	Pb µg/g
1.9.98	C	21012	78	4,58	M	L	35,10	<0,02
						M	18,05	0,055
- dobbeltbestemmelse								
2.9.98	B	21013	89	6,48	F	L	43,87	0,237
						M	22,49	0,032
2.9.98	B	21014	80	4,42	F	L	33,92	1,858
						M	19,44	0,094
2.9.98	B	21015	86	6,82	M	L	28,02	3,28
						M	14,74	0,159
2.9.98	C	21016	74	3,42	F	L	26,49	0,065
						M	16,67	0,023
3.9.98	B	21024	92	9,68	F	L	30,50	0,042
						M	14,97	0,024
3.9.98	B	21025	89	9,00	M	L	38,15	<0,02
						M	18,75	0,027
3.9.98	C	21026	94	6,62	F	L	33,62	0,021
						M	13,74	<0,02
3.9.98	C	21027	86	6,64	F	L	38,42	<0,02
						M	18,13	<0,02
- dobbeltbestemmelse								
3.9.98	C	21028	93	6,54	F	L	32,05	1,05
						L		0,930
- dobbeltbestemmelse								
3.9.98	C	21029	86	5,90	F	L	16,17	0,050
						M	25,22	0,034
4.9.98	B	21053	100	8,90	F	L	15,29	0,076
						L	22,53	0,654
4.9.98	B	21054	61	1,88	F	L	24,12	0,796
						L	26,06	0,068
4.9.98	B	21055	45	0,90	F	L	28,11	<0,02
						M	17,34	0,026
8.9.98	N	21182	58	1,70	M	L	32,92	<0,02
						M	19,63	0,022
8.9.98	N	21183	66	2,54	M	L	44,16	<0,02
						M	19,01	0,021
8.9.98	N	21184	68	2,76	F	L	29,30	<0,02
						M	17,07	0,032
8.9.98	N	21185	43	0,72	F	L	32,43	<0,02
						M	18,90	<0,02
- dobbeltbestemmelse								
8.9.98	N	21186	66	2,58	M	L	37,01	<0,02
						L		<0,02
- dobbeltbestemmelse								
8.9.98	N	21187	101	10,16	M	L	21,91	<0,02
						M		<0,02
- dobbeltbestemmelse								
- dobbeltbestemmelse								

Bilag IX. Blykoncentration i alm. ulk

Vævstyper er muskel (M) og lever (L). Lokalteter er Indre Qaamarujuk (B), Ydre Qaamarujuk (C) og referenceområdet Schades øer (K). Køn er hun (F) og han (M).

Inds. dato	Lok	Id-nr.	Længde (mm)	Vægt (g)	Køn	Væv	Tørstof %	Pb µg/g	
30.8.98	K	21001	250	170	F	L	29,65	<0,02	
						M	22,07	<0,02	
						- dobbeltbestemmelse	M		0,048
30.8.98	K	21002	268	230	M	L	23,70	<0,02	
						M	16,96	<0,02	
30.8.98	K	21003	341	620	F	L	29,52	0,043	
						- dobbeltbestemmelse	L		0,032
						M	19,25	0,020	
30.8.98	K	21004	278	300	F	L	25,00	0,044	
						- dobbeltbestemmelse	L		0,066
						M	18,07	0,353	
30.8.98	K	21005	225	180	M	L	35,10	<0,02	
						M	17,21	0,051	
30.8.98	K	21006	258	240	F	L	22,56	0,068	
						M	16,59	0,044	
30.8.98	K	21007	230	180	M	L	30,85	0,036	
						M	19,00	0,026	
30.8.98	K	21008	221	140	M	L	26,15	<0,02	
						M	17,17	0,104	
30.8.98	K	21009	225	160	F	L	24,22	<0,02	
						M	18,44	<0,02	
30.8.98	K	21010	228	140	M	L	29,47	<0,02	
						M	17,30	0,036	
						- dobbeltbestemmelse	L		0,121
3.9.98	B	21017	339	460	F	L	27,57	0,096	
						- dobbeltbestemmelse	L		0,121
						M	16,34	0,165	
3.9.98	B	21018	291	320	F	L	22,33	1,91	
						- dobbeltbestemmelse	L		2,06
						M	18,95	0,156	
3.9.98	B	21019	272	180	M	L	26,85	16,1	
						M	14,42	0,936	
3.9.98	B	21020	289	340	M	L	38,34	0,298	
						- dobbeltbestemmelse	L		0,292
						M	19,35	0,094	
3.9.98	B	21021	245	160	M	L	25,00	2,59	
						M	17,16	0,180	
3.9.98	B	21022	240	140	M	L	22,64	6,00	
						- dobbeltbestemmelse	L		6,36
						M	16,61	2,49	
3.9.98	B	21039	310	300	F	L	26,37	3,15	
						- dobbeltbestemmelse	L		3,43
						M	19,24	0,200	

