

Studier av elveoser og elveutløp i større elver i Trondheimsfjorden

Steinkjerelva, Verdalselva og Stjørdalselva

Mari Helen P Ekeland

Lektorutdanning med master i realfag

Innlevert: mai 2014

Hovedveileder: Øyvind Mikkelsen, IKJ

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for kjemi

Forord

Innleveringen av denne oppgaven markerer avslutningen på fem flotte år på LUR-studiet. Jeg er så utrolig glad for at jeg valgte å studere ved NTNU i fantastiske Trondheim. Å være student har vært fantastisk, og det er både merkelig og trist at denne tilværelsen snart skal avsluttes.

Selve masteråret har vært veldig spesielt på mange måter, og jeg har lært så utrolig mye (til og med å drikke kaffe).

Jeg hadde aldri klart å levere en hel masteroppgave hadde det ikke vært for den gode veiledningen fra super-engasjerte Øyvind Mikkelsen. Takk for all god hjelp! Oppgaven hadde heller ikke vært mulig uten Syverin Lierhagen, som må ha brukt flerfoldige timer på å behandle prøver og styre med ICP-MS. Tusen takk!

En ekstraordinær person som selvfølgelig også må takkes er Ida Jenssen. Jeg er helt sikker på at jeg ikke hadde kommet meg gjennom dette uten dine oppmuntrende og trøstende ord, våre mange både faglige og mindre faglige samtaler ut i de lange nattetimer, eller vår fantastiske kjemihumor de siste ukene. Det er i det hele og store utrolig at vi ikke har blitt gal av hverandre. Selvfølgelig må jeg jo også takke deg for korrekturlesingen og dine gode tips underveis. Ikke bare med tanke på denne oppgaven, men gjennom hele studiet. Tenk, vi har en mastergrad!

Ellers vil jeg takke mine fine samboere og beste Iver som har holdt ut med min klaging, masing, roting og fraværenhet den siste tiden, dere er så gode.

Sammendrag

Denne masteroppgaven omfatter prøvetaking av kjerneprøver av sediment utenfor utløpet til re av de større elvene i Nord-Trøndelag; Steinkjerelva, Verdalselva og Stjørdalselva. Prøvene ble dekomponert og analysert med analyseinstrumentet «Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry» (ICP-MS), hvor konsentrasjonen av 65 ulike grunnstoffer ble undersøkt. Et utvalgt av disse grunnstoffene ble videre plukket ut og studert nærmere basert på antagelser om hvilke grunnstoffer som hadde en relevans i forhold til de mulige lokale utslippskildene ved de ulike lokalitetene.

Formålet med analysen var å studere tidsprofiler (dybdeprofiler) der konsentrasjonen av grunnstoffer ble studert mot dybden i sedimentkjernene. De ulike grunnstoffene ble så normalisert mot aluminium for å avdekke mulige antropogene tilførsler for de ulike grunnstoffene. Resultatet av dette ble normaliseringsprofiler, som videre ble studert sammen med tidsprofilene.

Normaliseringsprofilene ble ilagt spesiell vekt og viste at den største delen av den antropogene tilførselen ved alle lokalitetene hadde skjedd i nyere tid, spesielt fra starten av andre verdenskrig. Profilene viste også at påvirkningene var ulike ved de ulike lokalitetene. Korrelasjonene mellom aluminium og ulike grunnstoffer ble studert for å avdekke hvilke grunnstoffer som kunne knyttes til antropogen tilførsel. Alle sedimentprøvene var, i noe ulik grad, påvirket av ulike antropogene og naturlige geokjemiske hendelser, hvorav sedimentprøven utenfor Stjørdal i høyest grad var påvirket av menneskelig aktivitet. Eksempler på hendelser som ble knyttet til menneskelig aktivitet og som hadde endret sammensetningen i sedimentene er; andre verdenskrig, byutvikling, modernisering av jordbruk i form av kunstgjødsel og pesticider, gruvedrift og industriell aktivitet.

Sedimenteringshastigheter ble forsøkt beregnet basert på datering av utslag i normaliseringsprofilene til grunnstoffene som ble knyttet til spesielle antropogene og naturlige geokjemiske hendelser. Det viste seg å være variasjoner i sedimenteringshastigheten både innenfor et og samme sediment og mellom de ulike sedimentene.

Graden av forurensning for stoffene arsen, bly, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, nikkel og sink ble sammenlignet opp mot grenseverdier satt av KLIF. Denne sammenligningen viste at sedimentene i det store og hele var lite forurenset med disse grunnstoffene, med unntak av

kobber, krom og nikkel i øvre lag av sedimentkjernene utenfor utløpene til Verdalselva og Stjørdalselva.

Summary

This master thesis includes sampling of sediment cores from outside the river mouths of Three of the biggest rivers in Nord-Trøndelag; Steinkjerelva, Verdalselva and Stjørdalselva. The samples were decomposed and analysed by using the analysis instrument «Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry» (ICP-MS), and the concentration of 65 different elements were examined. A selection of those elements was picked put for further studies based on assumptions about the elements that had a relevance to the possible local emission sources at the different localities.

The purpose of the analysis was to study the time profiles (depth profiles) where the concentration of elements were studied at depth in the sediment cores. The various elements were then normalized against the aluminium concentration to identify possible anthropogenic inputs of the various elements. The result of this was normalization profiles, which was further studied together with time profiles.

The normalization profiles were imposed special weight and showed that the bulk of the anthropogenic input at all sites had occurred in recent times, especially from the start of World war II. The profiles also showed that the influence was different at the different locations. The correlations between aluminum and various elements were studied to uncover the elements that could be linked to anthropogenic input. All sediment samples were, in some varying degrees, affected by various anthropogenic and natural geochemical events, where the sediment sample outside Stjørdal was affected in the highest ratio by human activity. Examples of events that were related to human activity and that had changed the composition of the sediments; World War II, urban development, modernization of agriculture in the form of fertilizers and pesticides, mining and industrial activity.

It was attempted to set sedimentation rates based on the dating of deviations in the normalization profiles for the elements that were related to specific anthropogenic and natural geochemical events. It proved to be variations in sedimentation rates both within the same sediment and between the various sediments.

The degree of contamination of the elements arsenic, lead, cadmium, copper, chromium, mercury, nickel and zinc were compared against threshold values set by KLIF. This comparison showed that sediments in the whole were contaminated to a small, or no, degree

by these elements, with the exception of copper, chromium and nickel in sediments outside the river mouths of Verdalselva and Stjørdalselva.

Forkortelser

CCA: Kobber, krom, arsen

Redoks: Reduksjon-oksidasjon

RSD : Relativt standardavvik (relative standard deviation)

ICP-MS: Induktivt koblet plasma-massespektrometri

ppb: Deler per milliard (parts per billion)

ppm: Deler per million (parts per million)

Innhold

Forord	I
Sammendrag	III
Summary	V
Forkortelser	VII
1. Innledning	1
2. Teori	3
2.1 Trondheimsfjorden	3
2.2 Næringsliv i Nord-Trøndelag	4
2.3 Steinkjerelva	4
2.3.1 Antropogene og naturlige påvirkninger gjennom tidene	5
2.4 Verdalselva	6
2.4.1 Antropogene påvirkninger gjennom tidene	8
2.5 Stjørdalselva	8
2.5.1 Antropogene påvirkninger gjennom tidene	10
2.6 Teori vann.....	10
2.6.1 Sammensetning av naturlig vann	10
2.6.2 Vannforurensning	12
2.6.3 Metaller i vann	14
2.6.4 Elvevann	15
2.6.5 Porevann	16
2.7 Sedimenter	16
2.7.1 Dannelse av sedimenter	16
2.7.2 Sedimentenes egenskaper	20
2.7.3 Transport av sedimentpartikler i elvemunningen.....	20
2.7.4 Kvantitet av sediment og sedimenteringshastighet.....	21

2.7.5 Sedimenter som reservoar	22
2.7.6 Forurensning av sedimenter	24
2.7.7 Metaller i sedimenter	25
2.7.8 Redokskjemi og tilgjengeligheten av metaller i sedimenter	26
2.7.9 Klassifisering av sedimenter	29
2.7.10 Faktorer som påvirker den informative verdien til sedimentprøver	30
2.8 Normalisering mot aluminium.....	30
2.9 Naturlige og antropogene påvirkninger på sedimentkvalitet.....	33
2.9.1 Tilførsel fra jordbruk.....	33
2.9.2 Langtransporterte forurensninger.....	35
2.9.3 Andre typer antropogen påvirkning	36
2.9.4 Viktige kilder til metaller.....	38
3. Analytiske metoder og statistisk analyse	41
3.1 Mulige feilkilder i behandling av prøvematerialer	41
3.2 Dekomponering og Ultraclave.....	41
3.2.1 Dekomponering med mikrobølger.....	41
3.2.2 Ultraclave	42
3.2.3 Mulige feilkilder i dekomponering og fortynning	42
3.3 Massespektrometri.....	43
3.3.1 ICP-MS	43
3.3.2 Fordeler og ulemper med ICP-MS.....	44
3.3 Statistisk analyse av data	46
4. Metode.....	49
4.1 Prøvetaking	49
Utstyr som ble brukt ved prøvetakingen	49
Fremgangsmåte	49
4.2 Behandling av prøver og dekomponering	51
	X

