



MILJØUNDERSØGELSER VED MESTERSVIG 2014

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 243

2018



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

MILJØUNDERSØGELSER VED MESTERSVIG 2014

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 243

2018

Peter Aastrup
Lis Bach
Jens Søndergaard
Kim Gustavson

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 243
Titel:	Miljøundersøgelser ved Mestersvig 2014
Forfattere:	Peter Aastrup, Lis Bach, Jens Søndergaard & Kim Gustavson
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Oktober 2018
Redaktion afsluttet:	September 2017
Faglig kommentering:	Gert Asmund
Kvalitetssikring, DCE:	Vibeke Vestergaard Nielsen
Finansiel støtte:	The Environmental Agency for Mineral Resource Activities (EAMRA), Government of Greenland
Bedes citeret:	Aastrup, P., Bach, L., Søndergaard, J. & Gustavson, K. 2018. Miljøundersøgelser ved Mestersvig 2014. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 36 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 243 http://dce2.au.dk/pub/SR243.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Nordisk Mineselskab drev i årene 1956-63 en bly-zinkmine ved Blyklippen ved Mestersvig i Nordøstgrønland. Denne rapport redegør for de seneste undersøgelser i 2014, og sammenligner resultaterne med de tidligere undersøgelser i området. Undersøgelserne har vist, at koncentrationerne af bly og zink mere end 50 år efter minens lukning stadig er forhøjede i laver dels i områder ved minen, dels ved den midterste del af den gamle vej fra minen til Nyhavn syd for Tunnellelvs forgrening. Ved Nyhavn er der forhøjede koncentrationer både på land i laver og i fjorden, i vand, strandsand, bundsedimenter, ulke og tang. I langt de fleste prøver er indholdet af bly og zink dog lavere end internationale guidelineværdier.
Emneord:	bly, zink, snekruslav, strandsand, hornulke, alm. ulk, mine, Grønland
Layout:	Grafisk Værksted, AU-Silkeborg
Foto forside:	Foto: Peter Aastrup
ISBN:	978-87-7156-290-3
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	36
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR243.pdf

Indhold

1	Eqikkaaneq	5
2	Sammenfatning	6
3	Summary	7
4	Indledning	8
5	Prøveindsamling	10
5.1	Marine prøver	10
5.2	Terrestriske prøver	11
5.3	Ferskvandsprøver	11
6	Analyse og analysekontrol	12
7	Resultater	14
7.1	Marine prøver	14
7.2	Terrestriske prøver	21
7.3	Ferskvand	23
8	Diskussion	24
8.1	Marine miljø	24
8.2	Terrestrisk miljø	25
8.3	Ferskvandsmiljø	25
9	Konklusion	26
10	Referencer	28
11	Bilag – resultater af metalanalyser	30
11.1	Strandsand	30
11.2	Marine bundsedimenter	30
11.3	Havvand (DGT-kapsler)	31
11.4	Tang	31
11.5	Ulk	32
11.6	DGT-kapsler ferskvand	34
11.7	Lav	35

[Tom side]

1 Eqikkaaneq

Nordisk Mineselskab ukiuni 1956-63-mut Tunup avannaani Mestersvigip eqqaani qaqqami aqerlorsiorfimmik zinkisiorfimmillu ingerlatsivoq. 1979-imi pernaammik avatangiisit misissuiffigineqarnerisa kingorna arfineq-marloriarluni misissuisoqartarpoq. Nalunaarusiami matumani misissuinerit kinguilliit 2014-imi ingerlanneqart nassuiarneqarput, kiisalu tamaani siusinnerusukkut misissuisarsimanernut sanilliussinerit aamma nassuiarneqarlutik. 2014-imi misissuinerimi misissuiffigineqartut tassaapput sissami sioqqani imarmiut, Umiarsualivittaami marraq, qeqqussat, kanassut kiisalu tarajoq, aammalu nunami ujaqqat naaneri qillinerit kiisalu imeq misissuiffigineqarlutik. Misissuinerit paasinarsivoq aatsitassarsiorfiup matuneraniit ukiut 50 qaangiutereersimagaluartut aatsitassarsiorfiup eqqaani, aatsitassarsiorfitamiit Sulloqarfiup kuuata avalequtaata kujataani Umiarsualivittaamut aqquuserngup qiterpasissuani eqqaani qillinerit kiisalu nunami sissamilu sioqqani, marrarmi, kanassuni qeqqussanilu qaffasissut.

Aatsitassarsiorfiup eqqaani mingutsitsinerup aallaavigisaa tassaavoq aatsitassarsiorfiup ateqqajannguani akuiarnerlukunik eqqaavik. Aqqusinerimi mingutsitsineq puunit akuiaqassanik imalinnit pujoralat siammannerinik pissuteqassasoq naatsorsuutigineqarpoq, taakkulu aatsitassarsiorfimiit umiarsualivittaamut biilersuarni ammasuni poorsuarnut immiullugit 1956-imiit 1963-imut assartorneqartarsimapput. Sullup kuuata avalequtaata kujataani nunap akuisa qaffasissusiat sumik aallaaveqarnerisik ilisimaneqanngilaq. Imaassinnaavoq pooq biilersuarniit katataasimassasoq, imaassinnaavorli nunami nammineq tamaani aamma akoqareersimassasoq.

Sullup kuuata avalequtaani aatsitassarsiorfiup eqqaani akuiarnerlukuusikkoortumi uuttortaanerit takutippaat imeq aqerlumik zinkimillu sulii akoorneqartoq, taamaalillunilu aamma kangerluk tassuuna mingutsineqartarpoq. Aammali uuttortaanerit takutippaat Sullup kuua assorsuaq imerpallatsitsisartoq.

Umiarsualivittaami nunami mingutsitsineq assartuinerimi usilersuinermilu puuniit aniasunik pujoralatsitsinermik pissuteqarsimassagunarpoq. Kangerlummi prammit talittarfimmiit umiarsuarmut kisarsimasumut assartuutaasut mingutsitsisarsimapput, kiisalu umiarsualivik iseqqasimasoq aamma mingutsitsisarpoq. Mingutsitsinerup aallaavippiaata annertussusia sumerpiarluni innera ilisimaneqanngilaq.

Mingutsitsineq 1991-ip missaaniilli aalaakaasumik annikilliartuinnavisimammatt malinnaavigeqqinnissaa pisariaqarsorinanngilaq. Kisiannili mingutsitsinerup aallaaviata annertussusia sumiissuserpiaalu ilisimaqqissaarneqanngimmata mingutsitsinerup appariartornera ilumut ingerlaannassanersik qularnaavinneqarsinnaanngilaq. Nutaamik mingutsitsisoqalernerapaasineqariaaannagip avatangiisit ukiut 8-12 qaangiuppata misissuiffigeqqinneqarnissaat kaammattuutigineqarpoq.

2 Sammenfatning

Nordisk Mineselskab drev i årene 1956-63 en bly-zinkmine ved Blyklippen ved Mestersvig i Nordøstgrønland. Siden de første miljøundersøgelser i 1979 er der gennemført undersøgelsesprogrammer i 7 forskellige år. Denne rapport redegør for de seneste undersøgelser i 2014, og sammenligner resultaterne med de tidligere undersøgelser i området. Undersøgelserne i 2014 omfattede i det marine miljø: strandsand, bundsedimenter i Nyhavn, tang, ulke og havvand, og i det terrestriske miljø: laver og ferskvand.

Undersøgelserne har vist, at koncentrationerne af bly og zink mere end 50 år efter minens lukning stadig er forhøjede i laver dels i områder ved minen, dels ved den midterste del af den gamle vej fra minen til Nyhavn syd for Tunnellelvs forgrening. Ved Nyhavn er der forhøjede koncentrationer både på land i laver og i fjorden, i vand, strandsand, bundsedimenter, ulke og tang.

Ved minen er kilden til forurening tailingsbunken umiddelbart neden for minen. Langs vejen formodes kilden at være støv spredt fra de hessiansække med malm, som blev transporteret fra minen til Nyhavn på åbne lastbiler 1956-1963. I området med særligt forhøjede koncentrationer syd for Tunnellelvs forgrening er kilden til forureningen ukendt. Det kan være fra sække tabt fra en lastvogn, men det kan ikke udelukkes, at der er en lokal naturlig kilde.

I den forgrening af Tunnellelven, der passerer tailingsbunken ved minen, viser målinger, at der stadig sker en tilførsel af bly og zink til ferskvandmiljøet og dermed også til fjordsystemet. Målingerne indikerer dog også, at der sker en betydelig fortynding i Tunnellelv.

Ved Nyhavn ses forurening på land, hvor kilden formentlig er støv stammende fra spild i forbindelse med transport og losning af sække med malm. I fjorden er kilden spildte ladninger fra de pramme, der blev anvendt til at transportere malm fra kajen til det fragtskib, der lå forankret i fjorden, samt det sammenstyrtede kajanlæg. Forureningskildens præcise størrelse og beliggenhed er ikke kendt.

I betragtning af at forureningsniveauet har været stabilt faldende siden ca. 1991, og de fleste steder nu er på et ukritisk niveau, vurderes det, at der ikke umiddelbart er behov for yderligere monitoring i de nærmeste år. Usikkerheden om kildernes størrelse og præcise beliggenhed bevirker imidlertid, at man ikke kan være sikker på, at den faldende tendens vil fortsætte. Det foreslås, at miljøundersøgelser gentages om 8-12 år, med mindre der forinden registreres fornyet forurening.

3 Summary

In the years 1956-63, the mining company 'Nordisk Mineselskab' extracted lead and zink from the mine at Blyklippen near Mestersvig in Northeast Greenland. Since the first monitoring surveys in 1979, 7 environmental studies have been carried out. This report presents the most recent surveys in 2014 and compare the results with the previous surveys in the area.

In 2014 studies in the marine environment included beach sand, bottom sediments in Nyhavn, seaweed, sculpins and sea water, and in the terrestrial environment the studies included lichens and fresh water.

More than 50 years after closure of the mine, the studies show that concentrations of lead and zinc still are elevated in lichens in areas nearby the mine and at the middle part of the old road running from the mine to Nyhavn. Also at Nyhavn concentrations are elevated both in lichens on land, and in the fjord in the beach sand, bottom sediments, sculpins and seaweed.

At the mine site the source of contamination is tailings immediately downstream of the mine. Along the road the most likely source is dust being distributed from the Hessian sacks with ore, which were transported from the mine to Nyhavn on open trucks from 1956 to 1963. In areas with specially increased concentrations south of Tunnelelv's branching the source of contamination is unknown. It can be bags with concentrate dropped from a truck, but it cannot be ruled out, that there is a local natural source.

In the branch of the river Tunnelelv system passing the tailings at the mine, measurements show that there is still a supply of lead and zinc to the freshwater environment and thereby also to the fjord. The measurements indicate, however, that there is a significant dilution in the river Tunnelelv.

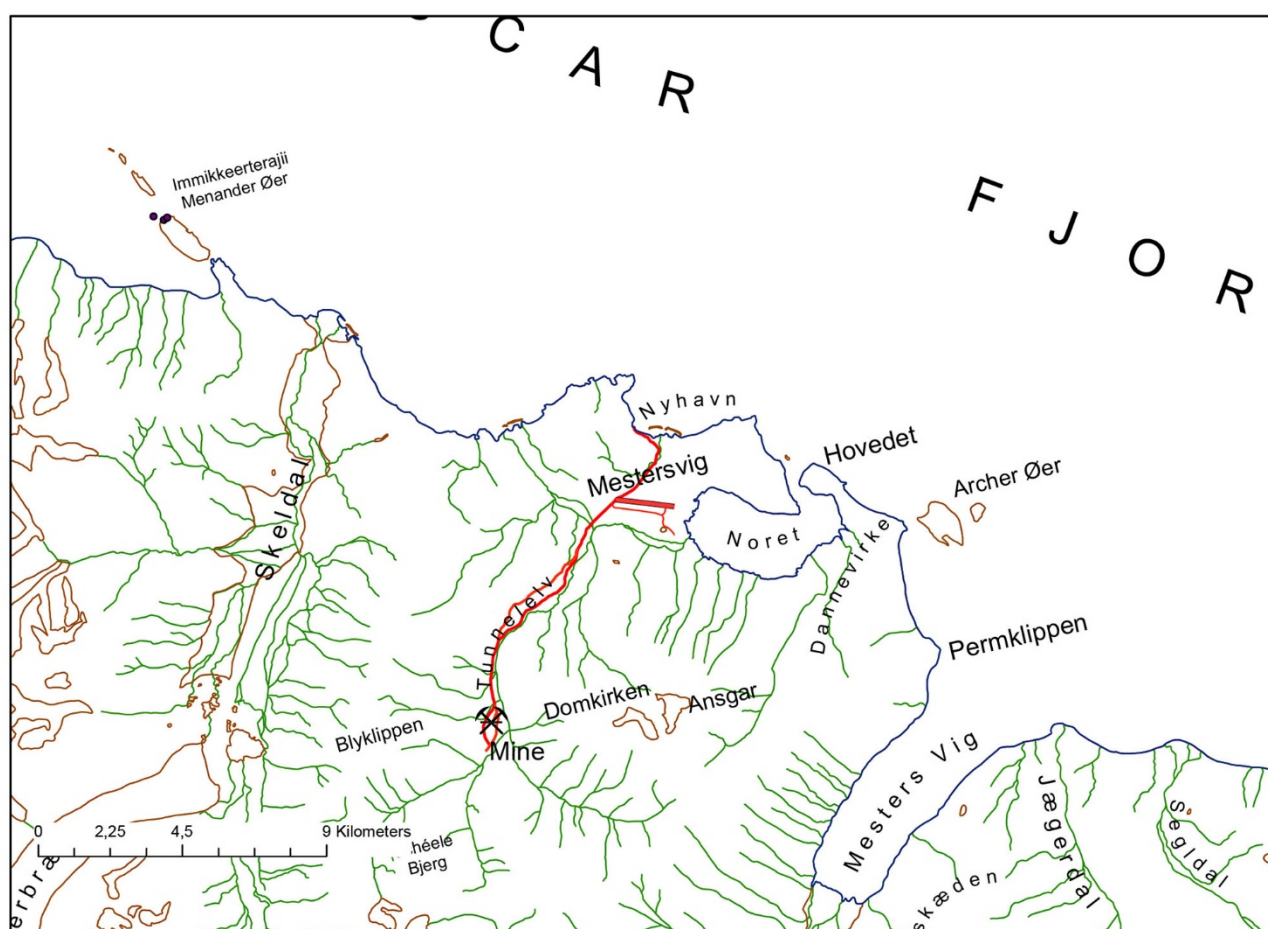
At Nyhavn contamination on land probably derive from the dust being spilt in connection with transport and unloading of sacks with ore from trucks. In the fjord the source may be charges from the barges used to transport the ore from the dock to ships anchored in the fjord, as well as the collapsed quayside facility. The exact size and location of the contamination source is not known.