fortsættes næste side

Inds. dato	Lok	Id-nr.	Længde (mm)	Vægt (g)	Køn	Væv	Tørstof %	Pb µg/g
3.9.98	B	21040	170	60	F	L	32,11	6,79
						M	20,77	1,71
3.9.98	B	21041	340	480	F	L	23,68	1,80
						L		1,68
						L		1,88
						M	16,55	0,194
3.9.98	B	21042	280	280	F	L	28,24	0,645
						L		0,842
						L		0,754
						M	17,45	0,195
4.9.98	C	21056	360	600	F	L	26,60	0,141
						M	18,18	0,078
						M		0,080
						L		0,200
4.9.98	C	21057	350	620	F	L	22,99	0,200
						M	17,21	0,056
4.9.98	C	21058	270	220	M	L	18,42	0,828
						M	14,81	0,040
4.9.98	C	21059	270	200	M	L	23,36	0,428
						M	18,75	0,032
4.9.98	C	21060	250	180	F	L	18,52	1,01
						M	16,67	0,063
5.9.98	C	21066	290	280	F	L	40,13	0,025
						M	17,94	0,028
5.9.98	C	21067	230	120	M	L	36,59	0,082
						M	18,81	<0,02
5.9.98	C	21068	310	380	F	L	37,24	<0,02
						L		0,022
						M	22,22	0,031
						M		0,077
5.9.98	C	21069	290	300	F	L	30,46	0,024
						M	16,89	0,041
5.9.98	C	21070	260	160	M	L	26,23	0,314
					F	M	17,34	0,422

Bilag X. Blykoncentration i rejer

Indsamlet i Indre Qaamarujuk (Lok. B), Ydre Qaamarujuk (Lok. C), referenceområdet Sermillip kangerlua (Lok. T) i september 1998. Individierne er poollet i størrelsesgrupper efter skjoldlængde. H+S betyder hoved- og skaldele. Analyseresultater er i µg/g tørstof.