Utstyr som ble brukt til oppveining, fortynning og dekomponering:	51
5. Resultater og diskusjon	53
5.1 Beskrivelse av undersøkelsen	53
5.2 Utvalg av grunnstoffer	53
5.3 Normalisering mot aluminium	54
5.4 Hvordan beregnes avvik fra normalen	56
5.5 Oppbygning av resultat og diskusjons-del	56
5.6 Dybdeprofiler	57
5.6.1 Fellestrekk Steinkjer	57
5.6.2 Fellestrekk Verdal	59
5.6.3 Fellestrekk for Stjørdal	61
5.7 Normalisering mot aluminium	62
5.7.1 Steinkjerelva	62
5.7.2 Verdalselva	75
5.7.3 Stjørdalselva	86
5.8 Sammenligning av elvelokalitetene	96
5.8.1 Sammensetning	96
5.8.2 Sedimenteringshastighet	97
5.8.3 Grenseverdier fra KLIF	97
5.9 Metodekritikk og diskusjon av feilkilder	101
5.9.1 Den informative verdien av sedimentprøvene	101
5.9.2 Innsamlingsmetoden og behandlingen av prøven	102
5.9.3 Dybdeprofiler og normalisering	102
5.9.4 Datering	103
5.9.5 Diskusjon av feilkilder	103
5.10 Kvalitetssikring/kvalitetskontroll	106
6. Konklusjon	111
	XI

7. Forslag til videre arbeid.....	113
Litteraturliste	115
Vedlegg 1: Fraksjon av totalt uorganisk materiale.....	ii
Vedlegg 2: Dybdeprofiler for den totale uorganiske fraksjonen	iii
Vedlegg 3: Korrelasjonskoeffisienter.....	v
Vedlegg 4: Dybdeprofiler Steinkjer	vi
Vedlegg 5: Dybdeprofiler Verdal.....	vii
Vedlegg 6: Dybdeprofiler Stjørdal	ix
Vedlegg 7: Normaliseringsprofiler Steinkjer	xi
Vedlegg 8: Normaliseringsprofiler Verdal.....	xix
Vedlegg 9: Normaliseringsprofiler Stjørdal	xxv
Vedlegg 10: Ekesmpler på utregninger	xxxii
Vedlegg 11: Historieprofiler	xxxiii
Vedlegg 12: Hovedsammensetninger.....	xxxiv
Vedlegg 13: Klimafigurer	xxxvi
Vedlegg 14: ICP-MS-målinger Steinkjer	xxxviii
Vedlegg 15: ICP-MS-målinger Verdal	xlvi
Vedlegg 16: ICP-MS-målinger Stjørdal.....	liv
Vedlegg 17: Risikoanalyse.....	lxii

1. Innledning

I Nord-Trøndelag drenerer flere store elver til Trondheimsfjorden. Noen av disse elvene renner gjennom områder hvor det har vært drevet gruvedrift, ulike industrivirksomheter og der hovedflyplassen i Midt-Norge, Thronheim lufthavn Værnes ligger. Kystsedimenter fungerer som oppsamlingsplass for materiale som føres med elver, luft, og materiale som produseres på grunn av biologisk aktivitet i vann og porevann, i tillegg til tilførsel fra antropogene kilder. Ved å ta dype kjerneprøver av sedimenter vil det være mulig å studere hvordan menneskelig aktivitet har endret sammensetningen i sedimenter på grunn av antropogen tilførsel av blant annet metaller.

Analysene gjort i denne masteroppgaven er en del av et større prosjekt som har som mål å studere sedimenter utenfor større elver i Trondheimsfjorden. I denne oppgaven er sedimentene utenfor Steinkjerelva, Verdalselva og Stjørdalselva studert. Oppgaven har tatt utgangspunkt i allerede foreliggende resultater fra tidligere innhenting av sedimenter utenfor disse elvene. Kjerneprøvene ble avkuttet, fryst, knust og dekomponert før de ble analysert med analyseinstrumentet «Inductively Coupled Plasma-Mass spectrometry» (ICP-MS), hvor konsentrasjoner av 65 ulike grunnstoffer ble oppgitt for de ulike oppkuttete prøvene, hvorav et utvalg av disse ble studert nærmere.

Resultatene fra ICP-MS er studert som funksjon av dyp for å fremstille tidsprofiler ved 2,5 km avstand fra elveutløpene. Fokuset har vært å avdekke historiske større naturlige og antropogene geokjemiske hendelser ved de ulike lokalitetene. Basert på ulik sammensetning ved ulike dybder av sedimentkjernene er ulike antropogene og naturlige geokjemiske hendelser knyttet til ulike dybder av sedimentet. Dette er gjort både ved å lage både dybdeprofiler med konsentrasjonen til grunnstoffene plottet mot dybden, og ved å lage profiler der grunnstoffene er normalisert mot aluminium og plottet mot dybden i sedimentet.

Resultatene fra de ulike elvene er sammenlignet med hverandre på relevante punkter, og er diskutert i lys av KLIFs forurensningskriterier.

2. Teori

2.1 Trondheimsfjorden

Elvene som er hovedkilden til det sedimenterte materialet som undersøkes i dette prosjektet renner alle ut i Trondheimsfjorden i Trøndelag. Noe som karakteriserer Trondheimsfjorden er stor tilførsel fra elvevann. Den mottar grovt sett 15 ganger mer nedbør via elvene enn direkte på overflaten (Sakshaug og Killingtveit, 2000, s.65). Fjorden er 130 km lang og er den tredje lengste fjorden i Norge. Fjorden starter ved Agdenes fyr, går østover mot Trondheim og deretter bøyer den seg i østlig og senere nordøstlig retning og når inn til Beistad i Nord-Trøndelag fylke. Fjorden har flere fjordarmer, er 3-5 km bred i den ytre delen og utvider seg i bredden der den bøyer østover. Flere folkerike områder ligger langs fjorden, spesielt i sør (Trondheim og Orkanger) og i øst (Stjørdal, Levanger, Verdal og Steinkjer) (Store norske leksikon, 2011). I flomtiden er Trondheimsfjorden brun i stedet for grønn fordi elvene fører med seg jord i stedet for bare leire fra isbreer. Elvene tar også med seg en del løste stoffer, blant annet næringsstoffer og metaller fra for eksempel industri og nåværende eller tidligere gruvedrift (Sakshaug og Killingtveit, 2000, s. 68-69).

Vannkvaliteten i vassdragene i Nord-Trøndelag er generelt sett god. Et av de største problemene i området har vært overgjødning, noe som blant annet fører til økt tilførsel av næringsstoffer til vassdragene. Tilførsel av organisk materiale til vann har også vært et problem. Mindre utslipp av gjødsel og siloanlegg har imidlertid ført til bedre vannmiljø. Noen landbruksområder har likevel fortsatt småvassdrag og sidebekker med høye konsentrasjoner av næringsstoffer og tarmbakterier. Avrenning fra gruver har også vært et problem i noen områder (Miljødirektoratet, 2013a). Blant annet er det i området fra Steinkjer til Verdal spor etter gruvedrift som ble avsluttet for over 100 år siden (Miljødirektoratet, 2013b). Utslipp fra gruver fører til tilførsel av spesielt kobber og sink. Dette er fortsatt situasjonen i øvre deler av Stjørdalsvassdraget (Miljødirektoratet, 2013b).

Tilførselen av metaller fra elvene er i Trondheimsfjorden stort sett ikke annerledes fra de andre norske fjordene, sett bort fra elva Orkla i Sør-Trøndelag (Sakshaug og Killingtveit, 2000, s. 75).

Tilføring av partikler kan være høy i jordbruksområder, der det er dyrket mark og leire. Raviner under marin grense, noe som er typisk for trøndelgasvassdragenes nedre del, kan produsere mye sediment (Sakshaug og Killingtveit, 2000).

2.2 Næringsliv i Nord-Trøndelag

Når det gjelder næringsliv har industrien i Nord-Trøndelag gjennom tidene generelt sett vært basert på lokale råvarer og skogbruk, jordbruk og meieridrift har vært viktige stikkord (Stugu, 2005). Det industrielle gjennombruddet i Norge kom i midten av 1870-tallet og utover (Store norske leksikon, 2013a). Nord-Trøndelag var imidlertid et av de minst industrialiserte fylkene selv etter andre verdenskrig, selv i handelssenteret Steinkjer var det lite industri. Den viktigste sysselsettingen innenfor industri etter krigen var skogbruk. I 1950 var derimot omtrent halvparten av menneskene i arbeid knyttet til jordbruk (Stugu, 2005). Landbruk er i dag en betydningsfull næring i Trøndelag. I Nord-Trøndelag er hele 21.8 % av befolkningen bosatt på landbruksområder. De viktigste næringene i Nord-Trøndelag er korn, grisehold, sauehold og ammekyr. Nord-Trøndelag produserer 11,1 % av melken i Norge, og er landets nest største melkefylke. En stor andel av de yrkesaktive i fylket er tilknyttet landbruksnæringen (Nord-Trøndelag fylkeskommune, 2010, s. 11-12).

2.3 Steinkjerelva

Steinkjerelva dannes ved sammenløpet av elvene Byelva fra nordøst og Ognå fra sørøst. Hele dette vassdraget har et nedbørsfelt på 2 143 km² og er 111,7 km langt. Steinkjerelva er ca 2 km lang og renner gjennom sentrum av Steinkjer i Nord-Trøndelag (Store norske leksikon, 2013b).