Since the pollution has decreased since about 1991 it is assessed that no immediate additionally monitoring is needed. Due to the uncertainty of the source's size and exact location the downward trend may not continue. Therefore the suggestion is that environmental monitoring surveys is to be carried out in 8-12 years unless renewed pollution is reported.

4 Indledning

Nordisk Mineselskab drev i årene 1956-63 en bly-zinkmine ved Blyklippen ved Mestersvig i Nordøstgrønland (Figur 1).

Minedriften fandt sted ca. 10 km inde i landet syd for Kong Oscars Fjord og brydningen foregik dels underjordisk og dels i et åbent brud ovenfor den underjordiske mine (Aastrup et al., 2002). Der blev i perioden brudt i alt 554.000 tons malm og produceret 58.000 tons blykoncentrat og 75.000 tons zinkkoncentrat. En vej blev anlagt mellem minen og en kajplads ved fjorden, hvorfra koncentrat blev udskibet. Affaldet fra det anlæg, der koncentrerede malmens indhold af bly og zink (såkaldt tailings), blev udledt ved minen på en fjeldskråning (Figur 1a), mens affaldet fra brydningen af malmen (såkaldt gråbjerg) blev deponeret i en tip lige uden for minen.



Figur 1. Kort over undersøgelsesområdet med angivelse af vigtige stednavne, placering af mine, vej (rød streg), bivej (tynd rød streg), udskibningssted og landingsbane (tyk rød streg).

De første miljøundersøgelser i området blev gennemført i 1979 (Asmund 1983; Hansen 1985) og omfattede bestemmelse af tungmetallerne kobber, bly, cadmium og zink i tang. Det blev dengang påvist, at et større område ved Mestersvig var forurenet med bly og zink. Forureningen stammede især fra tre mineaktiviteter: 1) Deponering af tailings på fjeldskråningen udenfor minen og i deltaet neden for minen, hvorfra det løber videre ud i det marine miljø.

2) Støvforurening, dels fra transport af bly- og zinkkoncentrat i sække fra minen til havnen, og dels fra et depot ved havnen. 3) Spild af bly- og zinkkoncentrat i det marine miljø under udskibning af koncentratet via pramme som sejlede fra kysten ud til opankrede malmskibe.

Siden de første undersøgelser er der gennemført miljøundersøgelser i 1985 (Hansen & Asmund, 1986), 1991 (Agger et al., 1991), 1996 (Asmund et al., 1997), 2001 (Aastrup et al., 2003) og 2005 (DCE, upubliceret). Johansen et al. (2008) resumerede de hidtil gennemførte undersøgelser.

Figur 1a. Området omkring minen i 2005 set mod syd-sydvest. De lyse områder i midten af billedet er tailings. I 2014 var der stadig tailings i området.



I 2014 blev der igen udført miljøundersøgelser med henblik på at dokumentere den aktuelle miljøtilstand i området. Denne rapport redegør for disse undersøgelser, og sammenligner resultaterne med de tidligere undersøgelser i området i perioden fra 1979. I det marine miljø omfattede undersøgelserne bestemmelse af bly- og zinkkoncentrationer i strandsand, marine bundsedi-
menter, tang og ulke samt i havvand målt vha. såkaldte DGT-kapsler, som beskrives nærmere i næste kapitel. I det terrestriske miljø blev bly- og zinkkoncentrationer bestemt i lavprøver og i ferskvandssystemet vha. både vandprøver og DGT-kapsler.

5 Prøveindsamling

I det marine miljø giver prøver af strandsand og marine bundsedimenter et mål for den partikulære metalforurening i et område, mens prøver af tang og ulk giver et mål for, hvor meget bly og zink, der er akkumuleret i marine organismer i området. Tang optager næringsstoffer samt essentielle og non-essentielle sporelementer fra vandet, herunder bly og zink. Koncentrationen af metaller i skudspidser kan således anvendes som et mål for den aktuelle forurening med opløste stoffer i havmiljøet. Ulke er relativt stationære fisk, som derfor er egnede til at beskrive en evt. optagelse af tungmetaller i højere organismer samt evt. akkumulering videre op i fødekæden.

I det terrestriske miljø giver prøver af lav et mål for støvdeponering, og dermed den luftbårne forurening i form af støvpartikler, idet bl.a. tungmetaller indlejres i lavtallus.

Vandprøver giver et øjeblikbillede på vandkvaliteten og filtrerede vandprøver afspejler bl.a. den opløste totale koncentration af tungmetaller i vandet. DGT-kapsler (www.dgtresearch.com) er såkaldte passive samplere, der udgør et fint supplement til vandprøver. DGT-kapsler er i stand til at optage et udvalg af labile (dvs. potentielt biotilgængelige) tungmetaller i vandmiljøet og giver dermed både et mål for de labile tungmetalkoncentrationer i vandet og et mål for vandkvaliteten over en længere tidsperiode, som afhænger af, hvor lang tid kapslen er i vandet.

5.1 Marine prøver

5.1.1 Strandsand og bundsedimenter

Der blev indsamlet 12 prøver af strandsand samt 10 prøver af marine bundsedimenter fordelt på 22 stationer ved og i Nyhavn og langs kysten mod nordvest og sydøst. Indsamlingen af strandsand blev foretaget ved lavvande, mens de marine bundsedimenter blev taget med van veen grab fra båd. Prøverne blev lagt i Rilsan poser og nedfrosset til -20 °C.

5.1.2 Tang

Klørtang (*Fucus distichus*) er almindelig forekommende i området ved Mestersvig. Der blev indsamlet 16 prøver af skudspidser af langfrugtet klørtang (*Fucus distichus*) fordelt på 12 stationer ved Mestersvig. Prøverne blev skyllet i rent vand for at fjerne epifytter, herunder snegle og derefter lagt i Rilsan poser og nedfrosset til -20 °C.

5.1.3 Ulke

Ulke blev fanget med net. Ved Nyhavn blev der indsamlet 33 ulke (både hornulk (*Myoxocephalus quadricornis*) og alm. ulk (*M. scorpius*)), mens der ved referencestationen, Hamna hytte, ca. 7 km fra Nyhavn blev indsamlet 25 ulke (kun *M. scorpius*). Alle individer blev dissekeret på stedet, og lever samt muskelprøver blev udtaget til analyse og lagt i polyethylen poser og nedfrosset til -20 °C.

5.1.4 DGT

DGT-kapsler blev udlagt to steder i bugten ved Nyhavn, et sted i Noret i tre dybder, samt ved referencestationen, Hamna hytte. DGT kapslerne var fæstet til PVC rør på stationerne til beskyttelse af DGT membranen. Til brug for udregning af metalkoncentrationer blev vandtemperatur samt nøjagtige udlægnings- og indsamlingstidspunkter noteret. DGT kapslerne blev ved indsamlingen lagt i polyethylen poser og opbevaret på køl ved 5 °C indtil analyse.

5.2 Terrestriske prøver

5.2.1 Lav

Der blev indsamlet 51 prøver af snekruslav (*Flavocetraria nivalis*). Alle prøver blev indsamlet med hånden og derefter sorteret med pincet, så kun de gule/grønne blade var tilbage. Prøverne blev derefter opbevaret i polyethylenposer ved -20 °C indtil analyse.

5.3 Ferskvandsprøver

5.3.1 DGT

DGT-kapsler blev udlagt ved to stationer opstrøms for mineaffalds-deponeringen og to stationer nedstrøms. DGT kapslerne blev fæstnet i et PVC rør til beskyttelse af DGT membranen. Der var et frit flow af vand igennem røret. Røret blev fæstnet med sten og med et reb gjort fast i terræn. Til brug for udregning af metalkoncentrationer blev vandtemperatur samt nøjagtige udlægnings- og indsamlingstidspunkter noteret. Ved indsamlingen af DGT kapsler blev disse lagt i polyethylen poser og opbevaret på køl ved 5 °C.

6 Analyse og analysekontrol

Alle prøver blev forbehandlet og analyseret på DCE's akkrediterede grundstoflaboratorium i Roskilde.

Strandsand og bundsediment blev frysetørret, hvorefter en delprøve på 200 mg blev udtaget. Prøven blev oplukket i 0.25/0.75/3 ml $\text{HNO}_3/\text{HCl}/\text{HF}$ i Berghoff bomber i varmeskab ved 120 °C i 4 timer, derefter tilsattes borsyre for at neutralisere flussyren, hvorefter opløsningen blev fortyndet med milliQ vand inden analyse.

Tangprøverne blev frysetørret, homogeniseret til pulver i en agat-morter og en delprøve på 300 mg blev udtaget og oplukket i 4/4 ml HNO_3 /milliQ vand i teflonbomber i en Anton Paar mikrobølgeovn, hvorefter opløsningen blev fortyndet med milliQ vand inden analyse.

Uklexer- og ulkmuskelprøverne blev optøet, men ikke tørret, og en delprøve på 1 g blev udtaget med en rustfri stål-skalpel. Delprøven blev udtaget, så de oprindelige overflader på prøven ikke blev medtaget. Delprøven blev oplukket i 4/4 ml HNO_3 /milliQ vand i teflonbomber i en Anton Paar mikrobølgeovn, hvorefter opløsningen blev fortyndet med milliQ vand inden analyse.

Lavprøverne blev frysetørret, og derefter blev en delprøve på 300 mg udtaget og oplukket i 4/4 ml HNO_3 /milliQ vand i teflonbomber i en Anton Paar mikrobølgeovn, hvorefter opløsningen blev fortyndet med milliQ vand inden analyse.

Ferskvandsprøverne blev tilsat Merck Suprapure HNO_3 til en koncentration på 0.1% HNO_3 og stod derefter i minimum 24 timer inden analyse.

DGT-kapslerne blev rensset forsigtigt med milliQ vand, skilt ad og Chelex-100 lagene overført til 15 ml polyethylen vials med en Teflon-pincet. Derefter blev 2 ml 1M Merck Suprapure HNO_3 tilsat til vials og disse stod på et rystebord i 24 timer som beskrevet i DGT Research Ltd. (2003). Derefter blev Chelex-100 lagene fjernet og opløsningerne i vials fortyndet op til 10 ml inden analyse.

Alle prøveopløsningerne blev analyseret for zink og bly vha. en Agilent 7500ce ICP-MS.

For DGT analyserne blev koncentrationerne i prøveopløsningerne efterfølgende omregnet til en vandkoncentration som beskrevet i DGT Research Ltd. (2003). For de øvrige analyser blev koncentrationerne i prøveopløsningerne omregnet til en prøvekoncentration på basis af det indvejede materiale.

Kvaliteten af de kemiske analyser af prøverne blev kontrolleret løbende ved at analysere 'blanke' prøver, duplikat prøver samt prøver af certificerede reference materialer. Hver oplukningsserie på i alt 16 prøver indeholdt minimum en blank prøve, en duplikat prøve samt en prøve af et reference materiale. De anvendte reference materialer inkluderer DOLT, DORM og TORT (hhv. fiskelever, fiskeprotein og hummer) og MESS, HISS og PACS (diverse sedimenter) fra National Research Council Canada. Derudover bliver kvalite-

ten af analysearbejdet i DCE's grundstoflaboratorium løbende eksternt kontrolleret ved deltagelse i halvårlige interkalibreringstests under det europæiske QUASIMEME interkalibreringsprogram (www.quasimeme.org).