Inds. dato	Lok	N	Totalvægt (g)	Id-nr.	Del	Delvægt (g)	Tørstof %	Pb (µg/g)	Fangstmetode
3.9.98	B	25	236,6	21043	Kød	77,0	19,16	0,237	Ruse
				21044	H+S	155,8	22,72	2,39	
	B	21	235,2	21045	Kød	76,9	19,23	0,217	Ruse
				21046	H+S	152,3	23,57	2,33	
	B	22	262,7	21047	Kød	84,1	19,17	0,134	Ruse
				21048	H+S	171,9	23,23	1,50	
	B	22	287,6	21049	Kød	90,3	19,05	0,156	Ruse
							- dobbeltbestemmelse		
	B	21	328,7	21050	H+S	192,2	23,17	1,81	Ruse
				21051	Kød	109,8	18,83	0,223	
	B	21	328,7	21052	H+S	208,0	22,69	1,36	Ruse
							- dobbeltbestemmelse		
5.9.98	C	20	181,6	21071	Kød	58,8	19,73	0,108	Ruse
							- dobbeltbestemmelse		
	C	20	229,3	21072	H+S	116,0	23,84	1,07	Ruse
				21073	Kød	72,2	19,32	0,235	
	C	20	229,3	21074	H+S	147,0	23,61	2,54	Ruse
							- dobbeltbestemmelse		
	C	20	238,5	21075	Kød	77,5	19,54	0,190	Ruse
				21076	H+S	154,8	24,19	1,18	
	C	20	264,1	21077	Kød	84,4	19,47	0,204	Ruse
				21078	H+S	172,6	24,00	1,66	
	C	20	306,0	21079	Kød	99,7	19,34	0,143	Ruse
				21080	H+S	194,3	23,56	1,49	
8.9.98	T	15	136,8	21089	Kød	44,3	19,71	0,065	Ruse
				21090	H+S	87,4	22,93	0,056	
	T	17	206,7				- dobbeltbestemmelse		0,092
				21091	Kød	65,4	19,79	0,041	Ruse
	T	17	206,7				- dobbeltbestemmelse		
				21092	H+S	132,9	24,13	0,179	
	T	20	278,7	21093	Kød	91,0	20,02	0,028	Ruse
							- dobbeltbestemmelse		
	T	20	332,3	21094	H+S	180,5	25,25	0,168	Ruse
				21095	Kød	105,1	19,90	0,015	
	T	20	332,3	21096	H+S	214,6	24,94	0,071	Ruse
							- dobbeltbestemmelse		

fortsættes næste side

Inds.	Lok	N	Tot.vægt (g)	Id-nr.	Del	Delvægt (g)	Tørstof %	Pb (µg/g)	Fangstmetode
7.9.98	B	16	209,5	21178	Kød	67,8	19,07	0,485	Trawl
				- dobbeltbestemmelse				0,477	
				21179	H+S	133,5	21,52	6,31	
				- dobbeltbestemmelse				6,00	
7.9.98	C	19	242,8	21180	Kød	73,5	19,04	0,279	Trawl
				21181	H+S	152,3	20,91	4,34	

Bilag XI. Statistiske metoder ved behandlingen af fiskedata

Ved sammenligninger af metalkoncentrationen i fisk fra år til år eller fra sted til sted er det nødvendigt at tage højde for forskelle i størrelsen af de undersøgte fisk samt eventuelt hvilket køn fisken har. Det overordnede princip i den statistiske analyse er derfor at undersøge, hvorvidt fiskestørrelse og køn har indflydelse på metalkoncentrationen og i givet fald tage højde for denne ved beregningen af estimater af metalkoncentrationen. Data til grund for analyserne er analyseresultater fra Maarmorilik og referenceområder siden 1988, hvor AM begyndte at udføre de kemiske analyser.

En fisks længde og vægt er ikke uden videre egnet som analysevariable, fordi de er stærkt korreleret. Efter normalisering af de logaritmiserede værdier af længde og vægt parameteren, er den enkelte fisks størrelse udtrykt ved parametrene p_1 og p_2 beregnet ved principalkomponentanalyse teknikken. I principalkomponentanalysen kombineres længde parameteren og vægt parameteren til to nye parametre p_1 og p_2 , som har den egenskab, at de er ukorrelerede. Parameteren p_1 bliver et udtryk for fiskens størrelse og er relativ stor for lange og tunge fisk, mens p_2 bliver udtryk for fiskens kondition og er stor for fisk, der er lette i forhold til deres længde. For ulk kompliceres dannelsen af størrelsesparametre, idet levervægten inddrages i analysen. Den principale komponentanalyse beregner for ulk tre parametre; p_1 , p_2 og p_3 , hvor p_1 er relativ stor for fisk der er lange, tunge og med tung lever, p_2 er relativ stor for fisk med tung lever i forhold til længde og totalvægt, og p_3 er relativ stor for slanke fisk (lille totalvægt i forhold til længde og levervægt).