Figur 1: Omgivelser rundt Steinkjerelva (Kartverket, 2014)

2.3.1 Antropogene og naturlige påvirkninger gjennom tidene

I middelalderen var Steinkjerområdet stort sett preget av jordbruk. Antallet gårder økte stort fram til midten av 1300-tallet, da landet ble rammet av svartedøden og mange av gårdene ble stående folketomme. Gårdene ble tatt i bruk igjen etter et par hundre år, men antallet gårdsbruk i begynnelsen av 1500-tallet var bare 200 sammenlignet med 400 før 1350. I jordbruk var spesielt kornet viktig, og de vanligste husdyrene var kyr, sauer og geiter. I tillegg var det noen som drev med hold av griser og gjess. Fra 1600-tallet økte antall gårder igjen, og skogbruk og sagbruk tok til (Skevik, 2006).

Fra starten av 1800-tallet ble det startet potetdyrking i Steinkjerområdet. Det skjedde en kraftig utvikling i Steinkjerområdet i siste del av 1800-tallet, og rundt 1900 var området på vei mot et moderne samfunn. En viktig årsak til dette var at stedet hadde fått tittelen ladested og det førte til blant annet økt skipstrafikk til og fra Steinkjer (Skjei, 2006).

Bondesamfunnet var mot slutten av 1800-tallet i sterk endring, og ved starten av 1900-tallet startet bruken av kunstgjødsel. Det var også tegn til begynnende industrialisering, der utviklingen av meierivesenet dominerte. Det første meieriet ble bygget i 1847. Stedet hadde utviklet seg fra åkermark til et handelssentrum. Innenfor jordbruk ble både materialet og bruken av kunstgjødsel utvidet. Det første teglverket kom til distriktet i midten av 1800-tallet. Mot slutten av århundret startet utbygging av veinettet i området (Skjei, 2006).

I 1900 var det en stor bybrann i Steinkjer. Denne brannen raserte store deler av sørsiden av byen. Den ble imidlertid bygget opp igjen kort tid senere (Sandvik, 2006).

Starten av 1900-tallet var preget av utbygging av jernbanenettet i Nord-Trøndelag, og det var generelt mye anleggsarbeid i området. Åpning av jernbanen fra Stjørdal til Levanger skjedde i 1901. I 1904 var jernbanen ferdig utviklet til Verdal, og i 1905 åpnet Hell-Sunnansbanen (Ystgaard, 2006).

Steinkjer ble hardt rammet under andre verdenskrig. 21 april 1940 ble det sluppet bomber over store deler av byen og brann blusset opp. Etter bombingene var 80% av byen totalskadd. Årene etter krigen var preget av mye gjenreisning og byggeaktivitet (Sandvik, 2006)

Det ble drevet gruvedrift i Ogdal fra 1770-årene. Her ble det utvunnet kobberkis og svovelkis (Skjei, 2006). I Verran, vest for Steinkjer, ble det i 1906 funnet jernmalm. Dette førte til opprettelsen av en jernmalmgruve der driften foregikk frem til 1997 (Verran kommune, 2011)

Steinkjer er i dag Norges nest største jordbrukskommune (Nordtug, et al., 2000).

Jordbruksproduksjonen er særlig stor innenfor produksjon av korn og melk. Industrien i området baserer seg på produkter fra jordbruk og skogbruk. Derfor har slakteri, fordelingsindustri og trevareindustrien en stor del av sysselsettingen innenfor industri (Rosvold og Stokkan, 2014 a). Steinkjer er i dag den kommunen i Nord-Trøndelag med nest høyest innbyggertall etter Stjørdal. Steinkjer er også et viktig handelssentrum i fylket, og var det alt i vikingtiden (Rosvold og Stokkan, 2014 b).

2.4 Verdalselva

Denne elva ligger i Verdal kommune i Nord-Trøndelag, og består av de siste 20 km av Verdalsvassdraget (Berger og Bremset, 2005). Den dannes ved sammenløpet av de to elvene Helgåa fra Veresvatnet og Inna fra Innsvatnet som begge har tilløp fra Sverige. Elva munner ut i havet ved Verdalsøra i indre Trondheimsfjord (Store norske leksikon, 2013c).



Figur 2: Omgivelser rundt Verdalselva (Kartverket, 2014)

Elva har blitt påvirket av flere skred og utglidninger, blant annet Verdalskredet, som skjedde i 1893 (Store norske leksikon, 2013c). Dette raset førte til at delen av vassdraget som heter Helgåa endret løp (Berger og Bremset, 2005). Raset strakk seg over 2,6 km², og sendte 55 millioner kubikkmeter leire ut i fjorden. Dette tilsvarer rundt 60 års gjennomsnittlig sedimentering (Sakshaug og Killingtveit, 2000). Det var også et stort leirras i 1995, og en stor flom i månedsskiftet januar-februar 2006. Disse hendelsene har hatt innvirkning på elveleiet og dets plante- og dyresamfunn (Berger og Bremset, 2005).

Nedbørsfeltet til Verdalselva er stort og inneholder berggrunn med flere bergarter fra den kaledonske fjellkjeden (grønnstein, glimmerskifer og fyllitt) (Geodatasenteret, Miljødirektoratet, 2007) Nedbørsfeltet til hele Verdalsvassdraget er på 1464 km² (Berger og Bremset, 2005). Mye av området til Verdalselva ligger under marin grense (190-200 moh.) og det er store områder med hav- og fjordavsetninger der det tidligere har vært store leirskred. Deltasletten til elva har en del hevede terrasser som nå for det meste er bebygget område. Deltaplattformen ut i sjøen utenfor utløpet danner store tidevannsflater og har tidevannsløp og bølgedannede banker. Trolig har deltaet slak front ut i sjøen og er delvis preget av transport av suspensjon av finkornet materiale fra avsetningene lenger opp i dalen (Geodatasenteret, Miljødirektoratet, 2007). Den nedre delen av Verdalsvassdraget har betydelige avsetninger av leire og silt (Berger og Bremset, 2005).

Avrenningsregimet i Verdalsvassdraget har innlandskarakter, noe som vil si at det er dominerende vårflom i april-juni og lavvann om vinteren. I tillegg er det høyere avrenninger i perioder om høsten i september-november (Berger og Bremset, 2005).

2.4.1 Antropogene påvirkninger gjennom tidene

Verdal er en av de største jordbrukskommunene i Nord-Trøndelag. Leiravsetningene i området har dannet områder for de beste jordbruksarealene i Trøndelag. Her drives betydelig korndyrkning og hold av storfe og svin (Thorsnæs og Rosvold, 2014). Området nord for Verdalselva er brukt til dyrket mark som grenser mot elva. Den sørlige delen av området er preget av store inngrep og på nordsiden ligger det noen steinfyllinger. På grunn av store grusuttak i øvrige deler av elva og et stort antall forbygninger er elvas massetransport kraftig redusert (Geodatasenteret, Miljødirektoratet, 2007).

Siden andre verdenskrig har Verdal hatt betydelig befolkningsvekst, som var spesielt høy i 1970-årene. I perioden 2003-2013 økte folketallet med 6,2% (Thorsnæs og Rosvold, 2014). E6 går over elva med en bro i nedre del av elva (Geodatasenteret, Miljødirektoratet, 2007). På Verdalsøra ligger en moderne havn som kan ta imot store båter (Thorsnæs og Rosvold, 2014).

I slutten av 60-tallet var Aker interessert i å bygge oljeletingsplattformer og var ute etter et passende sted for dette. Verdal, som noen år tidligere hadde startet bedrifter som arbeidet med stålkonstruksjoner ble ansett som et passende sted å starte med byggingen. I 1971/72 startet arbeidet for fullt i Verdal, og det var skapt storindustri og mange arbeidsplasser (Stugu, 2005).

I samme område som havna ligger i dag et industriområde på ca 900 daa. I dag produserer bedriften som ligger der oljerigger og det ligger også en fabrikk for betongelementer og en metallkonstruksjonsbedrift der (Thorsnæs og Rosvold, 2014).

I 2005 fikk Verdalsvassdraget status som «Verna Vassdrag». På sørsiden er området vernet som naturreservat og på nordsiden er deltaområdet vernet som fuglefredningsområde (Geodatasenteret, Miljødirektoratet, 2007).

2.5 Stjørdalselva

Denne elva renner gjennom Meråker og Stjørdal kommune i Nord-Trøndelag og munner ut i havet ved Hell i Stjørdal kommune. Elva har største lengde 70 km og har et nedbørsfelt på

2111 km². Kildeelva til Stjørdalselva heter Tevla og kommer fra svensk side. Elva skifter navn til Stjørdalselva etter forening med elva Torsbjørka ved Meråker. Stjørdalselva har også noen store sideelver: Kopperåa, Funna, Forra fra nord og Dalåa, Torsbjørka og Sona fra sør (Store norske leksikon, 2013d).

Geologien i nedbørsfeltet til Stjørdalselva er preget av de samme bergartene som nedbørsfeltet til Verdalselva. Disse bergartene omfatter grønnstein, glimmerskifer og fylitt (Norges geologiske undersøkelse, 2014).



Figur 3: Oversiktsbilde Stjørdal (Kartverket, 2014)

2.5.1 Antropogene påvirkninger gjennom tidene

Stjørdalselva er påvirket av tungmetallavrenninger fra gruvene som ligger i nedbørsfeltet til elva. Det er flere gruver som ligger i Meråkerfeltet og påvirker derfor Stjørdalselva. Glisåa gruve er et eksempel på dette. Den er en underjordsgruve som ligger på vannskillet mellom Glisåa/Stjørdalselva og Løsøja/Nea. Mest betydelig avrenning består i kobber. Gruven ble åpnet første gang i 1771 (Miljødirektoratet, 2013 c).