DCE's grundstoflaboratorium er akkrediteret under det danske akkrediteringsorgan DANAK til analyse af hhv. zink og bly i biota med en detektionsgrænse på hhv. 5.0 og 0.3 ug/g og en præcision på hhv. 15 og 20%. For sediment er laboratoriet akkrediteret til analyse af hhv. zink og bly med en detektionsgrænse på hhv. 1.0 og 1.4 ug/g og en præcision på hhv. 15 og 20%.

7 Resultater

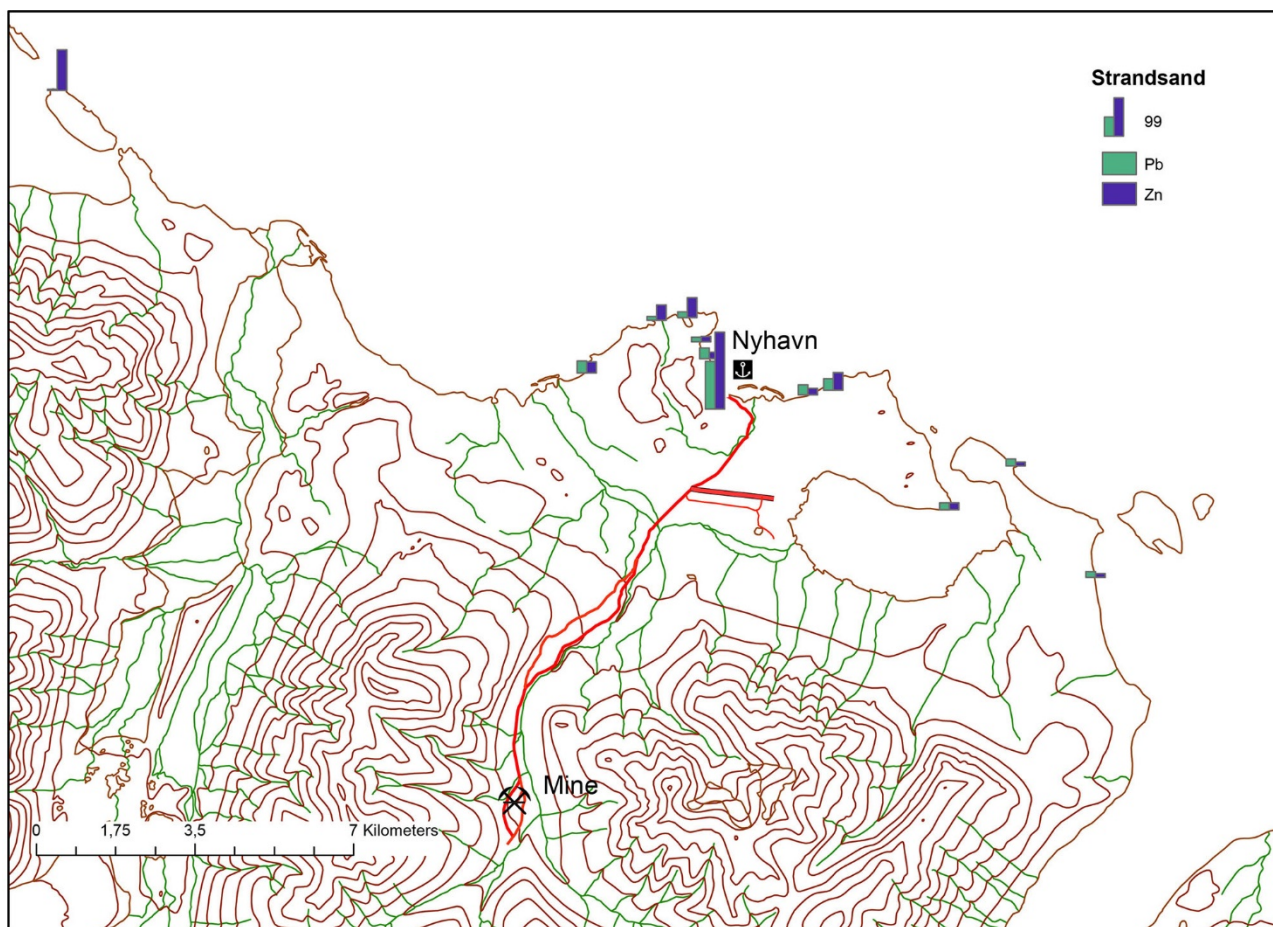
Nedenfor beskrives bly- og zinkkoncentrationer i de indsamlede prøver.

7.1 Marine prøver

7.1.1 Strandsand

Resultater af metalanalyser af strandsand findes i Bilag 8.1. Strandsand indsamlet i 2014 viser generelt lavere værdier af bly og zink i forhold til tidligere års målinger med undtagelse af området helt tæt ved kajen i Nyhavn (Figur 2). Værdier for bly og zink i strandsand i kajområdet blev i 2014 målt til hhv. 123 og 198 ug/g tørvægt sediment ($n = 1$). Sammenlignet med Norske guidelineværdier for sedimenter (Bakke et al., 2010) falder disse værdier for bly i kategorien 'dårlig' og for zink i kategorien 'baggrund'.

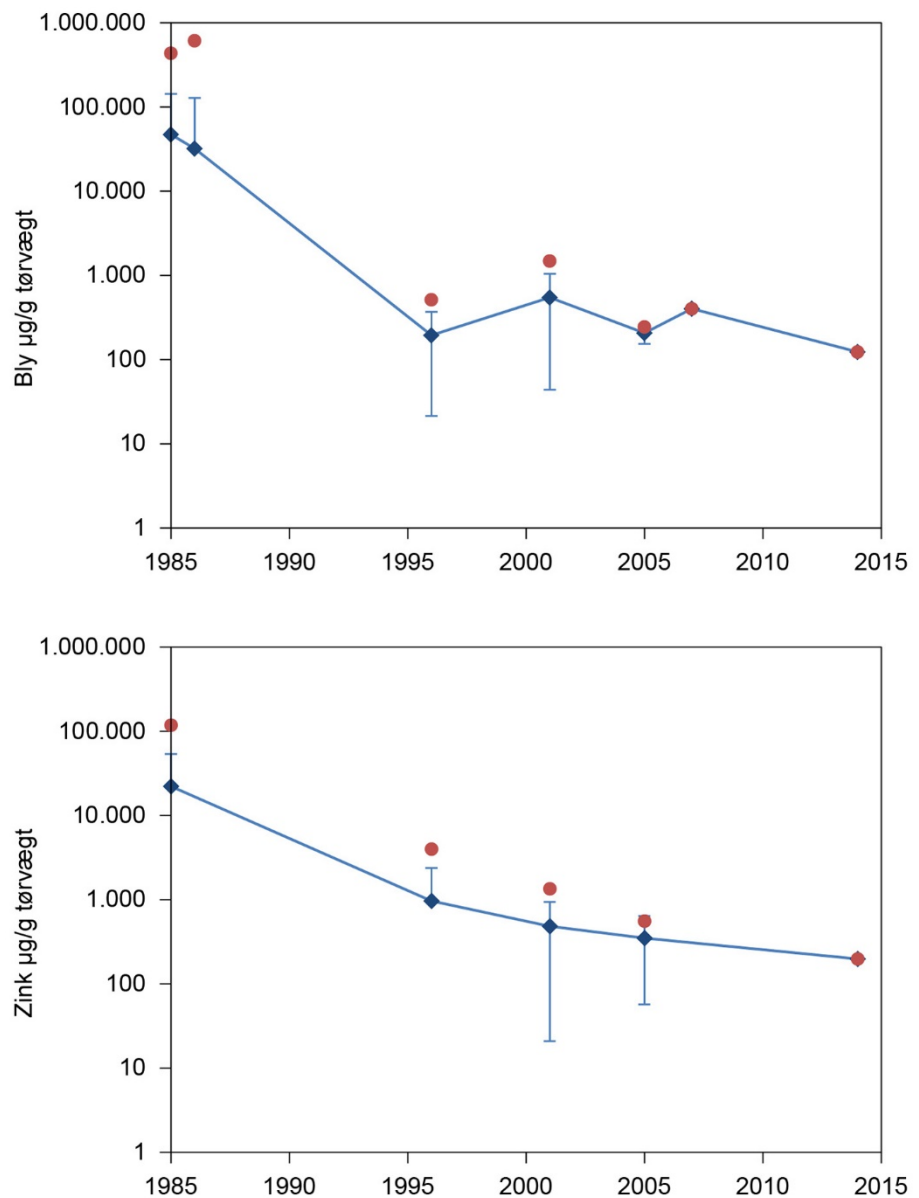
Ca. 15 km vest for Nyhavn blev der desuden målt en værdi for zink i strandsand på 104 ug/g tørvægt. Denne værdi er højere (2 - 10 gange) end andre zinkværdier målt uden for Nyhavn. Værdien falder dog i kategorien 'baggrunds niveau' for sedimenter, jf. de norske guidelineværdier. For bly ses en tendens med faldende koncentrationer væk fra Nyhavn. Dog ses en lille forhøjet koncentration sammenlignet med andre værdier ved Tunnellelvs udløb vest for Nyhavn. Sammenlignet med tidligere år er denne værdi faldende.



Figur 2. Bly (Pb) og zink (Zn) i strandsand (ug/g tørvægt sediment).

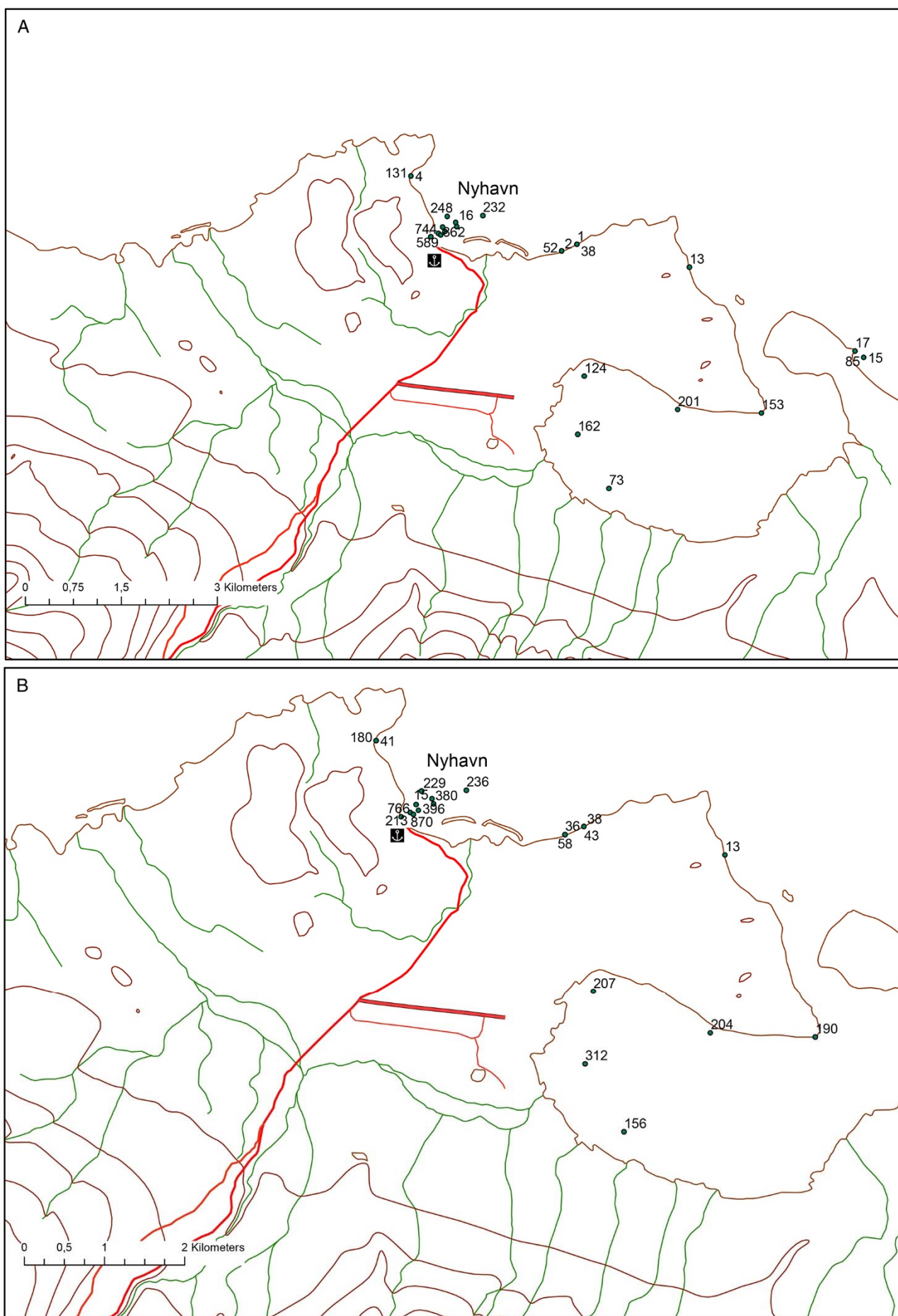
Analyserne af strandsand viser en fortsat faldende tendens for både bly og zink i området ved kajen i Nyhavn (se Figur 3).