Som analysevariable til principalkomponent analysen er de normaliserede værdier af den naturlige logaritme til fiskens længde og vægt og for ulk's vedkommende også den naturlige logaritme til levervægten. Herved opnås at den enkelte fisk betragtes i forhold til "gennemsnitsfisken".

$$\text{normaliseret } \ln(\text{længde}) = (\ln(\text{længde}) - \text{middel-}\ln(\text{længde})) / \text{stdafv-}\ln(\text{længde})$$

Den normaliseret $\ln(\text{vægt})$ og normaliseret $\ln(\text{levervægt})$ beregnes på tilsvarende måde. Middelværdierne og standardafvigelseerne blev beregnet til:

	Art Antal	Ammassat 199	Havkat 158	Ulk 238	Hellefisk 78
middel- $\ln(\text{længde})$		2,819	4,319	3,31	3,948
stdafv- $\ln(\text{længde})$		0,084	0,214	0,188	0,170
middel- $\ln(\text{vægt})$ (kg)		-3,507	1,356	-1,418	0,200
stdafv- $\ln(\text{vægt})$		0,291	0,664	0,626	0,577
middel- $\ln(\text{levervægt})$ (g)			2,184		
stdafv- $\ln(\text{levervægt})$			1,056		

De principalekomponenter (p_1 , p_2 og p_3) udregnes som en lineær kombination af de normaliserede parametre. I tilfældet med ammassat, havkat og hellefisk beregnes p_1 og p_2 som:

$$p_1 = 0,7071 \times \text{normaliseret } \ln(\text{længde}) + 0,7071 \times \text{normaliseret } \ln(\text{vægt})$$
$$p_2 = 0,7071 \times \text{normaliseret } \ln(\text{længde}) - 0,7071 \times \text{normaliseret } \ln(\text{vægt})$$

Som det fremgår bidrager længden og vægten ligeligt ved udregningen af p_1 , hvorfor denne bliver et mål for størrelsen, mens p_2 bliver lille for fisk der er tunge i forhold til deres længde og stor for fisk, der er lette i forhold til længden.

I tilfældet med ulk beregnes p_1 , p_2 og p_3 som:

$$p_1 = 0,5736\text{norm.ln(lgd)} + 0,5917\text{norm.ln(vgt)} + 0,5665\text{norm.ln(lvgt)}$$

$$p_2 = -0,6449\text{norm.ln(lgd)} - 0,1001\text{norm.ln(vgt)} + 0,7577\text{norm.ln(lvgt)}$$

$$p_3 = 0,5050\text{norm.ln(lgd)} - 0,8000\text{norm.ln(vgt)} + 0,3241\text{norm.ln(lvgt)}$$

Her fremgår det, at p_1 er et mål for størrelsen, mens p_2 især afhænger af længden og levervægten, således at relative små fisk med stor levervægt giver en stor værdi af p_2 og relativt store fisk med lille levervægt giver en lille værdi af p_2 . p_3 er især afhængig af vægten og har store værdier for slanke fisk.

De herved konstruerede principale komponenter har de egenskaber, at de er et størrelsesmål for fisken, som kan fortolkes på en rimelig biologisk måde, og samtidig er de ukorrelede, hvilket gør dem egnet som parametre i den videre analyse af metalkoncentrationen afhængighed af fiskens størrelse.