Et annet eksempel er Lillefjell, som er Meråkerfeltets hovedgruve. Den ble drevet som kobbergruve frem til 1920, og har også ført til avrenning av sink i tillegg til kobber. Det er registrert sur avrenning fra velter ved denne gruva (Miljødirektoratet, 2013 c). Gruvedriften ved Lillefjell gruver startet i 1760 (Rui, 2009). I elva Gilsåa, som renner til Stjørdalselva, er det fortsatt påvist tungmetallkonsentrasjoner over naturlig bakgrunnsnivå. I Stjørdalselva er det målt 6 mikrogram kobber og 13 mikrogram sink per liter (Miljødirektoratet, 2013 c).

Stjørdal er i dag en av de største jordbruksbygdene i Trøndelag og det drives med korn- og potetdyrking, i tillegg til hold av storfe og høns. Kommunen er også en av Nord-Trøndelags største skogbrukskommuner (Askheim, 2011).

Trondheim lufthavn Værnes ligger i Stjørdal kommune, og er både en militær flystasjon og sivil flyplass (Store norske leksikon, 2009). Første flygning på denne flyplassen fant sted 26. mars 1914. Det første kontrolltårnet ble bygget på flyplassen ca 1920 og det andre ble oppsatt i 1939/1940 (Løkken, udatert). Okkupasjonsmakten bygget i løpet av andre verdenskrig tre betongrullebaner på Værnes. Den sivile lufthavnsdelen sto klar 21. oktober 1961 (Olsen, 2009). Flyplassen opplevde stor utvikling i den sivile luftfarten og 5 desember 1965 ble en ny terminal derfor åpnet. Veksten i den sivile luftfarten fortsatte å øke, og en tredje terminal ble åpnet i 1982. Den andre og tredje terminalen ble senere satt sammen. 15 november 1994 ble en fjerde terminal åpnet på Værnes (Løkken, udatert). Ved lufthavnen ligger det i dag også en militær øvingsstasjon der hjemmevernssoldater utdannes (Forsvaret, 2013).

2.6 Teori vann

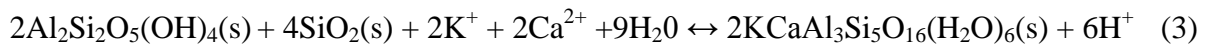
2.6.1 Sammensetning av naturlig vann

Hav og innsjøer er produkter av store syre-basetitreringer ved tidlige stadier av jordas dannelse. I havvann er den viktigste anionspecien klorin, i motsetning til karbonat, sulfat og

silikat i ferskvann. De viktigste kationene er natrium, mens det er kalsium i ferskvann. Havvann inneholder ca 2000 ganger mer oppløst salt enn ferskvann. Havvann er en oppsamlingsplass for mange stoffer involvert i geokjemiske prosesser, i tillegg til stoffer fra menneskelig aktivitet (De, 2003).

Havvann er i konstant interaksjon med atmosfæren, biosfæren og sedimentene. pH i havvann ligger normalt på 8,1 +/- 0,2 og redokspotensialet (pE) ligger på 12,5 +/- 0,2 mV (De, 2003)

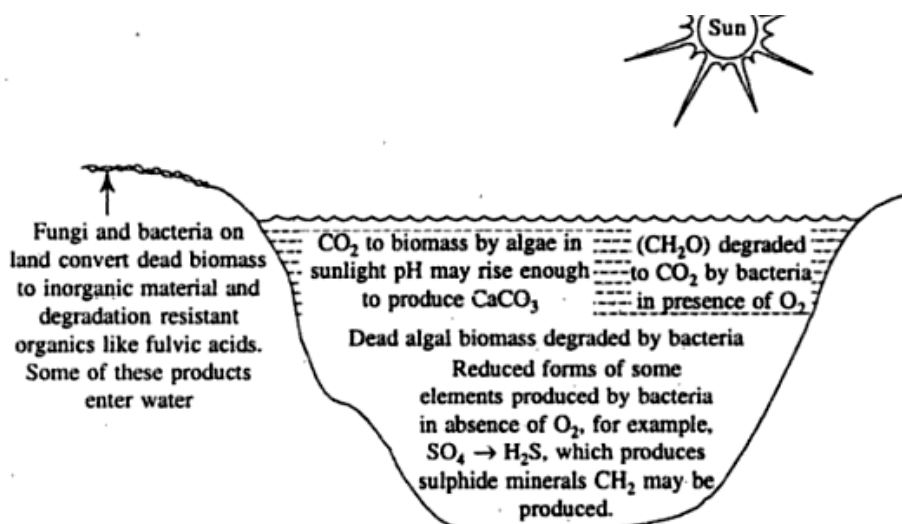
Viktige systemer i havvann er blant annet bufferaktiviteten til karbonatsystemet, jf. ligning 1 og 2, og ionebyttelikevekten mellom oppløste kationer og silikater i marine sedimenter, jg. Ligning 3 (De, 2003).



Sammensetningen til naturlig vann varierer sammen med vannets reaksjoner med syrer og baser, altså pH. Konsentrasjonen av hydrogenioner (H^+) er viktig med tanke på alle kjemiske reaksjoner som assosieres med dannelsen, endringen og oppløsningen av mineraler i vann.

Biologiske prosesser er også med på å endre pH i vann. Sur nedbør kan forstyrre protonbalansen i vann- og jordsystemer, derfor endre pH. Syrer kan også komme inn i vannsystemer via for eksempel avrenning fra industri (Stumm og Morgan, 1996, s. 88).

Mikroorganismer, bakterier og sopp er viktige levende katalysatorer for mange kjemiske prosesser i vann og jord. I vann er alger de primære produsentene av biologisk organisk materiale i vann. Alger klassifiseres som «produsenter», mens sopp og bakterier klassifiseres som «redusenter» jf. figur 4, siden de dekomponerer kjemiske komponenter til enklere specier for å bruke de til egen vekst og metabolisme (De, 2003).



Figur 4: Effekter av mikroorganismer på kjemien til vann (De, 2003)

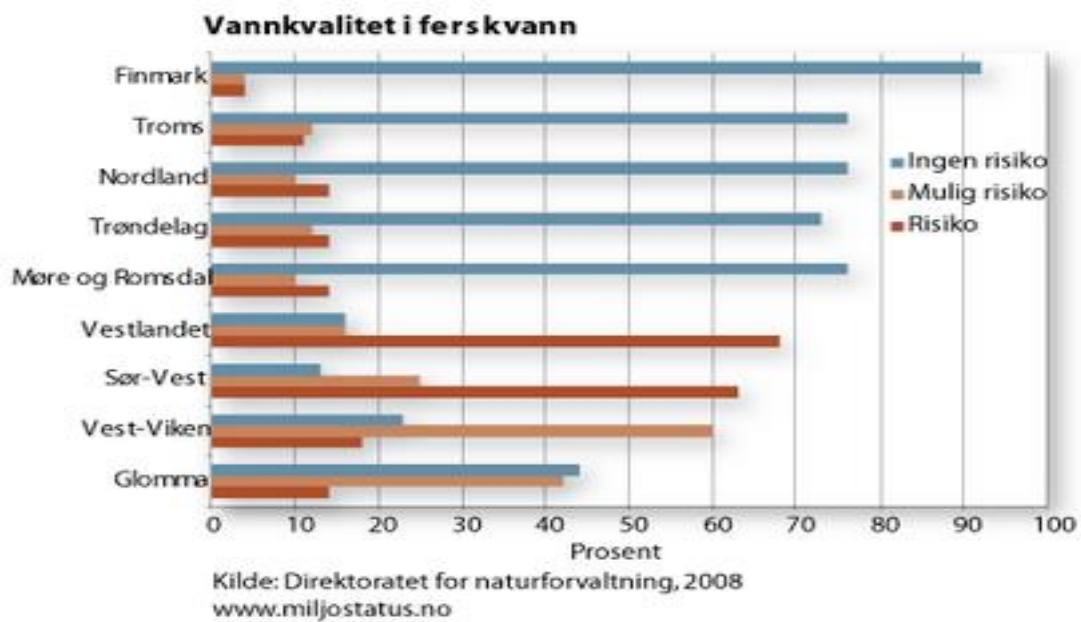
2.6.2 Vannforurensning

På verdensbasis er den potensielle tilstedeværelsen av kjemiske forurensninger, som organiske og uorganiske kjemikalier, tungmetaller fra industri, urban avrenning og jordbruk, en pågående bekymring når det gjelder vannkvalitet (Manahan, 2010, s.159).