Figur 3. Koncentrationer af bly og zink i strandsand ($\mu\text{g/g}$ tør-vægt sediment) i det mest forurenede område ved kajen i Nyhavn. Data er angivet som gennemsnitsværdier $\pm$ standard afvigelser ($\blacklozenge$), og desuden er den maksimalt målte koncentration for området angivet ($\bullet$). Bemærk at y-aksen har logaritmisk skala.

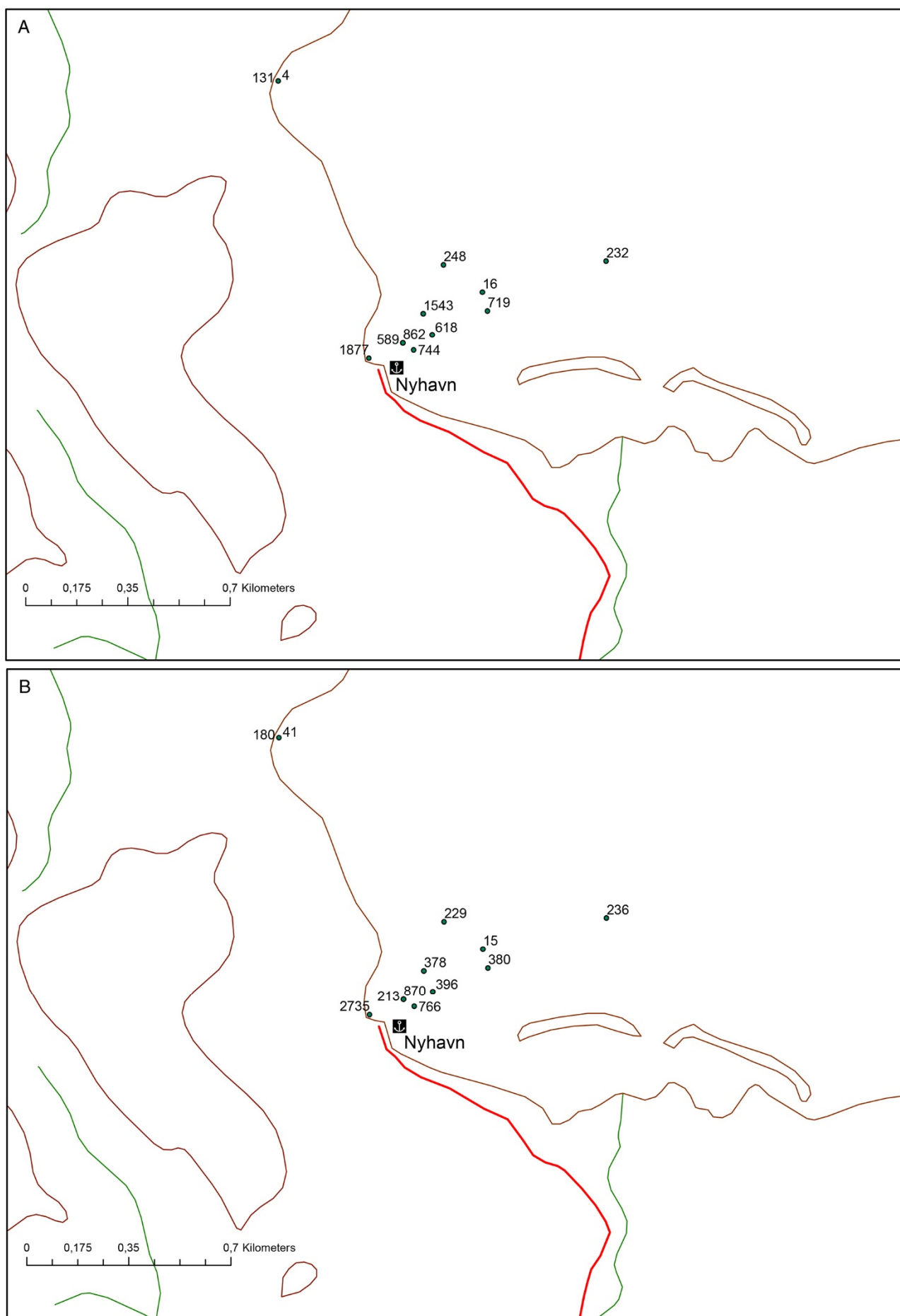


7.1.2 Marine bundsedimenter

I 2014 blev der indsamlet marine sedimenter i Noret samt langs to linjer ud fra kajen i Nyhavn. Resultater af metalanalyser af marine sedimenter findes i Bilag 8.2. Sedimenter fra både Noret og Nyhavn viste som tidligere forhøjede koncentrationer af især bly men også zink i koncentrationer svarende til 'dårlig' eller 'meget dårlig' sedimentkvalitet efter de Norske guidelineværdier (Bakke et al., 2010). De højeste koncentrationer blev fundet tættest ved kajen i Nyhavn (Figur 4).



Figur 4. Bly (A) og zink (B) i marine sedimenter (ug/g tørvægt sediment) i Nyhavn, langs kysten og i Noret målt i 2014.



Figur 5. Bly (A) og zink (B) i marine sedimenter (ug/g tørvægt sediment) i Nyhavn udtaget i gradient ud fra kajen.

Som ovenfor beskrevet blev der i 2014 taget sedimentprøver langs to linjer udfra kajen i Nyhavn (Figur 5). Både zink og bly forekom i de højeste koncentrationer helt tæt ved kajen, og tendensen var, at koncentrationerne faldt med afstanden fra kajen. Dog viste resultaterne også spotvise høje koncentrationer forskellige steder i bugten.

I 2014 blev den højeste blykoncentration bestemt til ca. 1900 µg Pb / g tørvægt sediment. Da omfanget af undersøgelser i området i 2014 ikke havde samme høje dækningsgrad som i 1986, og da den kraftige marine forurening har været spotvis, er det sandsynligt, at der stadig findes områder med højere koncentrationer end de i 2014 målte prøver.

7.1.3 Havvand

Metalkoncentrationer blev målt i havvand ved brug af passive samplere (DGT kapsler). Data af metalanalyser på DGT kapsler findes i Bilag 8.3. Der blev foretaget undersøgelser af vandet i Nyhavn bugten, i Noret og ved en referencestation.

I 2014 oversteg ingen af de målte bly- og zinkkoncentrationer i havvand baggrundsniveau, jf. norske guidelineværdier (Bakke et al., 2010). I 1979 blev metaller undersøgt i havvand, og der blev da fundet faktor 10 højere værdier for bly og cirka det samme for zink (ca. 0,3 µg Pb / l og 0,7 µg Zn / l) sammenlignet med 2014 ved referencestationen. I Noret blev der i 1979 fundet ca. 0,6 µg Pb / l og 1,2 µg Zn / l, mens Nyhavn Bugt havde 0,5 µg Pb / l og 0,6 µg Zn / l.

Tabel 1. Metal koncentrationer (µg/l) i havvand i Mestersvig i 2014 monitoreret med DGT kapsler. Data viser gennemsnit ± standardafvigelse, n = 2).

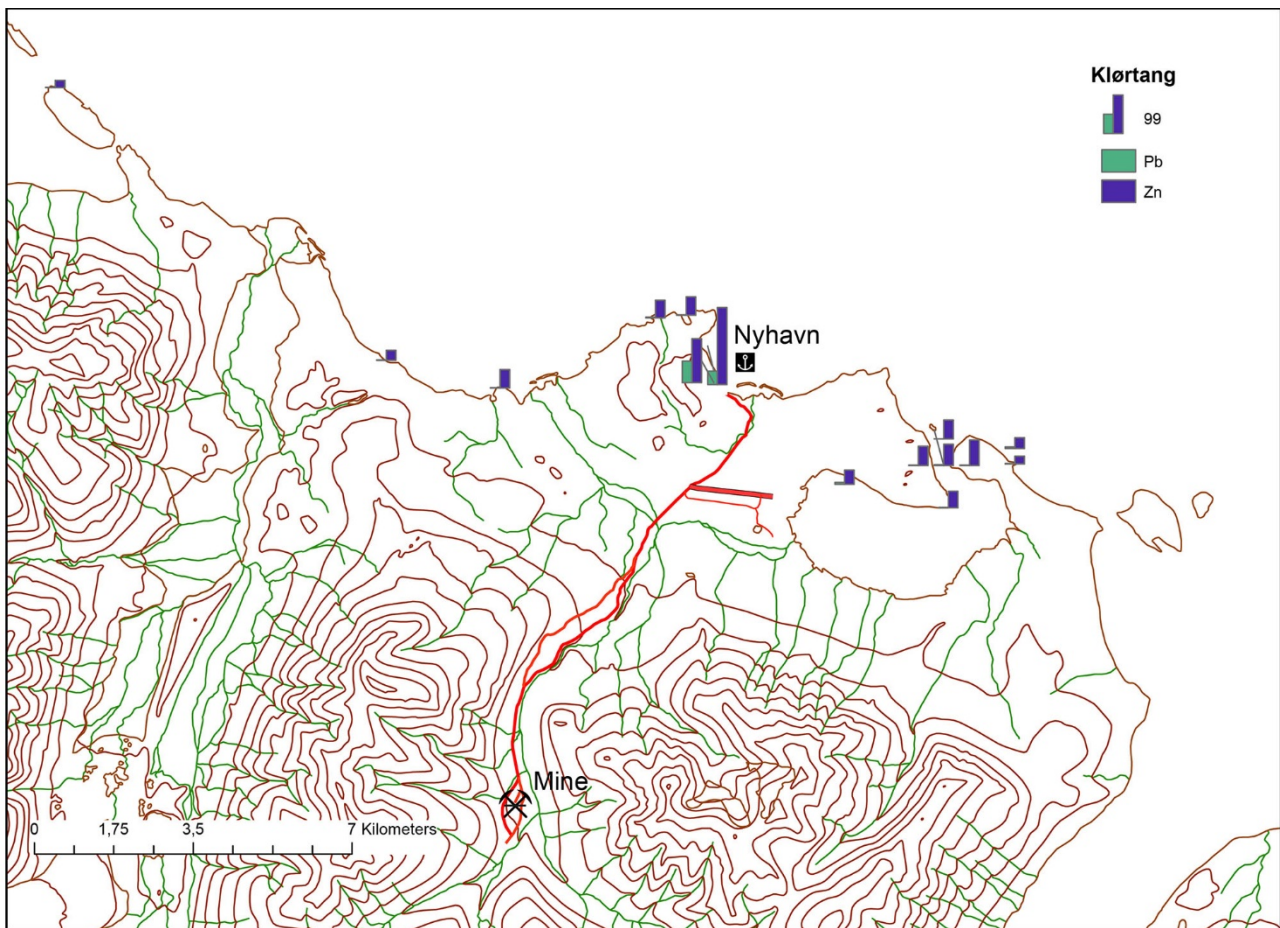
Område		Dybde, m	Pb, µg/l	Zn, µg/l
Nyhavn Bugt				
indre		4	0,06 ± 0,01	0,26 ± 0,06
ydre		4	0,01 ± 0,01	0,05 ± 0,06
Noret		4	0,02 ± 0,03	0,66 ± 0,84
		20	0,03*	0,18*
Reference site	(1)	4	0,04 ± 0,04	0,27 ± 0,28
	(2)	4	0,04 ± 0,02	0,88 ± 0,23

*n=1

7.1.4 Tang

Resultater af metalanalyser af tang findes i Bilag 8.4. Den geografiske fordeling af bly og zink målt i klørtang indsamlet i 2014 er vist i Figur 6.

De højeste koncentrationer af bly og zink blev fundet ved kajen i Nyhavn, hvor gennemsnittet af to klørtang prøver var henholdsvis 45 µg Pb / g tørvægt og 154 µg Zn / g tørvægt. Ca. 15 km vest for Nyhavn ved Meanders Øer blev der fundet baggrundskoncentrationer på 0,8 µg Pb / g tørvægt og 18,9 µg Zn / g tørvægt. Jf. norsk klassificering for blæretang svarer indholdet af både bly og zink ved kajen til tilstandsklasse 'moderat forurennet' (Molvær et al, 1997; Bakke et al., 2007). De fundne niveauer svarer til de værdier, som blev målt i 2001 (Aastrup et al., 2001).