Ved hjælp af principalkomponentanalysen er fremkommet størrelsesparametre hvis indflydelse på metalkoncentrationen, det er muligt at analysere ved en kovariansanalyse. Foruden størrelsesparametrene er også indflydelsen af fiskens køn medtaget i analysen. Som analysevariabel er anvendt de logaritiserede værdier af metalkoncentrationen. For kombinationer af tungmetal, fiskeart og væv er følgende kovariansanalysemodeller anvendt som udgangsmode:

Hvert tungmetal og uvak:

$$\ln(\text{metalkonc.}) = \mu + \text{LOC}\hat{\text{A}}\text{R} + \text{K}\hat{\text{O}}\text{N} + \beta_1 p_1 + \beta_2 p_2 + \varepsilon$$

Hvert tungmetal, ulk, hvert væv:

$$\ln(\text{metalkonc.}) = \mu + \text{LOC}\hat{\text{A}}\text{R} + \text{K}\hat{\text{O}}\text{N} + \beta_1 p_1 + \beta_2 p_2 + \beta_3 p_3 + \varepsilon$$

hvor,

μ = generel middelværdi

LOC $\hat{\text{A}}\text{R}$ = effekt af niveauet i et givet indsamlingsområde i et givet år

K $\hat{\text{O}}\text{N}$ = effekt af fiskens køn

β_1 = hældningskoefficient, sammenhæng mellem p_1 og metalkoncentration.

β_2 = hældningskoefficient, sammenhæng mellem p_2 og metalkoncentration.

β_3 = hældningskoefficient, sammenhæng mellem p_3 og metalkoncentration.

ε = den tilbageværende uforklarede variation.

I disse analysemodeller er det forudsat, at en eventuel indflydelse af størrelsesparametrene er den samme i alle indsamlingår, i alle indsamlingsområder og ens for begge køn. Ligeledes er det forudsat, at en eventuel effekt af fiskens køn er den samme i alle indsamlingsområder. Data er kun medtaget i analyserne såfremt højst 20% af resultaterne for en givet indsamlingsområde/år/væv/metal kombination er under detektionsgrænsen.

Grundmodellen er derefter succesivt reduceret for ikke signifikante (5%-niveau) effekter. Den fremkomne slutmodel er dernæst anvendt til estimering af metalkoncentrationen. Estimerne er beregnet for en såkaldt normal fisk med fastlagt længde og totalvægt og for ulks vedkommende også levervægt. Behandlingen af analyseresultater under detektionsgrænsen er for analyser før 1995 foretaget på følgende måde. I tilfælde, hvor mere end 20% af resultaterne for en given indsamlingsområde/ år/ væv/ metal kombination er under detektionsgrænsen, er estimerne beregnet som den geometriske middelværdier af detektionsgrænsen for prøverne under detektionsgrænsen sammen med analyseværdierne af de øvrige prøver. Estimatet siges at være mindre end dette gennemsnit. Hvis mindre end 20% af resultaterne er under detektionsgrænsen indgår værdier under detektionsgrænsen med halvdelen af detektionsgrænsen. Siden 1995 er analyseværdier behandlet som det tal, der er aflæst på instrumentet, også værdier under detektionsgrænsen.

Resultatskema for kovariansanalyser:

Effekter i slutmodeller (alle signifikante på 5%-niveau)

Effekt:	LOCÅR	KØN	P1	P2	P3
<i>Alm ulk, Pb</i>					
Muskel:	+	-	+	-	-
Lever:	+	-	+	+	-
<i>Hellefisk, Pb</i>					
Muskel:	-	-	-	-	
<i>Havkat, Pb</i>					
Muskel:	-	-	-	-	
Lever:	+	-	+	-	
<i>Ammassat, Pb</i>					
Hel:	+		-	(+)	

Estimer for LOCÅR er ikke medtaget, da disse ville fylde for meget.