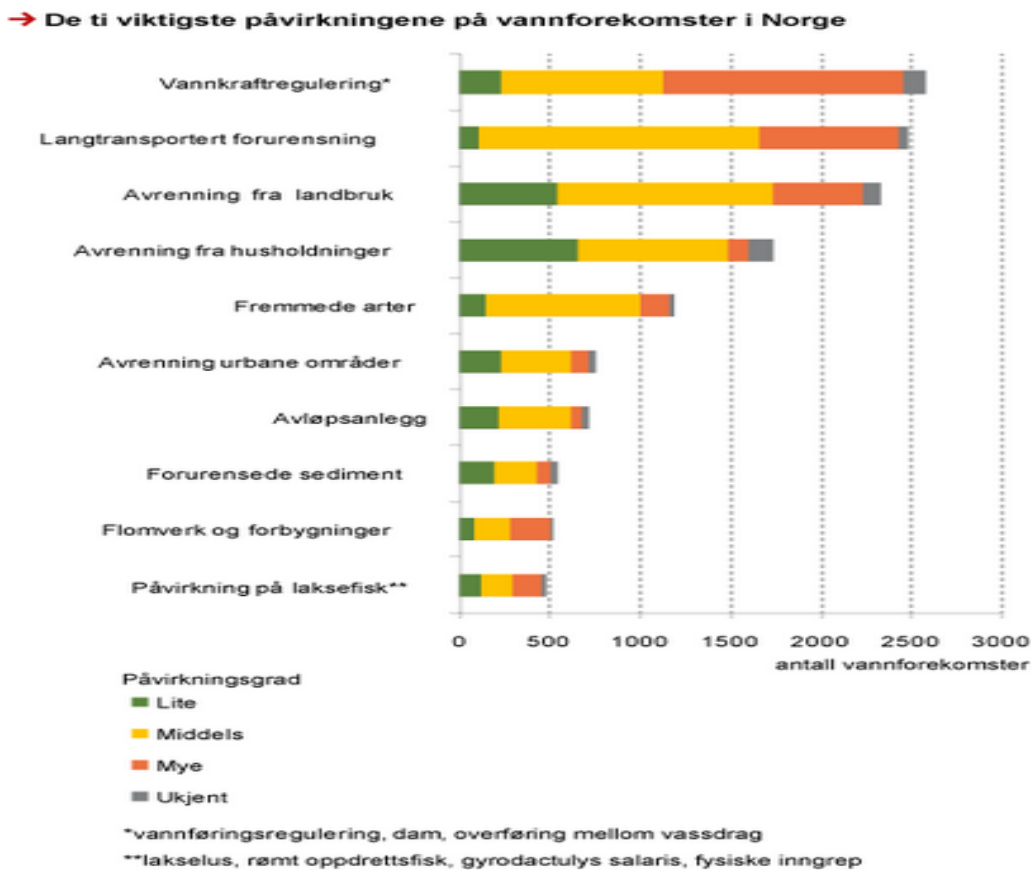
Kilder til vannforurensning deles inn i to grupper som kalles punktkilder og ikke-punktkilder. Punktkilder entrer miljøet ved et enkelt utslippspunkt som er lett å definere. Disse kan vanligvis knyttes direkte til menneskelig aktivitet og et eksempel på en punktkilde kan være utslipp av kloakk. Ikke-punktkilder kan ofte være vanskelige å overvåke og kommer fra bredere områder. Eksempel på en ikke-punktkilde kan være vann som er forurenset på grunn av gjødsling (Manahan, 2010, s. 413).

Felles for mange av de norske vassdragene er derimot at de er preget av forholdsvis lite menneskelig påvirkning, jf. figur 5 (Miljødirektoratet, 2011). Norske elver og innsjøer er likevel påvirket av menneskelig aktivitet til en viss grad, og det er tre hovedgrupper for påvirkninger; forurensning, fysiske endringer og biologiske påvirkninger. Med forurensning menes både punktkilder, diffus avrenning og langtransporterte forurensninger. De fire viktigste årsakene til at en elv eller innsjø ikke har god miljøtilstand i Norge i dag er vannkraftregulering, langtransportert forurensning, forurensning fra landbruket og spredt avløp fra husholdninger, jf. figur 6. Det må merkes at det er store regionale forskjeller på

langtransportert luftforurensning. Påvirkningen er størst i Sør-Norge. (Miljødirektoratet, 2012)



Figur 5: Vannkvalitet på ferskvann i Norge (Miljødirektoratet, 2009)



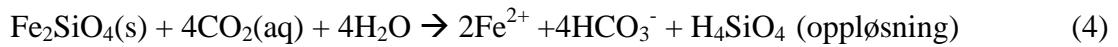
Figur 6: De ti viktigste påvirkningene på vannforekomster i Norge (Miljødirektoratet, 2012)

Det er et toveis forhold mellom forurensning mellom geosfære og vann. På den ene siden vil forurensningsstoffer i vann føre til forurensede sedimenter, for eksempel med tungmetaller eller PCB. På den andre siden vil også geosfæren kunne forurense vannet ved for eksempel syre som dannes av eksponerte metallsulfider (Manahan, 2010, s. 412).

2.6.3 Metaller i vann

Metaller i vann kommer hovedsakelig fra 3 kilder; som konsekvens av geokjemi i berggrunn i nedfallsområdet, antropogen forurensning og elvekjemien. (Stumm og Morgan, 1996, s.645). Geokjemien i nedfallsområdet kan påvirke innholdet av metaller i vann på grunn av værprosesser på berggrunnen (erosjon). Kjemisk sett kan erosjon sees på som resultatet av tendensen til vann og berg til å opprettholde likevekt. Dette skjer gjennom de kjemiske prosessene: oppløsning/utfelling, syre-basereaksjoner, kompleksering, hydrolyse og oksidasjon-reduksjon. Disse prosessene skjer raskt i nærvær av vann, siden vann er en aktiv substans i erosjon og inneholder viktige stoffer for erosjon. Eksempler på slike stoffer er CO₂, O₂, organiske syrer, svovelsyrer og nitrogenholdige syrer. Eksempel på en reaksjon som kan

påvirke konsentrasjonen av jern i vann er oppløsningen av et jern(II)-mineral, etterfulgt av oksidering av jern(II) til jern(III), jf. ligning 4 og 5 (Manahan, 2010, s. s. 396-397)



Disse to reaksjonene trenger ikke å skje på samme sted, og kan derfor føre til transport av jern fra sin opprinnelige plassering. De viktigste stoffene som gjennomgår oksidering er jern, mangan og svovel (Manahan, 2010, s. 396-397).

En annen eksempelreaksjon er oppløsningen av karbonatmineral med kalsium, jf. ligning 6.



Denne typen reaksjoner bestemmer i stor grad sammensetningen av løste stoffer i overflate- og grunnvann (Manahan, 2010, s. 397).

Antropogen forurensning kan være avrenninger eller atmosfærisk nedfall og med elvekjemi menes adsorpsjon av metallioner til partikler og andre overflater og avsetning i sedimenter (Stumm og Morgan, 1996, s. 654).

De fysiologiske, økologiske og toksikologiske effektene av metaller er vanligvis veldig strukturspesifikke, og specien til metallet påvirker derfor den kjemiske oppførselen og påvirkningen metallet har i et vannsystem. Et eksempel kan være om metallet er giftig eller ikke, eller om det er biotilgjengelig eller ikke (Stumm og Morgan, 1996, s. 632).

2.6.4 Elvevann

Noe som er spesielt med elvevann er at siden gravitasjonen trekker elvevannet nedover blir den fysiske bevegelsen til stoffer i vannet preget av adveksjon. Dette fører til at stoffene raskt blir blandet og fortynnet. Turbulent blanding og diffusjonstransport av løste specier og kolloidepartikler bidrar også til utblanding av stoffene. Dette fører til at stoffer som kommer til vannet i en samlet form raskt vil bli utblandet og spres på vei nedover elva (Manahan, 2010, s. 122).

2.6.5 Porevann

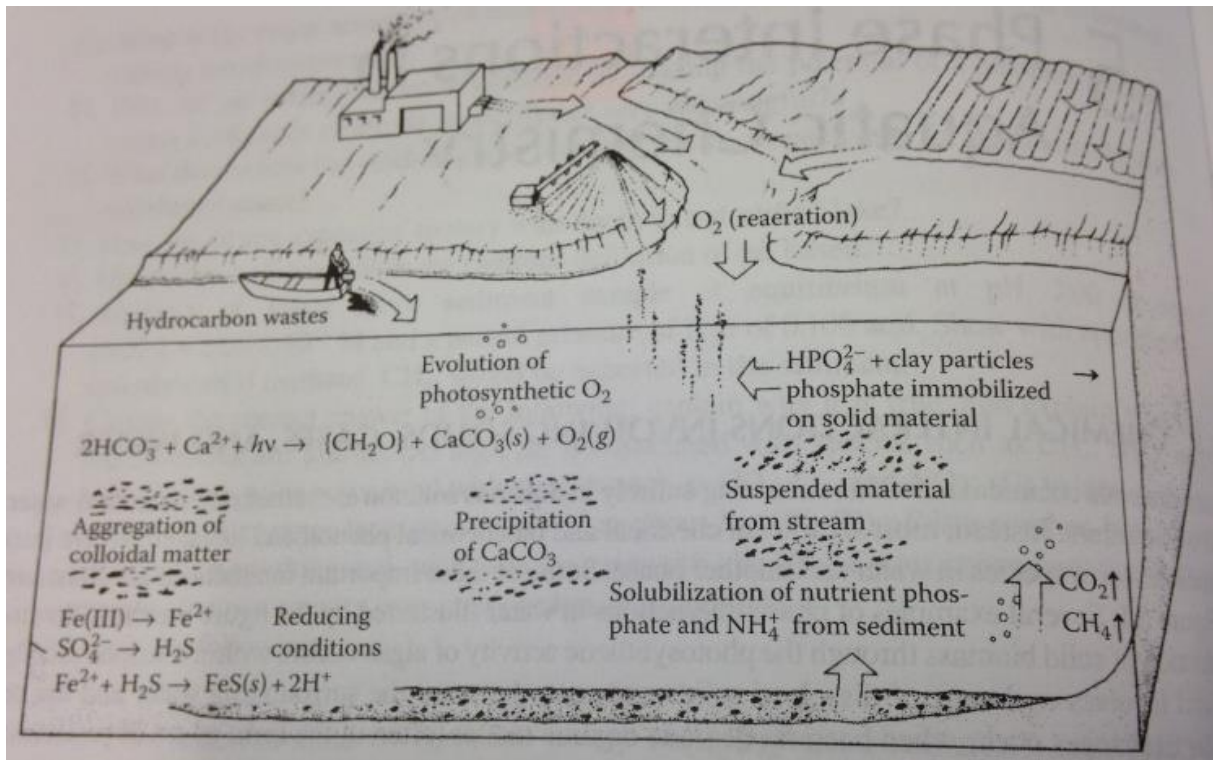
Vannet som ligger i sedimenter og reflekterer de kjemiske og biokjemiske betingelsene i sedimentene kalles porevann. Dette vannet inneholder løselige organiske komponenter, specier som kan reduseres og oksideres, reduserte metallioner og næringsstoffer som for eksempel NH_4^+ . Stoffene i porevannet er produkter av dekomponering og mineralisering av biomasse fra plankton på grunn av aktiviteten til anoksiske bakterier i sedimentene. Sirkulasjonen i porevannet er begrenset, og i sedimentoverflaten er det mer oksygen løst i vannet og oksiderte former dominerer. Lenger ned er det derimot reduserte former som dominerer (Manahan, 2010, s. 121).