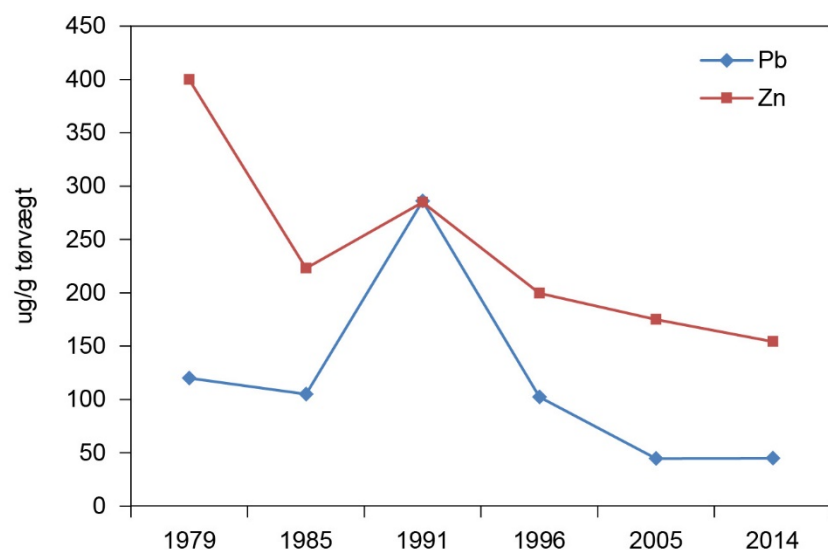


Figur 6. Bly (Pb) og zink (Zn) i klørtang (*Fucus distichus*) (ug/g tørvægt) i Nyhavn, langs kysten og i Noret.

Som ovenfor nævnt, findes de højeste koncentrationer af bly og zink i tang i Nyhavn. Sammenlignes data gennem tid, ses en tidsrelateret faldende tendens for både for bly og zink i området ved kajen i Nyhavn (Figur 6) svarende til den tendens, som også kan observeres for marine bundsedimenter og strandsand.

Stigningen i 1991, for især bly, skyldes sammenstyrtning af kajen i Nyhavn. Derudover vurderes hovedkilden til blyforureningen at skyldes tab af blykoncentrat ved losning af pramme ved Nyhavn, mens udsivning fra taillings i mineområdet og afstrømning via Tunnellelv er hovedkilde til zinkforurening ved Nyhavn.

Figur 7. Tidsudviklingen af bly (Pb) og zink (Zn) i klørtang (*Fucus distichus*) (ug/g tørvægt) i Nyhavn.



7.1.5 Fisk

Som led i et større forskningsprojekt (Dang et al. 2016) blev der i 2014 indsamlet flere ulke, end der normalt anvendes ved en miljømonitoring. Der blev således indsamlet 25 alm. ulk (*Myoxocephalus scorpius*) ved referencestationen, mens der ved Nyhavn blev fanget 16 alm. ulke samt 17 hornulke (*Myoxocephalus quadricornis*). Tidligere er analyseresultaterne af ulk blevet samlet uden at differentiere mellem arter. Data af metalanalyser af ulk findes i Bilag 8.5.

I Nyhavn blev der fanget både alm. ulk og hornulke. Analyserne viser, at hornulke generelt akkumulerer højere koncentrationer af bly og zink end alm. ulk. Hornulke blev ikke fundet ved referencestationen. Derfor foretages sammenligning mellem Nyhavn og referencestationen udelukkende på alm. ulk. Data viser, at alm. ulk har signifikant højere bly-koncentrationer i Nyhavn end ved referencestationen i både lever og muskeltvæv. Koncentrationen af bly i alm. ulk var 10-80 gange højere ved Nyhavn. Der var ingen forskel mellem fangsteder for zink.

For zink var koncentrationen højere i lever end i muskeltvæv, mens der ingen forskel var for Pb. Der blev ikke påvist en signifikant forskel mellem køn for hverken bly eller zink.

Tabel 2. Metalkoncentrationer (middelværdi ± standardafvigelse, µg/g vådvægt) i ulk i Meistersvig i 2014.

Område	Art	Køn	Væv	N	Pb, µg/g	Zink, µg/g
Reference	Alm ulk	Hun	Lever	17	0,01± 0,01	21,3± 3,1
			Muskel	17	0,01± 0,01	8,9 ± 2,3
		Han	Lever	8	< DL	19,6± 2,9
			Muskel	8	0,01± 0,01	9,2 ± 1,4
Nyhavn	Alm ulk	Hun	Lever	10	0,1 ± 0,1	24,0 ± 3,0
			Muskel	10	0,2 ± 0,2	8,8 ± 2,6
		Han	Lever	6	0,2 ± 0,3	24,4 ± 5,9
			Muskel	6	0,8 ± 1,7	9,0 ± 1,5
	Hornulke	Hun	Lever	8	1,2 ± 0,4	31,4 ± 2,7
			Muskel	8	1,5 ± 2,5	19,5 ± 4,9
		Han	Lever	9	1,4 ± 0,7	29,5 ± 5,3
			Muskel	9	1,0 ± 1,5	19,8 ± 4,5

Tabel 3 viser den tidsmæssige trend for bly og zink i lever i alm ulk. Dermed tyder analyserne på, at der mellem 1985 og 1991 er sket en yderligere tilførsel af bly til Nyhavn bugt. Siden 1996 vurderes niveauet overordnet at være stabilt.

Tabel 3. Tidsmæssig sammenligning af bly og zink i lever i almindelig ulk fra Nyhavn (middelværdi ± standardafvigelse, µg/g vådvægt)

Område		N	Pb, µg/g	Zn, µg/g
Nyhavn	1985	3	0,2 ± 0,3	-
	1991	11	4,4 ± 4,1	-
	1996	13	0,9 ± 1,7	-
	2001	10	0,2 ± 0,1	-
	2005	6	0,9 ± 0,6	34,0 ± 3,1
	2014	16	0,1 ± 0,2	24,2 ± 4,1

7.2 Terrestriske prøver

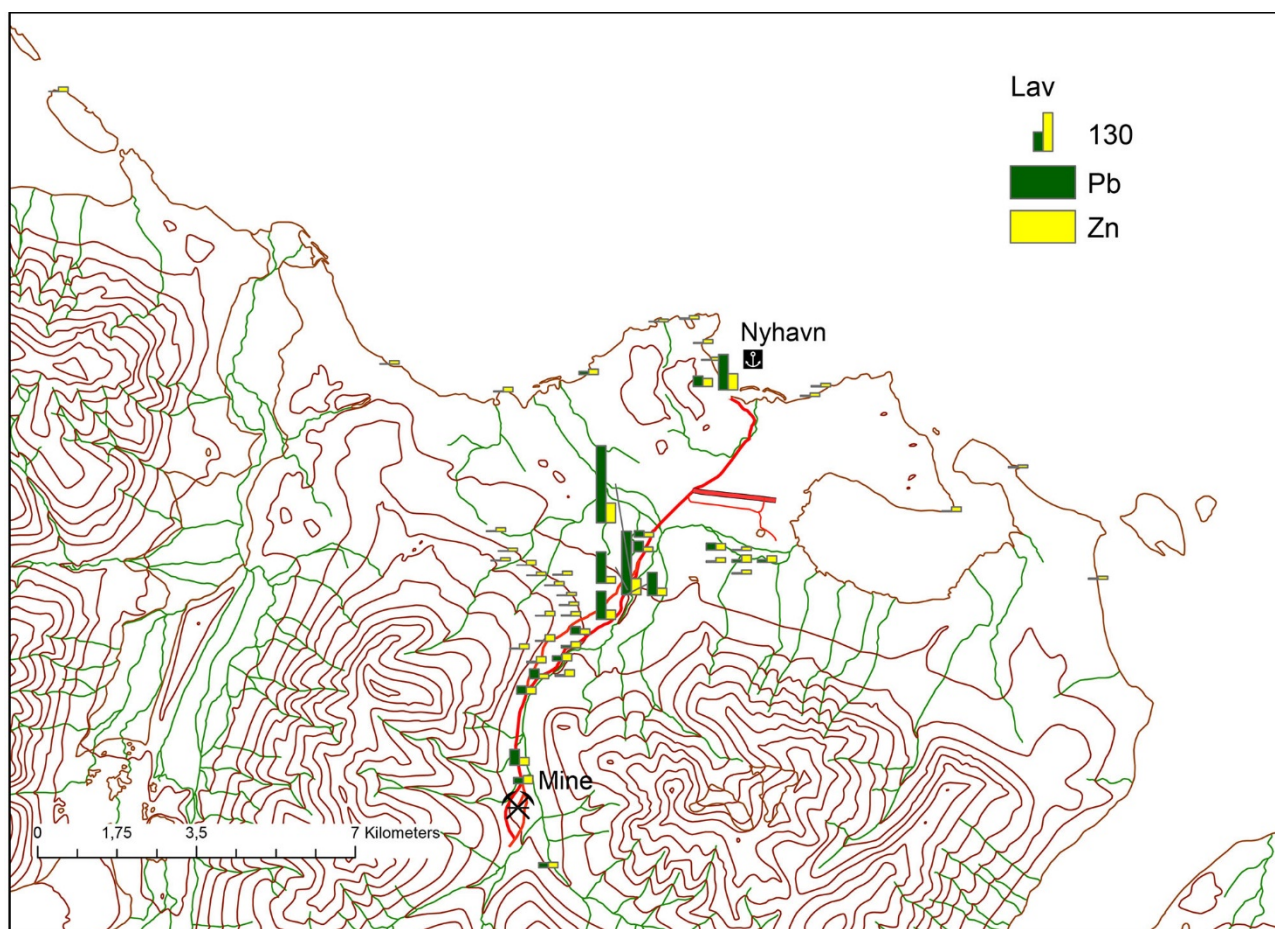
7.2.1 Lav

Data fra de kemiske analyser af bly og zink i lav findes i Bilag 8.6 og er vist grafisk på Figur 8. Tabel 4 og tabel 5 viser gennemsnitskoncentrationer for henholdsvis bly og zink. I de områder, der formodes upåvirkede af støvspredning, er gennemsnitskoncentrationen af bly på ca. 4-5 ug/g og af zink på ca. 12-13 ug/g.

De højeste koncentrationer af bly og zink findes i området ved den nordlige del af Tunnelelv, hvor den gennemsnitlige blykoncentration er 61,3 ug/g med koncentrationer mellem 1,9 og 255 ug/g og den gennemsnitlige zink-koncentration er 26,7 med koncentrationer mellem 16 og 65 ug/g.

Ved minen er koncentrationerne af bly og zink henholdsvis 29,2 og 23,1 ug/g, og tilsvarende ved Nyhavn er gennemsnitskoncentrationerne 75,7 og 40,5 ug/g.

Tidligere blev de højeste koncentrationer for både bly og zink i lav fundet ved minen. I 2014 var koncentrationerne ved minen og langs vejen fra minen til Nyhavn relativt ens. De højeste koncentrationer af både bly og zink var ved Nyhavn, et område omkring vejen ca. midt mellem minen og Nyhavn samt ved minen.



Figur 8. Bly- og zink koncentrationer i lavprøver i ug/g tørvægt (*Flavocetraria nivalis*).

Den tidsmæssige trend for bly og zink (hhv. figur 9 og 10) viser, at forureningen i mineområdet er reduceret markant i 2014 sammenlignet med tidligere undersøgelser.

Tabel 4. Blyindholdet i lavprøver (*Flacocetraria nivalis*) fra 2014 på forskellige lokaliteter i ug/g tørvægt. Der er angivet både aritmetisk og geometriske middelværdier for sammenligning med AMAP-baggrundsprøver (Riget et al., 2000). Værdier over højeste AMAP-baggrundsværdi er fremhævet, og værdier mere end 10 gang højeste AMAP-værdi er desuden kursiveret.

Sted	N	Aritmetisk gennemsnit ¹	Geometrisk gennemsnit ²	Std afv.	Min	Maks
Langs vejen	13	5.5	2,4	9.9	0.7	33.6
Ved minen	3	29.2	25,1	20.5	15.4	52.8
Umiddelbart langs vejen	14	61.3	22,9	80.4	1.9	254.4
Mestersvig by	6	8.4	6,4	7.6	2.6	23.0
Kysten ved Noret	1	2.2	2,2		2.2	2.2
Ved kysten mere end 4,5 km øst for Nyhavn	2	3.0	3,0	0.1	2.9	3.0
Ved havnen	2	75.7	63,4	58.5	34.3	117.0
Mellem 1500 og 3000 m vest for Nyhavn	2	3.0	3,0	0.8	2.4	3.6
Mellem 3000 og 4800 vest for Nyhavn	3	5.5	4,6	3.8	2.1	9.7
Mere end 4800 vest for Nyhavn	2	2.4	2,3	1.1	1.6	3.1
Ved kysten mere end 13 km vest for Nyhavn	1	0.8	0,8		0.8	0.8
AMAP Avanersuaq			2,3			
AMAP Nuuk			0,8			
AMAP Qaqortoq			1,9			
AMAP Tasiilaq			1,9			

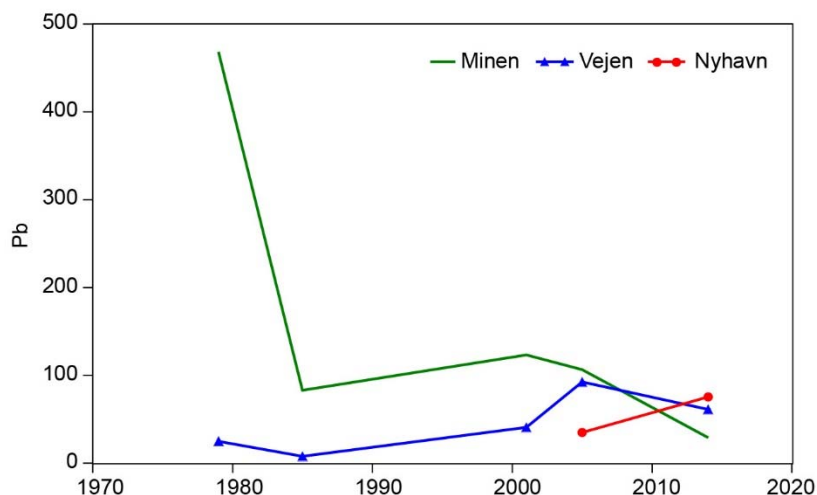
Tabel 5. Zinkindholdet i lavprøver (*Flacocetraria nivalis*) fra 2014 på forskellige lokaliteter. Der er angivet både aritmetisk og geometriske middelværdier for sammenligning med AMAP-baggrundsprøver (Riget et al., 2000). Værdier over højeste AMAP-baggrundsværdi er fremhævet, og værdier mere end 10 gang højeste AMAP-værdi er desuden kursiveret.