Parameter/koefficient

	β_1	β_2
<i>Alm ulk, Pb:</i>		
Muskel:	-0,264	0
Lever:	-0,314	-0,763
<i>Hellefisk, Pb:</i>		
Muskel:	0	0
<i>Havkat, Pb:</i>		
Muskel:	-0,302	0
Lever:	0	0
<i>Ammassat, Pb</i>		
Hel:	0	0

Bilag XII. Statistiske metoder ved behandlingen af rejedata

Ved analyserne af blykoncentrationen i rejer er de logaritmiserede værdier af individvægten anvendt til belysning af størrelseseffekten ved følgende kovariansanalysemodel:

$$\ln(\text{metalkonc.}) = \mu + \text{LOCÅR} + \beta \ln(\text{vægt}) + \varepsilon$$

hvor

μ = generel middelværdi

LOCÅR = effekt af niveauet i et givet indsamlingsområde et givet år

β = hældningskoefficient for sammenhæng mellem metalkoncentration og rejestørrelse

ε = den tilbageværende uforklarede variation

I denne analysemodel er det forudsat, at en eventuel indflydelse af rejestørrelsen er den samme i alle indsamlingsår og i alle indsamlingsområder.

Analyserne er gennemført for blykoncentrationen i rejekød og de resterende hoved- og skaldele.

Resultaterne af kovariansanalyserne er, at for rejekød er der en signifikant størrelseseffekt og β er estimeret til -0,704. For rejernes hoved- og skaldele er størrelseseffekten derimod ikke fundet signifikant.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljø og Energiministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

Danmarks Miljøundersøgelser
Postboks 358
Frederiksborgvej 399
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

*Direktion og Sekretariat
Forsknings- og Udviklingssekretariat
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi
Afd. for Miljøkemi
Afd. for Systemanalyse*

Danmarks Miljøundersøgelser
Postboks 314
Vejlsovej 25
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 15 14

*Afd. for Sø- og Fjordøkologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Vandløbsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12, Kalø
8410 Rønne
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 15 14

*Afd. for Kystzoneøkologi
Afd. for Landskabsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Tagensvej 135, 4 sal
2200 København N
Tlf: 35 82 14 15
Fax: 35 82 14 20

Afd. for Arktisk Miljø

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, særtryk af videnskabelige og faglige artikler, Danish Review of Game Biology samt årsberetninger.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer. Årsberetning samt en opdateret oversigt over årets publikationer fås ved henvendelse til telefon: 46 30 12 00.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