2.7 Sedimenter

2.7.1 Dannelse av sedimenter

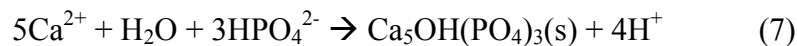
Sedimenter er sammensatt av relativt finfordelt materiale, som leire, slam og sand blandet med organisk materiale (Manahan, 2010, s.104). Materialet som sedimenteres kommer fra erosjon av berggrunnen, mobilisering og erosjon av jord og elvebredder og massebevegelser av antropogene partikler og biologisk materiale. Viktige bidragsytere til biologisk materiale er for eksempel trær langs elvebredden, planter i vannet og fisker. (Westrich og Fröstner, 2007, s. 34). Når materialer kommer ut i elver og andre vannreservoarer vil det etter en tid legge seg som lag av sediment på bunnen (Manahan, 2010, s.104). Faktorer som påvirker elvekjemien eller kvaliteten av ferskvannet vil derfor påvirke sammensetningen og kvaliteten til sedimentene.

I tillegg til avsetninger via gravitasjon av større partikler eller materiale kan sedimenter dannes ved enkle utfellingsreaksjoner i vann, jf. figur 7. Det vil si at både biologiske, fysiske og kjemiske prosesser kan føre til avsetninger av sedimenter i de nederste delene av vannet (Manahan, 2010, s.104).



Figur 7: De viktigste kjemiske prosessene i miljøet som fører til dannelse av sedimenter (Manahan, 2010)s. 104

Ligning 7 og 8 viser eksempler på utfellingsreaksjoner som kan føre til dannelse av sediment (Manahan, 2010, s105).



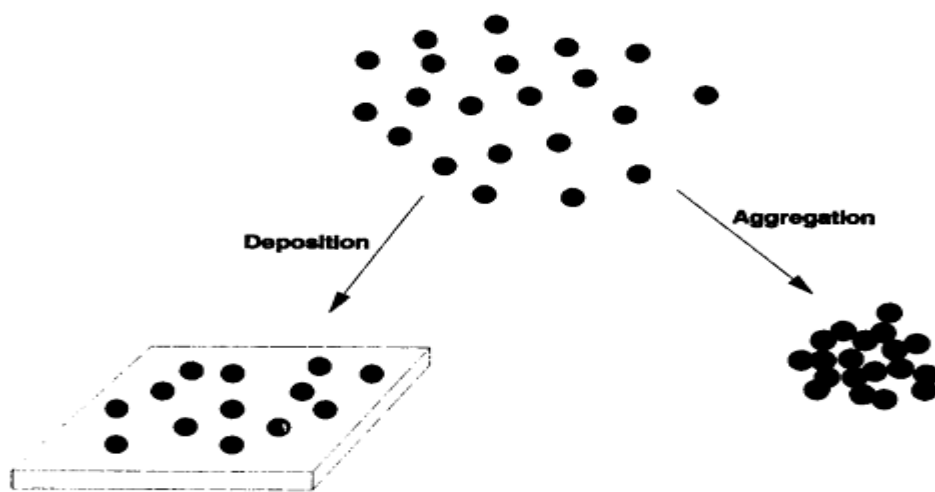
Denne utfellingsreaksjonen kan skje dersom vann rikt på fosfat kommer inn i vann med høyt innhold av kalsium. Oksidering av reduserte former av et stoff kan føre til utfelling av uløselige stoffer, som for eksempel oksidering av jern(II) til jern(III) (Manahan, 2010)s105:



En annen type prosess som fører til dannelse av sediment er aggregering av partikler, jf. figur 8. Denne prosessen deles inn i koagulering og flokkulering. I utgangspunktet vil ikke partikler aggregerer på grunn av den elektrostatiske frastøtningen fra det elektriske dobbeltlaget i partiklene. Dersom partiklene koaguleres vil den elektrostatiske frastøtningen reduseres og kolloidale partikler av identisk materiale kan aggregerer. Dersom partiklene flokkuleres brukes

det brobindende forbindelser som danner kjemiske bundede linker mellom partiklene og de settes sammen i store masser som kalles flokker (Manahan, 2010, s.113).

Hydrofobe kolloider (små partikler) blir gjerne koagulert dersom det finnes mengder salt i vannet som fører til ioner i løsning. Ionene reduserer den elektrostatiske frastøtningen i så stor grad at partiklene vil aggregere. Denne formen for aggregering er spesielt viktig i elveutløp der sedimentlastet ferskvann kommer til havet og danner deltaer i utløpet til store elver (Manahan, 2010, s113-114).

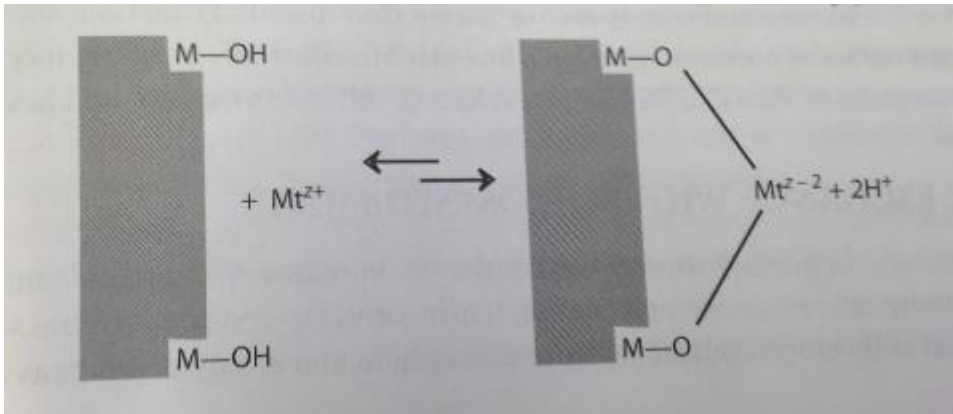


Figur 8: Aggregering og avsetning av suspendert materiale (Elimelech, et al., 1995)

Aggregering av kolloider er viktig for å bestemme transporten og skjebnen til forurensninger i naturlig vann. Hvor raskt partikler sedimenteres vil avhenge av naturen til aggregatene som dannes. For eksempel vil sedimenteringen avhenge av størrelsen på aggregatene og partiklene (Elimelech, et al., 1995, s. 4-6).

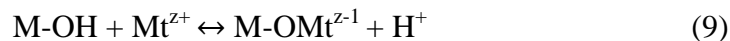
Generelt sett vil partikler mindre enn $1\mu\text{m}$ avsettes veldig sakte. Kolloidale partikler vil derfor være i oppløst stadium over lengre tid, mens suspenderte partikler raskt vil fjernes fra løsninger via sedimentering på grunn av tyngdekraften. Prosesser på overflaten til partikler er også avhengig av størrelse. For små partikler (mindre enn $1\mu\text{m}$), med stort overflateareal per volum, vil prosesser som for eksempel adsorpsjon være mer signifikant. Derfor er interaksjoner mellom partikler proporsjonale med partikkelstørrelse (Elimelech, et al., 1995).

Eksempler på adsorpsjon på en overflate kan være at metalloksidoverflater binder med metallioner i vann, jf. figur 9 og ligning 9 (Manahan, 2010, s.115).



Figur 9: Binding av metallioner på en metalloksidoverflate (Manahan, 2010)s.115

Binding av metallioner på en metalloksidoverflate kan beskrives som i ligning 9.



Leire og andre uorganiske faststoff-overflater oppfører seg antakeligvis på samme måte som metalloksider (Manahan, 2010, s115).

Suspensjon- og deponeringsoppførselen til små partikler i elver har mye å si for den miljømessige relevansen til partikler. De avhenger av flere fysisk-kjemiske faktorer: væskestrøm, partikkelstørrelse, overflateladning til partikler, ionestyrke og konsentrasjon av organisk materiale. Små partikler kan reagere med organiske og uorganiske forurensningsstoffer, og legge til rette for deres transport i vannsystemer. De kan også føre til immobilisering av forurensningspartiklene på grunn av sedimentering (Westrich og Fröstner, 2007).