Sted	N	Aritmetisk gennemsnit	Geometrisk gennemsnit	Std Dev	Min	Maks
Langs vejen	13	12,8	12,7	1,9	10,3	15,4
Ved minen	3	23,1	22,7	4,7	17,7	25,8
Umiddelbart langs vejen	14	26,7	24,3	14,5	16,1	64,7
Mestersvig by	6	17,7	17,0	5,2	11,3	23,1
Kysten ved Noret	1	17,8	15,3		15,3	15,3
Ved kysten mere end 4,5 km øst for Nyhavn	2	17,9	11,5	1,1	10,8	12,3
Mellem 500 og 1500 m øst for Nyhavn	2	9,0	9,0	0,4	8,8	9,3
Ved havnen	2	40,5	38,4	18,5	27,5	53,6
Mellem 1500 og 3000 m vest for Nyhavn	2	17,10	11,4	1,8	10,2	12,7
Mellem 3000 og 4800 m vest for Nyhavn	3	17,11	12,4	4,3	9,5	17,7
Ved kysten mere end 4800 m vest for Nyhavn	2	17,12	13,8	2,8	12,0	15,9
Ved kysten mere end 13 km vest for Nyhavn	1	15,0	15,0		15,0	15,0
AMAP Avanersuaq			19,4			
AMAP Nuuk			25,1			
AMAP Qaqortoq			15,5			
AMAP Tasiilaq			10,6			

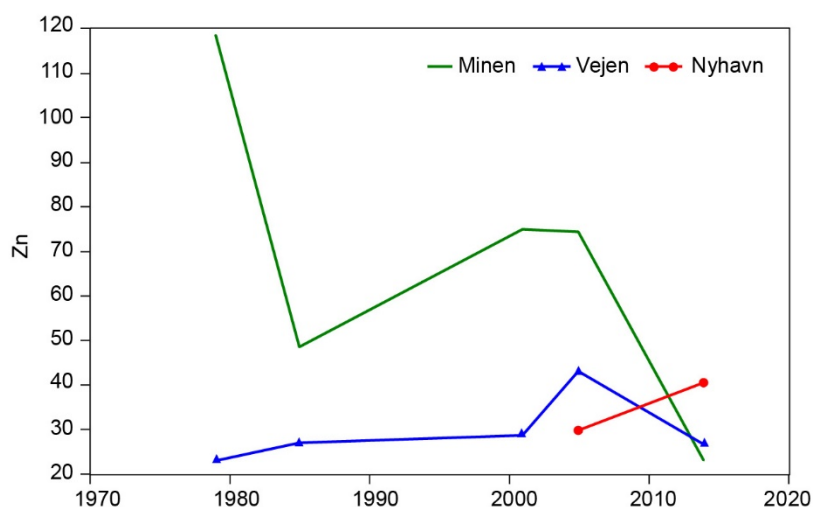
¹ Summen af værdierne i en række tal divideret med antallet af værdier.

² Det geometriske gennemsnit af n positive tal er n'te rod af tallenes produkt. Anvendes for at mindske effekten af outliers, jf. praksis i AMAP's rapporteringer.

Figur 9. Tidsmæssig trend for blyindholdet i lav i ug/g på de lokaliteter hvor blyindholdet var mere end 10 gange højere end AMAP-baggrundsværdierne.



Figur 10. Tidsmæssig trend for zinkindholdet i lav i ug/g på de lokaliteter hvor zinkindholdet var mere end 10 gange højere end AMAP-baggrundsværdierne.



7.3 Ferskvand

7.3.1 DGT-kapsler

Koncentrationen af metaller i ferskvand blev monitoreret med DGT-kapsler, som var udlagt opstrøms og nedstrøms for mineområdet og tailingsdepotet. Kapslerne blev eksponeret i ca. 55 timer og lå med en indbyrdes afstand på ca. 30 meter ovenfor minen og ca. 130 m neden for minen.

Ovenfor minen blev der fundet koncentrationer på 0,03-0,117 $\mu\text{g Pb/l}$, mens den tilsvarende zink koncentration var 0,027 – 1,558 $\mu\text{g Zn/l}$ (n=3).

Neden for minen blev den ene kapsel placeret i et mindre vandløb, som gennemløber mineområdets tailingsområde, mens den anden blev placeret i Tunnellelv. Både zink- og blyindholdet var forhøjet neden for minen og tailingsdepotet. Bly- og zinkindholdet var meget stærkt forhøjet nedstrøms minen og tailingsdeponeringen med koncentrationer på op til henholdsvis 521 $\mu\text{g Pb/l}$ og 2489 $\mu\text{g Zn/l}$ i det lille vandløb, der gennemløber området for tailings. I Tunnellelv var der sket en betydelig fortynding op til 1 $\mu\text{g Pb/l}$ og 38 $\mu\text{g Zn/l}$, men koncentrationerne var stadig betydeligt højere end i vandløbet ovenfor minen.

8 Diskussion

8.1 Marine miljø

Ligesom ved tidligere undersøgelser blev der fundet forhøjede bly- og zinkværdier på 15-20 km af Kong Oscars Fjord's sydlige kyststrækning på begge sider af Nyhavn. Tungmetalforureningen af fjorden stammer især fra tre områder: Fra den nordlige og sydlige del af Tunnellelvs delta og fra havneområdet (Nyhavn), som ligger mellem elvdeltaerne. Forureningskilderne er især tailings deponeret ved mineområdet, som gennem årene er transporteret af Tunnellelv, samt spild af bly- og zinkkoncentrat i kajområdet ved Nyhavn. Den største forurening findes i dag i Nyhavn. I 1989 konstaterede Grønlands Miljøundersøgelser (Agger et al., 1991), at kajanlægget ved Nyhavn var styrtet sammen. De efterfølgende undersøgelser viste, at blyforureningen af det marine miljø var markant højere efter sammenstyrtningen af kajanlægget, hvilket skyldes, at anlægget var bygget af bjergarter med højt blyindhold.

8.1.1 Nyhavn

Forureningen i Nyhavn findes både i strandsand, marine bundsedimenter, i ulk og i tang.

For strandsand indsamlet langs kysten ved Nyhavn er der i 2014 fundet høje værdier af bly og zink helt tæt ved kajen. Sammenlignet med tidligere år og beskrevet i tidligere rapporter om miljøbelastningen i Mestersvig (f.eks. Johansen et al., 2008), er det klart, at der overordnet skete et stort fald i belastningen mellem 1985/1986 og til 1996. Data indikerer, at den største kilde til belastning er ophørt, og det er muligt at den i 1985/1986 eksisterende belastning er transporteret ud i fjorden og spredt til et større område af fjorden.

I 2014 blev der lavet et transekt med indsamling af prøver af marine bundsedimenter ud for havnen og det er tydeligt, at den største forurening stammer fra selve kajen, men at der også er spotvise områder i bugten, hvor der stadig findes kilder til forurening. Dette stemmer overens med den omfattende undersøgelse af bundsedimenterne, der blev lavet i 1986 (Asmund 1986). I 1985 blev der 200 m fra kysten udtaget en prøve med koncentrationer på 387 mg Pb/kg og 245 mg Zn/kg og i 2014 blev der i en prøve, udtaget 200 m fra kysten, fundet 618 mg Pb/kg og 396 mg Zn/kg. At der ses en større koncentration 200 m fra kysten i 2014 end i 1985, kan være et resultat af, at forureningen er pletvis, eller at der tilføres ny forurening fra eksempelvis kysten.

Også ulk fanget i Nyhavn viste forhøjede værdier af både bly og zink. I 2014 blev der for ulk skelnet mellem de to arter, hornulk og almindelig ulk, som tidligere blot har været behandlet som en gruppe 'ulk'. Ved referencestationen blev der udelukkende fanget almindelig ulk. Koncentrationerne af bly og zink ved Nyhavn var markant højere end koncentrationen af bly og zink i alm. ulk ved referencestationen. I Nyhavn blev der udover almindelig ulk også fanget hornulk. Data fra 2014 viser, at der er stor forskel på koncentrationen af bly i lever for de to arter. Koncentrationen i hornulk var op til 6 gange højere end i almindelig ulk. Forskellen mellem de to arter var markant mindre for zink. Resultaterne indikerer, at det er vigtigt at skelne mellem de to arter ved fremtidige miljømonitoringer. (Dang et al. 2016).

8.1.2 Udløb ved Tunnellelv

Der ses for strandsand en tendens med faldende blykoncentrationer væk fra Nyhavn. Data viser dog en lille forhøjet blykoncentration, sammenlignet med andre værdier, ved det sted hvor Tunnellelv har udløb vest for Nyhavn. Sammenlignet med tidligere år er denne værdi faldende og det kunne tyde på, at der ikke medføres samme mængder tailings fra deponiet i dalen med Tunnellelv som tidligere. Dette afspejles også i bly og zink koncentrationerne fundet i tang, hvor værdierne for 2014 i tang er betydeligt lavere end værdierne fundet i 2001 (Aastrup et al., 2001). Tunnellelv løber igennem området længere oppe i dalen, hvor tailingen er deponeret, og de nye data tyder på, at tilførslen af metaller fra tailingsdepotet via Tunnellelv til det marine miljø mindskes år for år.

8.1.3 Overordnet

Overordnet har både bly- og zinkkoncentrationerne været faldende siden 1979 i strandsand, marine bundsedimenter, brunalger og fisk. Mere end 50 år efter forureningen opstod er niveauerne dog stadig forhøjet, især for bly. Forureningsniveauet må forventes kun at falde langsomt, efterhånden som de forurenede materialer (tailings og koncentrater) spredes mere og mere og blandes med eller dækkes af ikke-forurenede sediment. Derudover må bly- og zinkværdierne i det marine miljø forventes at variere med højere værdier efter perioder, hvor der sker erosion af forurenede områder, specielt ved kajen, efterfulgt af perioder uden erosion, hvor værdierne vil falde.

8.2 Terrestrisk miljø

Ved tidligere undersøgelser i 2001 og 2005 er fundet forhøjede koncentrationer af bly og zink i snekruslav op til 10 km fra minen. I 2001 blev det påvist, at de højeste værdier findes i området ved minen. Langs vejen mellem minebyen og Nyhavn var koncentrationerne forhøjede i forhold til koncentrationerne i prøver, der var indsamlet ca. 800 m fra vejen. I 2005 var billedet det samme med forhøjede værdier af bly og zink ved minen og i et område langs vejen nord for minen lige syd for det sted, hvor Tunnellelv tidligere delte sig i en gren mod Noret og en gren mod Nyhavn.

Undersøgelserne i 2014 viste tilsvarende resultater med forhøjede koncentrationer af bly i lav ved minen, langs den nordlige del af vejen ved Tunnellelv og ved Nyhavn. Niveauerne ved minen var dog i forhold til de foregående undersøgelser mindre, således at de højeste koncentrationer blev fundet ved Tunnellelvs nordlige del (Figur 10). Dette kunne tyde på, at tailings i mindre grad end tidligere er kilde til luftbåren forurening. Om dette skyldes, at tailings er transporteret væk fra mineområdet med vinden, vasket ud i Tunnellelv ved nedbør eller snesmeltning, eller stabiliseret af vegetation, vides ikke.

8.3 Ferskvandsmiljø

Målingerne af bly og zink i DGT-kapsler udlagt i et lille vandløb, der gennemløber tailings ovenfor minen og i Tunnellelv neden for minen, viser, at der fortsat er udsivning af bl.a. bly og zink fra tailings til Tunnellelv.

9 Konklusion

Undersøgelserne i 2014 har vist, at koncentrationerne af bly og zink mere end 50 år efter minens lukning stadig er forhøjede i områder ved minen, ved den midterste del af den gamle vej fra minen til Nyhavn syd for Tunnellelvs forgrening samt ved Nyhavn, både på land og i fjorden.