- Nr. 236: The Marine Environment in Southwest Greenland. Biological Resources, Ressource Use and Sensitivity to Oil Spill. By Mosbech, A., Boertmann, D., Nymand, J., Riget, F. & Acquarone, M. 202 pp., 250,00 DKK (out of print).
- Nr. 237: Råvildt og forstyrrelser. Af Olesen, C.R., Theil, P.K. & Coutant, A.E. 53 s., 60,00 kr.
- Nr. 238: Indikatorer for naturkvalitet i søer. Af Jensen, J.P. & Søndergaard, M. 39 s., 50,00 kr.
- Nr. 239: Aromater i spildevand. Præstationsprøvning. Af Nyeland, B.A. & Hansen, A.B. 64 s., 60,00 kr.
- Nr. 240: Beregning af rejsetider for rejser med bil og kollektiv trafik. ALTRANS. Af Thorlacius, P. 54 s., 74,00 kr.
- Nr. 241: Control of Pesticides 1997. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Køppen, B. & Petersen, K.K. 24 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 242: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1997/98 i Danmark. Af Clausager, I. 50 pp., 45,00 kr.
- Nr. 243: The State of the Environment in Denmark 1997. By Holten-Andersen, J., Christensen, N., Kristiansen, L.W., Kristensen, P. & Emborg, L. (eds.). 288 pp., 190,00 DKK.
- Nr. 244: Miljøforholdene i Tange Sø og Gudenåen. Af Nielsen, K., Jensen, J.P. & Skriver, J. 63 s., 50,00 kr.
- Nr. 245: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Report 1997. By Kemp, K., Palmgren, F. & Mancher, O.H. 57 pp., 80,00 DDK.
- Nr. 246: A Review of Biological Resources in West Greenland Sensitive to Oil Spills During Winter. By Boertmann, D., Mosbech, A. & Johansen, P. 72 pp., 95,00 DKK.
- Nr. 247: The Ecology of Shallow Lakes - Trophic Interactions in the Pelagial. Doctor's dissertation (DSc). By Jeppesen, E. 358 pp., 200,00 DKK.
- Nr. 248: Lavvandede søers økologi - Biologiske samspil i de frie vandmasser. Doktordisputats. Af Jeppesen, E. 59 s., 100,00 kr.
- Nr. 249: Phthalater i miljøet. Opløselighed, sorption og transport. Af Thomsen, M. & Carlsen, L. 120 s., 45,00 kr.
- Nr. 250: Faunapassager i forbindelse med større vejanlæg, III. Feltundersøgelser og litteraturudredning. Af Jeppesen, J.L., Madsen, A.B., Mathiasen, R. & Gaardmand, B. 69 s., 60,00 kr.
- Nr. 251: Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Af Jensen, J.P., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L. 102 s., 125,00 kr.
- Nr. 252: Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Af Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Laubel, A.R., Paulsen, I., Jensen, P.G. & Rasmussen, P. 154 s., 150,00 kr.
- Nr. 253: Ferske vandområder - vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Af Windolf, J., Svendsen, L.M., Ovesen, N.B., Iversen, H.L., Larsen, S.E., Skriver, J. & Erfurt, J. 102 s., 150,00 kr.
- Nr. 254: Marine områder. Åbne farvande - status over miljøtilstand, årsagssammenhænge og udvikling. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Af Ærtebjerg, G. et al. 246 s., 250,00 kr.
- Nr. 255: Atmosfærisk deposition af kvælstof. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Af Frohn, L., Skov, H. & Hertel, O. 97 s., 100,00 kr.
- Nr. 256: Emissioner fra vejtrafikken i Danmark 1980-2010. Af Winther, M. & Ekman, B. 73 s., 75,00 kr.
- Nr. 257: Landbrugsscenarier - integreret miljøøkonomisk modelanvendelse. Af Andersen, J.M., Wier, M., Hasler, B. & Bruun, H.G. 93 s., 100,00 kr.
- Nr. 258: Tungmetaller i tang og musling ved Ivittuut 1998. Af Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 29 s., 40,00 kr.
- Nr. 259: Kontrol af konserveringsmidler og farvestoffer i legetøjskosmetik. Analytisk-kemisk kontrol af kemiske stoffer og produkter. Af Rastogi, S.C. & Jensen, G.H. 28 s., 50,00 kr.
- Nr. 260: Afløbskontrol af dambrug. Statistiske aspekter og opstilling af kontrolprogrammer. Af Larsen, S.E. & Svendsen, L.M. 86 s., 150,00 kr.
- Nr. 261: Udvidet pesticidmetode i forbindelse med grundvandsovervågning. Af Vejrup, K.V. & Ljungqvist, A. 52 s., 50,00 kr.
- Nr. 262: Proceedings of the 16th Mustelid Colloquium, 9th - 12th October 1997, Århus, Denmark. Ed. by Madsen, A.B., Asferg, T., Elmeros, M. & Zaluski, K. 45 pp., 40,00 DKK.
- Nr. 264: Phenoler i drikkevand. Præstationsprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B. 159 s., 80,00 kr.
- Nr. 265: Analyse af emissioner fra vejtrafikken. Sammenligning af emissionsfaktorer og beregningsmetoder i forskellige modeller. Af Winther, M. 120 s., 100,00 kr.
- Nr. 266: Biodiversity in Benthic Ecology. Proceedings from Nordic Benthological Meeting in Silkeborg, Denmark, 13-14 November 1997. By Friberg, N. & Carl, J.D. (eds.). 139 pp., 125,00 DKK.
- Nr. 271: Proceedings of the 12th Task Force Meeting in Silkeborg, Denmark, October 23-25, 1996. Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes. By Larsen, S.E., Friberg, N. & Rebsdorf, Aa. (eds.). 49 pp., 40,00 DDK.