Biologisk aktivitet spiller også en rolle for dannelse av sediment. Noen former for bakterier produserer store mengder jern(III)oksid. I tillegg vil det i de anoksiske områder i nærheten av sedimentene være noen bakterier som bruker sulfat som elektroakseptor og danner huydrogensulfider, jf. ligning 10 (Manahan, 2010, s105).



Mens andre bakterier reduserer jern(III) til jern(II), jf. ligning 11 (Manahan, 2010, s.105).



Disse produktene kan reagere med hverandre og danne fast stoff som kan felle ut som sediment, jf ligning 12 (Manahan, 2010, s.105).



2.7.2 Sedimentenes egenskaper

Sedimenter er en vesentlig og dynamisk del av akvatiske systemer og spiller en viktig rolle i den hydrologiske funksjonen av elvebassengene. I tillegg får mange organismer nødvendige substrater fra sedimentene. Sedimentene og samspillet mellom sediment og vann spiller derfor en viktig rolle for økosystemer i vann (Westrich og Fröstner, 2007, s. 34).

Det finnes ulike typer sedimenter, som deles inn på grunnlag av kornstørrelse. Hovedtypene av sedimenter er; sand (0,125mm-1mm), silt (2 µm-62,5µm) og leire (<2µm). (Sakshaug og Killingtonveit, 2000, s.17). Miljøet rundt sedimenter er oftest anoksisk (oksygentomt) og sedimentene befinner seg i reduserende miljø og lekker kontinuerlig i de øverste lagene. Sedimenter har ofte et høyt innhold av organisk materiale (sammenlignet med jord). En av de viktigste egenskapene til sedimenter er deres evne til å utveksle kationer med omgivelsene i vann. Mengden kationer som blir sorbert i sedimenter varierer med saltkonsentrasjon og pH (Manahan, 2010, s.117).

2.7.3 Transport av sedimentpartikler i elvemunningen

Det området der sedimentpartikler transporteres fra elver til hav og der elva og havet møtes kalles elvemunning. På grunn av blandingen av ferskvann og saltvann i elvemunningen får den unike kjemiske og biologiske egenskaper. Elvemunningen er forplantningsområde for mye av det marine livet, og bevaringen av den er derfor viktig (Manahan, 2010, s. 52).

På vei ned elva vil distribusjonen av partikler i forskjellig størrelse endres kontinuerlig på grunn av avsetning, re-erosjon og transport. Konsentrasjonen av suspendert sediment i elvemunningen vil generelt sett være høy. Partiklene er oftest finkornede, er tilbøyelige for flokkulering, og har høyt innhold av organisk materiale. De største partiklene fra elva vil avsettes på elvesletten, mens de finere partiklene fraktes til elvemunningen. Prosessene i

elvemunningen vil fungere som et filter på tilførsel fra elvene, og sedimentet kan blandes med sediment fra havet. Det vil også kunne skje kjemiske endringer som kan føre til at overflateegenskapene til partiklene endres. Dette kan igjen påvirke deres avsetning og opptak av forurensninger. Strømmer og tidevannssykluser i havet kan fungere som en sorteringsmekanisme på partiklene som når elvemunningen, og fine og grovere korn vil kunne bevege seg i forskjellige retninger (Perillo, 1995).

I tillegg til at suspendert materiale kan flokkuleres av uorganiske salter og organiske forbindelser i elvemunningen vil de også kunne aggregeres av organismer. Dette kan for eksempel være organismer som filtrerer vann i elvemunningen eller lever i sedimentene. Et eksempel på en slik organisme er østers. Organismer agglomererer partikler i finkornet suspendert materiale til små klumper som har større avsetningsrate enn de finkornede partiklene. Noen organismer kan også ta opp partikler fra sedimentene og slippe de ut i høyere deler av vannet (Nelson, 1972).

Det er ofte ønskelig å ta sedimentprøver i fjordområder, slik som ved en elvemunning. Fjordområder har en rekke egenskaper som gjør at de egner seg for studie av sedimenter: Fjorder med isfelt eller isbreer i innlandet, også kalt aktive fjorder, har høy sedimenteringshastighet av organisk materiale. I tillegg vil de bratte kystlinjene utelukke komplikasjoner i kystsonemiljøer. Det finnes vanligvis også bare én sedimentkilde, for eksempel en elv. De trange armene i fjorden vil i tillegg begrense spredningen av tilførselen fra elva, som gjør at massen beveger seg i kun to dimensjoner. Sist vil bevegelsen av sediment kunne utelukkes på grunn av dypt, omtrent stilleliggende vann noe som fører til at avsetning av sediment stort sett stammer fra suspensjon (Syvitsky og Murray, 1981).

2.7.4 Kvantitet av sediment og sedimenteringshastighet

Mengden sediment som avsettes og transport av sedimentpartikler avhenger av tre grupper av faktorer som er forbundet med hverandre. Den første gruppen faktorer er landskapets tendens til å erodere. Disse faktorene består av geologi, jordtype, overflatemateriale, topografi og dreneringsnettverk. Den andre gruppen faktorer er faktorer som fasiliterer den fysiske bevegelsen til sedimentpartikler fra kilde til reseptor (for eksempel elv eller annen vannansamling). Disse faktorene er intensitet og mengde nedbør og snøsmelting. Den tredje gruppen faktorer består av antropogene faktorer som modifierer den naturlige mottakeligheten til landskapet for å erodere og transportere sediment. Erodering inkluderer

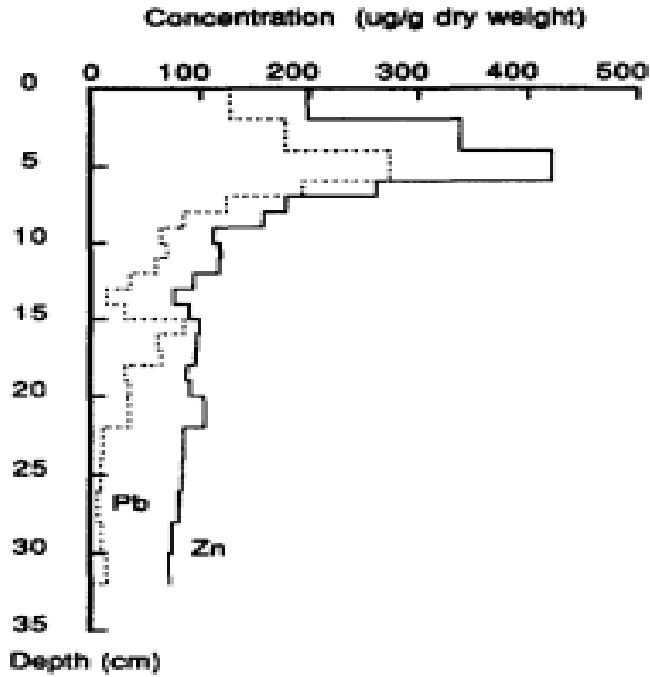
bruk av land og administrering (hugging av skog, kultivering og kunstig drenering). Innenfor transport inkluderes bruk av elven og administrering (kanalisering, bygging av dammer etc.). Store variasjoner i disse faktorene fører til at det er variasjoner i mobiliseringen av sedimentpartikler, sedimenttilførsel og sedimentpartikkeltransport både innenfor en og samme elv og mellom forskjellige elver. I tillegg er det tidsmessige variasjoner i kreftene som driver sedimentproduksjon. (Westrich og Fröstner, 2007, s. 36).

Avsetningen av sediment er høyere i flatere landskap og der elven renner saktere (Westrich og Fröstner, 2007, s. 34). Generelt sett vil sedimenteringshastigheten i kystområder være relativt høy. Grunnen til dette er den høye tilførselen av materiale fra erosjon som kommer fra elver (Ruiz-Fernández, et al., 2003).

2.7.5 Sedimenter som reservoar

Siden sedimentene er en oppsamlingsplass for materiale blir det et reservoar av forskjellige biologiske og kjemiske avfallsstoffer og avfallsstoffer fra forurensning og er oppbevaringssteder for miljøgifter. Eksempler på miljøgifter kan være tungmetaller og giftige organiske forbindelser. Dette er urovekkende og spesielt farlig for organismer som tilbringer store deler av livet enten ved eller i sedimentene. Overføring av miljøgifter mellom organismer kan skje enten direkte fra sedimentene eller via vannløsningen som befinner seg i nærheten av sedimentet. Den porsjonen av stoffer som er mest tilgjengelig for organismene i vannet er den som finnes i porevannet i mikroskopiske porer i sedimentmassen (Manahan, 2010, Kap 5).

Dersom sedimentet forblir urørt kan man lage en historieprofil ved å studere de forskjellige lagene i sedimentene (Manahan, 2010, s 123). Dette kan gjøres siden sedimenter har så høy adsorpsjonskapasitet og studier av sedimenter vil derfor kunne brukes til å studere endringen i forurensning (Valette-Silver, 1993). For eksempel kan man måle den økte mengden av tungmetaller som konsekvens av økt menneskelig aktivitet ved å lage historiearkiv ut fra sedimentprofiler. I slike profiler plottes konsentrasjonen av metallet mot dybden i sedimentet, og kan kalles en dybdeprofil (Stumm og Morgan, 1996, s. 164).