Miljømonitoreringen indikerer, at kilderne til forureningen især er spredning af støv, afstrømning fra mine- og tailingsområder, samt tidligere spild af koncenterter ved transport og losning i Nyhavn. Ved Nyhavn og langs transportvejen findes kilder hvios nøjagtige placering og størrelse ikke er kendt.

Ved minen er kilden til forurening tailingsbunken umiddelbart neden for minen. Langs vejen formodes kilden at være støv spredt fra de hessiansække med malm, som blev transporteret fra minen til Nyhavn på åbne lastbiler 1956-1963. I området med særligt forhøjede koncentrationer syd for Tunnel-elvs forgrening er kilden til forureningen ukendt. Det kan være sække tabt fra en lastvogn, men det kan heller ikke udelukkes, at der er en lokal naturlig kilde.

I den forgrening af Tunnellelv-systemet der passerer tailingsbunken ved minen viser målinger, at der stadig sker en tilførsel af bly og zink til ferskvandmiljøet og dermed også til fjordsystemet. Målingerne indikerer dog også, at der sker en betydelig fortynding i Tunnellelv.

Ved Nyhavn ses forurening på land, hvor kilden formentlig er støv stammende fra spild i forbindelse med transport og losning af sække med malm. I fjorden er kilden spildte ladninger fra de pramme, der blev anvendt til at transportere malm fra kajen til det fragtskib, der lå forankret i fjorden, samt det sammenstyrtede kajanlæg. Kildernes præcise størrelse og beliggenhed er ikke kendt. I fjorden ved havneanlægget og i Noret er bly- og til dels zinkindholdet i sedimenter på niveauet 'dårlig' til 'meget dårlig' jvnf. norske guidelineværdier (Bakke et al. 2007). For zink er niveauerne ellers generelt tæt på eller under baggrunds niveau.

Forureningen ved Mestersvig er meget lokal og begrænset til de tre nævnte afgrænsede områder. Det vurderes, at der ikke er grundlag for advarsel mod anvendelse af ulke fra disse områder som human føde. Internationale guidelineværdier for blyindhold i fisk ligger mellem 0,1 og 2 µg/g vådvægt. I Nyhavn var indholdet af bly i muskel og lever mellem 0,1 og 1,5 µg/g vådvægt, hvilket er lavere end EU's guidelineværdier for fisk (Elnabris et al. 2013). Udenfor Nyhavn var indholdet af bly i alle prøver under den mindste guidelineværdi. Tidligere undersøgelser af sæler har ikke vist forhøjede værdier. Moskuskser forekommer fåtalligt i området, og det vurderes, at der ikke er risiko for at de indtager betydelige mængder af bly og zink, idet området med forurenede lav har lille arealmæssig udbredelse. Generelt vurderes det, at områder med forhøjede koncentrationer af bly og zink i forhold til AMAP baggrundsværdier i Grønland er så små, at det er uden betydning for dyre- og planteliv.

I tilfælde af at den menneskelige anvendelse af området forøges i forbindelse med turisme-aktiviteter eller lignende, bør det vurderes, om forureningskildernes størrelser og nøjagtige beliggenhed bør undersøges nærmere.

Endelig har de forurenede områder potentiale som 'naturlige laboratorier' for undersøgelser af forhøjede niveauer af bly og zink's effekter på organismer som ulke, men også på planter og jordbundsorganismer. Dang et al 2016 fandt, at man bør undgå at blande de to ulkearter sammen ved monitoring og anbefalede nøjere studier af eventuelle effekter af de forhøjede niveauer af bly og zink.

I betragtning af at forureningsniveauet har været stabilt faldende siden ca. 1991 vurderes det, at der ikke umiddelbart er behov for yderligere monitoring. Usikkerheden om nogle af kildernes størrelse og præcise beliggenhed bevirker imidlertid, at man ikke kan være sikker på, at den faldende tendens vil fortsætte. Det foreslås, at overvågningen af miljøet gentages om 8-12 år med mindre der registreres fornyet forurening. I den mellemliggende tid kunne man evt. gennemføre begrænsede analyse-programmer på baggrund af stikprøver af ulke og lav indsamlet på ad-hoc basis, når DCE eller Grønlands Naturinstitut i anden forbindelse besøger Mestersvig.

Afslutningsvis skal det bemærkes, at tilsvarende forurening er utænkelig i dag, hvor der forud for etablering af en mine foretages vurderinger af virkninger for miljøet (VVM) og gennemføres et omfattende godkendelsesarbejde af alle et mineprojekts faser.

10 Referencer

- Aastrup PJ, Tamstorf M P & Tukiainen T. 2002. MINEO Arctic environment test site Contamination/impact mapping and modelling – Final report. Project funded by the European Community under the Information Society Technology Programme (1998-2002). 77 pp.
- Aastrup PJ, Tamstorf MP & Asmund G. 2003: Miljøundersøgelser ved Mestersvig 2001. Danmarks Miljøundersøgelser 49 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 474.
- Agger CT, Asmund G, Dietz R & Johansen P. 1991. Miljøundersøgelser ved Mestersvig 1991. Grønlands Miljøundersøgelser 23 pp.
- Asmund G 1983. Oversigt over miljøundersøgelser ved Mestersvig 1979. Grønlands Geologiske Undersøgelse 21 s.
- Asmund G. 1986. Fordeling af bly i sedimenterne nær Nyhavn ved Mestersvig. Grønlands Geologiske Undersøgelse 9 s.
- Asmund G, Riget F & Johansen P. 1997. Miljøundersøgelser ved Mestersvig 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. 31 s. – Faglig rapport fra DMU, nr. 202.
- Bakke T, et al. (2010). "Development of sediment quality criteria in Norway." *Journal of Soils and Sediments* 10(2): 172-178.
- Bakke T, Breedval G, Källqvist T, Oen A, Eek E, Ruus A, Kibsgaard A, Helland A, & Hylland K. 2007. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann - Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. Statens forurensningstilsyn (SFT). ISBN-nummer: 978-82-7655-537-0.
- Dang M, Nørregaard R, Bach L, Sonne C, Søndergaard J, Gustavson K, Aastrup P Nowak B 2016. Metal residues, histopathology and presence of parasites in the liver and gills of fourhorn sculpin (*Myoxocephalus quadricornis*) and shorthorn sculpin (*Myoxocephalus scorpius*) near a former lead-zinc mine in East Greenland. *Environmental Research*. Volume 153, February 2017, Pages 171-180
- DGT Research Ltd. 2003. DGT – for measurements in water, soils and sediment. Application note. 58 s.
- Elnabris K J, Muzyed S K & El-Ashgar N M 2013. Heavy metal concentrations in some commercially important fishes and their contribution to heavy metals exposure in Palestinian people of Gaza Strip (Palestine). *Journal of the Association of Arab Universities for Basic and Applied Sciences* 13, 44–51.
- Johansen P & Asmund G. 1999: Pollution from Mining in Greenland. Monitoring and Mitigation of Environmental Impacts. In: Azcue, J.M. (ed.): *Environmental Impacts of Mining Activities. Emphasis on Mitigation and Remedial Measures*. Springer. pp. 245-262.
- Hansen MM & Asmund G. 1986. Miljøundersøgelser i Kong Oscars Fjord 1985. Grønlands Fiskeri- og Miljøundersøgelser 41 pp.

Miljødirektoratet 2016. Grenseverdier og klassifisering i vann, sediment og biota. 24 pp.

Tamstorf MP, Aastrup PJ & Tukiainen T. 2003: Assessing and monitoring the environmental impact of mining activities in Europe using advanced Earth Observation techniques. Project funded by the European Community under the Information Society Technology Programme (1998-2002). European Community. - MINEO Arctic environment test site Contamination/impact mapping and modelling – Final report. MINEO IST-1999-10337: 97 pp.
<http://www.brgm.fr/mineo/final.htm>.

11 Bilag – resultater af metalanalyser

11.1 Strandsand

ID	Pb	Zn	Latitude decimal degrees	Longitude
	ug/g tørvægt	ug/g tørvægt		
51243	122.9	197.8	72.2592	-23.9264
51235	27.85	16.64	72.2645	-23.9259
51236	12.18	14.52	72.2681	-23.9283
51237	29.7	45.71	72.2531	-23.8625
51238	26.43	16.89	72.2528	-23.8700
51209	2.429	104.5	72.3473	-24.2930
51211	30.65	28.83	72.2678	-24.0050
51212	10.59	39.36	72.2744	-23.9528
51213	14.76	51.59	72.2734	-23.9331
51214	18.03	17.86	72.2239	-23.8001
51222	14.59	9.33	72.2038	-23.7197
51223	17.75	9.19	72.2290	-23.7516

11.2 Marine bundsedimenter

ID	Pb	Zn	Latitude decimal degrees	Longitude
	ug/g tørvægt	ug/g tørvægt		
51239	1877.0	2735.1	72.2592	-23.9264
51244	861.5	869.7	72.2594	-23.9227
51245	589.2	213.4	72.2594	-23.9227
51246	1543.0	378.0	72.2601	-23.9200
51250	618.1	395.7	72.2594	-23.9197
51251	743.6	765.9	72.2591	-23.9218
51119	3.88	41.03	72.2681	-23.9283
51240	131.1	180.0	72.2681	-23.9283
51120	1.16	37.89	72.2531	-23.8625
51121	2.49	36.23	72.2528	-23.8700
51225	13.05	12.78	72.2461	-23.8153
51241	38.32	42.55	72.2531	-23.8625
51242	52.30	57.68	72.2528	-23.8700
51247	247.6	228.7	72.2614	-23.9168
51248	232.0	235.7	72.2603	-23.9009
51249	719.2	380.4	72.2597	-23.9137
51254	16.30	15.01	72.2603	-23.9137
51215	153.4	189.6	72.2239	-23.8001
51256	201.3	204.4	72.2273	-23.8367
51258	123.6	207.2	72.2350	-23.8743
51294	161.5	312.2	72.2274	-23.8838
51295	72.88	156.5	72.2190	-23.8762
51224	16.14	14.40	72.2038	-23.7197

51226	16.90	19.46	72.2290	-23.7516
51255	15.15	16.73	72.2278	-23.7485
51257	84.64	147.3	72.2278	-23.7485

11.3 Havvand (DGT-kapsler)

ID	Pb µg/l	Zn µg/l	Latitude decimal degrees	Longitude
51818 - a	0,014	0,091	72.2603	-23.9137
51818 - b	0,000	0,000	72.2603	-23.9137
51821 - a	0,067	0,305	72.2595	-23.9189
51821 - b	0,051	0,221	72.2595	-23.9189
51822	0,028	0,176	72.2257	-23.8299
51823 - a	0,066	0,467	72.2269	-23.7485
51823 - b	0,004	0,067	72.2269	-23.7485
51824 - a	0,058	1,042	72.2278	-23.7485
51824 - b	0,027	0,723	72.2278	-23.7485
51825 - a	0,041	1,253	72.2257	-23.8299
51825 - b	0,002	0,065	72.2257	-23.8299

11.4 Tang

ID	Pb ug/g tørvægt	Zn ug/g tørvægt	Latitude decimal degrees	Longitude
51118	55.2	112.4	72.2592	-23.9264
51293	34.8	196.0	72.2587	-23.9246
51217	0.946	25.8	72.2794	-24.1281
51218	1.32	47.12	72.2686	-24.0612
51216	0.836	18.91	72.3473	-24.2930
51219	2.34	45.79	72.2744	-23.9528
51220	1.16	47.11	72.2734	-23.9331
51221	0.68	41.92	72.2239	-23.8001
51259	4.54	36.24	72.2335	-23.8612
51875	0.705	48.27	72.2322	-23.7961
51879	0.842	48.35	72.2322	-23.7961
51883	0.622	63.98	72.2322	-23.7961
51887	1.44	53.35	72.2322	-23.7961
51227	0.364	20.23	72.2038	-23.7197
51228	3.52	26.92	72.2290	-23.7516
51292	0.577	18.93	72.2290	-23.7516

11.5 Ulk

ID	art	køn	Vævs type	Pb		Zn	Latitude	Longitude
				ug/g vådvægt	ug/g vådvægt		decimal degrees	
51122	fourhorn	han	lever		2.77	36.39	72.2587	-23.9246
51122	fourhorn	han	muskel		0.809	17.96	72.2587	-23.9246
51123	shorthorn	han	lever		0.862	27.58	72.2587	-23.9246
51123	shorthorn	han	muskel		4.19	11.01	72.2587	-23.9246
51124	shorthorn	han	lever		0.152	33.49	72.2587	-23.9246
51124	shorthorn	han	muskel		0.085	7.82	72.2587	-23.9246
51125	fourhorn	han	lever		1.51	38.66	72.2587	-23.9246
51125	fourhorn	han	muskel		0.153	15.97	72.2587	-23.9246
51126	shorthorn	hun	lever		0.102	25.01	72.2587	-23.9246
51126	shorthorn	hun	muskel		0.082	6.28	72.2587	-23.9246
51127	fourhorn	han	lever		0.816	24.14	72.2587	-23.9246
51127	fourhorn	han	muskel		0.301	15.99	72.2587	-23.9246
51128	shorthorn	hun	lever		0.115	31.03	72.2587	-23.9246
51128	shorthorn	hun	muskel		0.215	7.57	72.2587	-23.9246
51129	shorthorn	han	lever		0.104	25.50	72.2587	-23.9246
51129	shorthorn	han	muskel		0.610	8.23	72.2587	-23.9246
51130	fourhorn	han	lever		1.35	26.77	72.2587	-23.9246
51130	fourhorn	han	muskel		1.57	22.80	72.2587	-23.9246
51131	fourhorn	han	lever		1.43	26.57	72.2587	-23.9246
51131	fourhorn	han	muskel		0.967	16.23	72.2587	-23.9246
51132	fourhorn	han	lever		1.07	28.58	72.2587	-23.9246
51132	fourhorn	han	muskel		0.136	15.30	72.2587	-23.9246
51133	shorthorn	han	lever		0.055	18.75	72.2587	-23.9246
51133	shorthorn	han	muskel		0.132	10.31	72.2587	-23.9246
51134	fourhorn	hun	lever		1.85	33.16	72.2587	-23.9246
51134	fourhorn	hun	muskel		7.55	23.21	72.2587	-23.9246
51135	fourhorn	hun	lever		1.43	28.04	72.2587	-23.9246
51135	fourhorn	hun	muskel		0.695	15.48	72.2587	-23.9246
51136	shorthorn	hun	lever		0.088	22.08	72.2587	-23.9246
51136	shorthorn	hun	muskel		0.361	9.13	72.2587	-23.9246
51137	fourhorn	han	lever		1.80	30.37	72.2587	-23.9246
51137	fourhorn	han	muskel		4.92	20.96	72.2587	-23.9246
51138	fourhorn	hun	lever		1.34	27.68	72.2587	-23.9246
51138	fourhorn	hun	muskel		0.260	14.85	72.2587	-23.9246
51139	fourhorn	han	lever		1.10	22.58	72.2587	-23.9246
51139	fourhorn	han	muskel		0.326	25.84	72.2587	-23.9246
51140	fourhorn	han	lever		0.477	30.99	72.2587	-23.9246
51140	fourhorn	han	muskel		0.204	26.71	72.2587	-23.9246
51141	shorthorn	hun	lever		0.289	25.07	72.2587	-23.9246
51141	shorthorn	hun	muskel		0.462	11.02	72.2587	-23.9246
51142	fourhorn	hun	lever		1.18	32.24	72.2587	-23.9246
51142	fourhorn	hun	muskel		0.895	16.47	72.2587	-23.9246
51143	fourhorn	hun	lever		1.22	33.50	72.2587	-23.9246
51143	fourhorn	hun	muskel		0.544	13.26	72.2587	-23.9246

51144	fourhorn	hun	lever	0.615	29.12	72.2587	-23.9246
51144	fourhorn	hun	muskel	0.286	23.29	72.2587	-23.9246
51145	fourhorn	hun	lever	1.40	33.63	72.2587	-23.9246
51145	fourhorn	hun	muskel	0.863	25.07	72.2587	-23.9246
51147	fourhorn	hun	lever	0.740	34.14	72.2587	-23.9246
51147	fourhorn	hun	muskel	1.15	23.98	72.2587	-23.9246
51173	shorthorn	hun	lever	0.050	21.88	72.2587	-23.9246
51173	shorthorn	hun	muskel	0.710	14.77	72.2587	-23.9246
51174	shorthorn	hun	lever	0.118	24.23	72.2587	-23.9246
51174	shorthorn	hun	muskel	0.180	8.51	72.2587	-23.9246
51175	shorthorn	hun	lever	0.054	19.54	72.2587	-23.9246
51175	shorthorn	hun	muskel	0.075	6.00	72.2587	-23.9246
51176	shorthorn	han	lever	0.016	23.06	72.2587	-23.9246
51176	shorthorn	han	muskel	0.017	7.25	72.2587	-23.9246
51177	shorthorn	han	lever	0.004	17.81	72.2587	-23.9246
51177	shorthorn	han	muskel	0.033	9.33	72.2587	-23.9246
51178	shorthorn	hun	lever	0.027	23.50	72.2587	-23.9246
51178	shorthorn	hun	muskel	0.109	7.42	72.2587	-23.9246
51179	shorthorn	hun	lever	0.042	24.18	72.2587	-23.9246
51179	shorthorn	hun	muskel	0.076	8.12	72.2587	-23.9246
51180	shorthorn	hun	lever	0.010	23.83	72.2587	-23.9246
51180	shorthorn	hun	muskel	0.045	9.26	72.2587	-23.9246
51148	shorthorn	hun	lever	0.020	24.79	72.2288	-23.7508
51148	shorthorn	hun	muskel	0.033	9.23	72.2288	-23.7508
51149	shorthorn	hun	lever	0.005	20.00	72.2288	-23.7508
51149	shorthorn	hun	muskel	0.035	6.81	72.2288	-23.7508
51150	shorthorn	hun	lever	0.003	21.31	72.2288	-23.7508
51150	shorthorn	hun	muskel	0.007	7.74	72.2288	-23.7508
51151	shorthorn	hun	lever	0.018	26.97	72.2288	-23.7508
51151	shorthorn	hun	muskel	0.006	6.35	72.2288	-23.7508
51152	shorthorn	hun	lever	0.014	26.95	72.2288	-23.7508
51152	shorthorn	hun	muskel	0.043	9.39	72.2288	-23.7508
51153	shorthorn	hun	lever	0.003	19.20	72.2288	-23.7508
51153	shorthorn	hun	muskel	0.010	11.66	72.2288	-23.7508
51154	shorthorn	han	lever	0.003	18.10	72.2288	-23.7508
51154	shorthorn	han	muskel	0.002	8.14	72.2288	-23.7508
51155	shorthorn	han	lever	0.006	20.17	72.2288	-23.7508
51155	shorthorn	han	muskel	0.008	12.15	72.2288	-23.7508
51156	shorthorn	hun	lever	0.016	22.78	72.2288	-23.7508
51156	shorthorn	hun	muskel	0.006	10.98	72.2288	-23.7508
51157	shorthorn	hun	lever	0.031	20.98	72.2288	-23.7508
51157	shorthorn	hun	muskel	0.007	5.90	72.2288	-23.7508
51158	shorthorn	hun	lever	0.011	23.93	72.2288	-23.7508
51158	shorthorn	hun	muskel	0.004	7.56	72.2288	-23.7508
51159	shorthorn	hun	lever	0.038	21.02	72.2288	-23.7508
51159	shorthorn	hun	muskel	0.007	9.44	72.2288	-23.7508
51160	shorthorn	hun	lever	0.010	19.25	72.2288	-23.7508
51160	shorthorn	hun	muskel	0.013	9.86	72.2288	-23.7508

51161	shorthorn	han	lever	0.006	16.57	72.2288	-23.7508
51161	shorthorn	han	muskel	0.013	9.35	72.2288	-23.7508
51162	shorthorn	hun	lever	0.005	15.65	72.2288	-23.7508
51162	shorthorn	hun	muskel	0.013	15.07	72.2288	-23.7508
51163	shorthorn	han	lever	0.005	17.71	72.2288	-23.7508
51163	shorthorn	han	muskel	0.014	9.05	72.2288	-23.7508
51164	shorthorn	hun	lever	0.003	21.58	72.2288	-23.7508
51164	shorthorn	hun	muskel	0.021	7.49	72.2288	-23.7508
51165	shorthorn	hun	lever	0.005	16.85	72.2288	-23.7508
51165	shorthorn	hun	muskel	0.012	7.33	72.2288	-23.7508
51166	shorthorn	han	lever	0.003	16.43	72.2288	-23.7508
51166	shorthorn	han	muskel	0.008	8.96	72.2288	-23.7508
51167	shorthorn	hun	lever	0.001	18.79	72.2288	-23.7508
51167	shorthorn	hun	muskel	0.009	6.94	72.2288	-23.7508
51168	shorthorn	han	lever	0.004	20.61	72.2288	-23.7508
51168	shorthorn	han	muskel	0.032	8.08	72.2288	-23.7508
51169	shorthorn	hun	lever	0.005	21.31	72.2288	-23.7508
51169	shorthorn	hun	muskel	0.011	9.30	72.2288	-23.7508
51170	shorthorn	hun	lever	0.006	21.12	72.2288	-23.7508
51170	shorthorn	hun	muskel	0.008	10.29	72.2288	-23.7508
51171	shorthorn	han	lever	0.006	22.35	72.2288	-23.7508
51171	shorthorn	han	muskel	0.005	9.65	72.2288	-23.7508
51172	shorthorn	han	lever	0.005	24.66	72.2288	-23.7508
51172	shorthorn	han	muskel	0.011	8.02	72.2288	-23.7508

11.6 DGT-kapsler ferskvand

ID	Pb µg/l	Zn µg/l	Latitude decimal degrees	Longitude
51816 - a	0,033	1,558	72.1801	-24.1297
51816 - b	Under d.l.	0,027	72.1801	-24.1297
51817	0,117	0,738	72.1800	-24.1289
51819 - a	521,632	2489,444	72.1902	-24.1062
51819 - b	0,542	7,994	72.1902	-24.1062
51820 - a	1,054	37,767	72.1914	-24.1055
51820 - b	0,007	0,463	72.1914	-24.1055

11.7 Lav

ID_NO	Pb ug/g tør- vægt	Zn ug/g tørvægt	Latitude, decimal degrees	Longitude, decimal degrees
51110	34,330	27,465	72,25920	-23,92640
51231	2,431	10,193	72,26448	-23,92589
51232	3,606	12,709	72,26810	-23,92830
51262	1,918	16,080	72,21756	-24,07502
51273	254,400	64,668	72,22638	-24,01099
51276	25,950	22,361	72,21071	-24,09404
51277	5,414	20,236	72,21526	-24,08220
51278	1,993	21,358	72,21889	-24,07230
51279	5,002	20,650	72,21237	-24,07950
51280	17,600	25,262	72,21446	-24,06713
51281	7,203	20,613	72,21703	-24,05916
51282	25,680	17,216	72,21809	-24,04384
51283	92,640	29,632	72,21989	-24,02771
51284	75,770	23,276	72,22396	-24,01761
51297	103,200	21,551	72,22490	-24,01490
51298	210,300	54,154	72,22640	-24,01100
51300	31,690	16,247	72,21220	-24,08420
51233	3,363	10,775	72,25310	-23,86250
51234	3,884	12,335	72,25275	-23,87001
51182	23,040	22,044	72,22457	-23,93928
51183	8,590	21,585	72,22457	-23,93928
51184	4,447	14,787	72,22457	-23,93928
51185	3,799	13,109	72,22457	-23,93928
51186	2,567	11,306	72,22457	-23,93928
51187	7,859	23,079	72,22457	-23,93928
51102	1,636	11,996	72,27940	-24,12810
51103	3,129	15,887	72,26859	-24,06121
51101	0,812	14,976	72,34730	-24,29300
51261	1,884	15,115	72,22452	-24,05815
51263	1,816	13,868	72,22432	-24,05308
51264	1,971	11,684	72,22520	-24,05358
51265	1,865	10,754	72,22672	-24,05383
51266	2,606	12,947	72,22912	-24,05449
51267	1,221	12,696	72,22993	-24,05926
51268	0,755	11,129	72,23267	-24,06896
51269	0,693	14,984	72,23448	-24,07419
51270	2,069	10,308	72,23677	-24,07935
51271	1,071	10,410	72,23801	-24,08342
51272	2,147	12,145	72,24236	-24,08779
51285	19,980	14,943	72,23163	-23,99829
51299	33,640	15,410	72,23140	-23,99910
51260	15,410	17,693	72,17579	-24,10817
51274	19,510	25,778	72,19459	-24,10933
51275	52,810	25,768	72,19666	-24,11010

51104	4,679	11,385	72,27341	-23,93315
51105	2,097	9,468	72,27440	-23,95280
51106	9,656	17,748	72,26780	-24,00500
51107	2,225	15,346	72,22390	-23,80010
51229	3,045	9,298	72,20380	-23,71970
51230	2,929	8,768	72,22899	-23,75157
51838	117,000	53,586	72,92600	-23,98500

[Tom side]

MILJØUNDERSØGELSER VED MESTERSVIG 2014

Nordisk Mineselskab drev i årene 1956-63 en bly-zinkmine ved Blyklippen ved Mestersvig i Nordøstgrønland. Denne rapport redegør for de seneste undersøgelser i 2014, og sammenligner resultaterne med de tidligere undersøgelser i området. Undersøgelserne har vist, at koncentrationerne af bly og zink mere end 50 år efter minens lukning stadig er forhøjede i laver dels i områder ved minen, dels ved den midterste del af den gamle vej fra minen til Nyhavn syd for Tunnelølv's forgrening. Ved Nyhavn er der forhøjede koncentrationer både på land i laver og i fjorden, i vand, strandsand, bundsedimenter, ulke og tang. I langt de fleste prøver er indholdet af bly og zink dog lavere end internationale guidelineværdier.