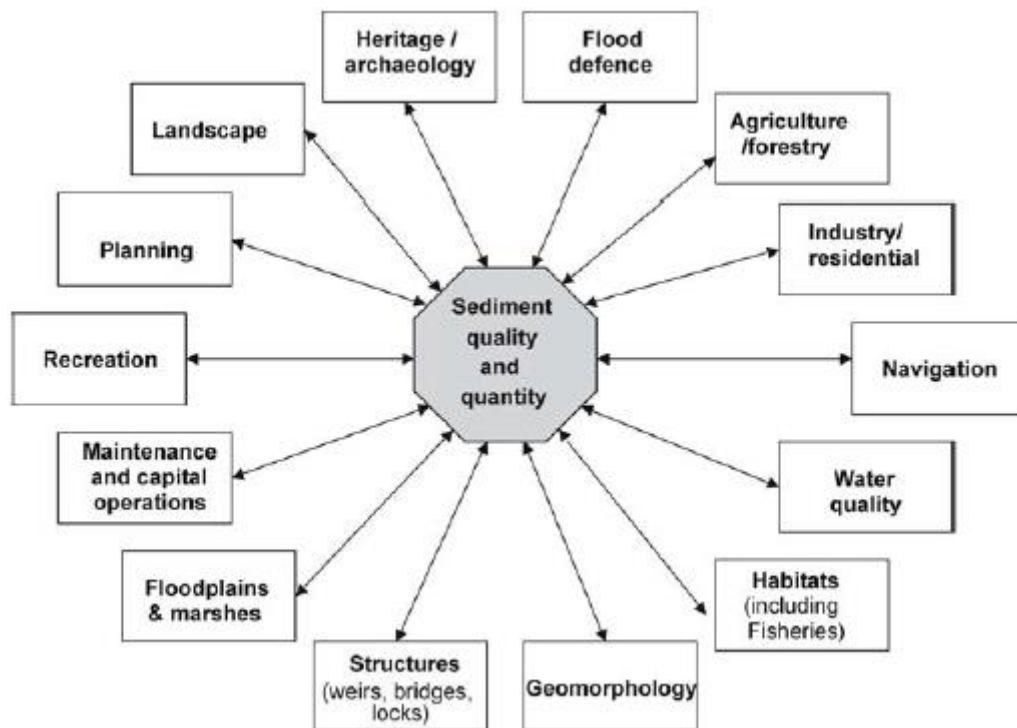


Figur 10: Eksempel på dybdeprofil for bly og sink (Birch, et al., 1996)

Figur 10 viser eksempel på en slik dybdeprofil der antropogene utslipp ble studert i en innsjø i de sveitsiske alper (Birch, et al., 1996).

For å kunne bruke slike profiler til historisk rekonstruksjon må dateringen være til å stole på. Materialet må da være finkornet, uforstyrret og må være samlet opp i et område med relativt høy sedimenteringshastighet. Noe som kan forstyrre sedimentene i områder ved elvemunningen, og derfor også resultatet av slike historieprofiler, er; blanding av sedimenter på grunn av biologisk aktivitet eller fysiske forstyrrelser på grunn av bølge- eller strømaktivitet (Valette-Silver, 1993).

2.7.6 Forurensning av sedimenter



Figur 11: Viktige påvirkninger på sediment (Westrich og Fröstner, 2007, s. 35)

Figur 11 viser områder som påvirker sedimentkvaliteten, og at vannkvalitet påvirker sedimentkvaliteten samtidig som sedimentkvaliteten påvirker vannkvaliteten (Westrich og Fröstner, 2007).

Kilder til forurensninger til sedimenter kan være: nedfall fra utslipp til atmosfæren, avrenning fra gårder, fast og oppløst tilførsel fra gruver, og avfall fra deponier, industrianlegg og behandling av kloakk. (Westrich og Fröstner, 2007, s. 41).

Antropogene utslipp av metaller, næringsstoffer, organiske forurensninger, radioaktive stoffer og andre skadelige stoffer vil senke kvaliteten til sedimenter. I tillegg kan de hydrodynamiske tilstandene til elver endres, som igjen påvirker sedimentet. Dette kan skje enten ved direkte påvirkning, slik som bygging av demninger, dammer og drenering eller indirekte ved endring i bruk av land, for eksempel ved urbanisering (Westrich og Fröstner, 2007).

I tillegg til at sedimenter samler opp forurensninger som tilsettes vannet, vil sedimentet kunne være en kilde til forurensninger ved at det som er lagret i sedimentet slippes ut i vannet igjen

ved hjelp av bunndyr som lever i porevannet til sedimentet (Norges Geotekniske Institutt, 2008).

Kolloider, partikler i størrelsesorden $0,001\mu\text{m}$ og $1\mu\text{m}$ (Manahan, 2010, s.108), ser ut til å være viktig i transporten av forurensninger i overflate- og porevann i sedimenter. Grunnen til dette er deres høye mobilitet og store overflateareal. Skjebnen til forurensningene vil derfor være avhengig av mobiliteten av kolloidene (Buffle og Leppard, 1995).

En viktig type kolloidalt materiale er leire. Dette er materiale som består av hydrerte aluminium- og silisiumoksider som dannes av værprosesser og andre prosesser på primært berg. Leiremateriale har en struktur og overflateareal per masse som gjør at de har en tendens til å sorbere kjemiske forbindelser fra vann. Dette gjør at de spiller en rolle for transporten og reaksjonen til forurensninger i vann. De kan også immobilisere oppløste kjemikalier. Eksempler på viktige leireforbindelser er kaolinite med kjemisk formel $\text{Al}_2(\text{OH})_4\text{Si}_2\text{O}_5$ og montmorillonite med kjemisk formel $\text{Al}_2(\text{OH})_2\text{Si}_4\text{O}_{10}$. (Manahan, 2010, s.112-113)s113.

2.7.7 Metaller i sedimenter

Generelt er mer enn 90% av tungmetaller i akvatiske systemer bundet til partikluært materiale, som sedimenter og suspendert materiale (Calmano, et al., 1993). Sedimenter fungerer altså som oppbevaringssted for flere metaller, for eksempel; kadmium, kobber, molybden, nikkel, krom og mangan. De kan finnes som diskrete forbindelser, holdt av kationutbytende leire, bundet til hydrerte jern- og manganoksider, eller chelatert av uløselige humusforbindelser. Formen av metallene avhenger av pE (redokspotensialet), og giftigheten avhenger av biotilgjengeligheten. Faktorer som bestemmer tilgjengeligheten av metaller er formen til metallet, hvilken type binding det er bundet med, oksidasjonstilstanden, naturen til det suspenderte materialet, hvilken type organisme som tar opp metallet og de fysiske og kjemiske forholdene i vannet (Manahan, 2010, s. 117).

En studie av Guo, Delaune og Patrick (1997) viser at kinetikken til metaller i sedimenter påvirkes av ulike faktorer, blant annet; temperatur, organisk materiale og overflateaktiviteten til jern- og manganforbindelser (Guo, et al., 1997).

To uorganiske forbindelser som er spesielt viktig i avsetningen av metaller i sedimentene er jern(III)oksid og flyktige svovel-syrer, spesielt FeS. De fleste metaller har sterkere affinitet til

sulfid enn til jern og tar opp plassen til Fe(II) i FeS. Siden det er et anoksiske miljø i sedimentene blir sulfat redusert til sulfid, noe som fører til overvekt av metallsulfider i sedimentene. Dersom metallene er bundet til sulfider vil biotilgjengeligheten senkes. (Manahan, 2010, kap 5).

2.7.8 Redokskjemi og tilgjengeligheten av metaller i sedimenter

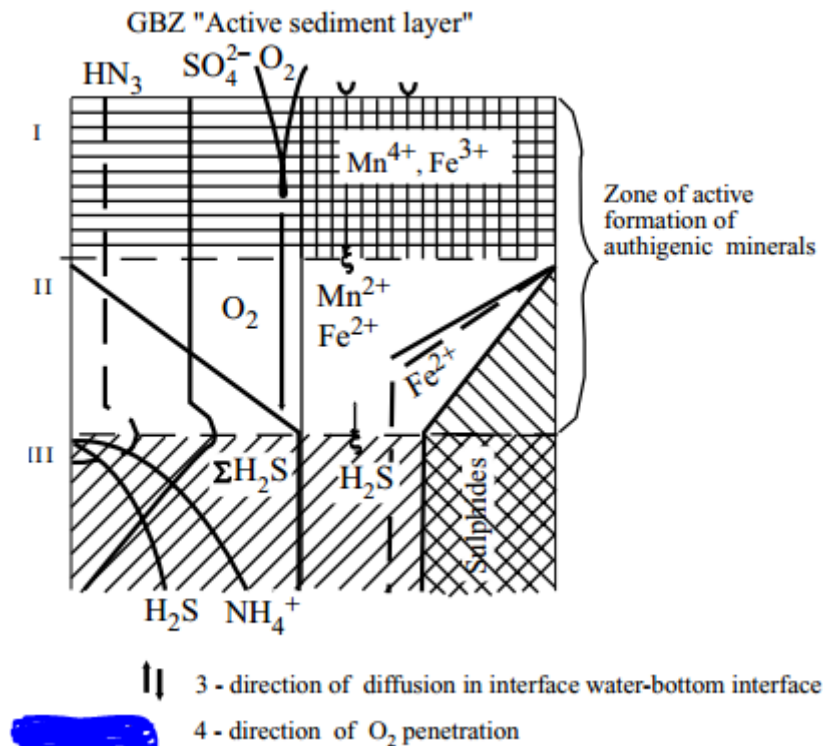
En viktig miljømessig faktor for løseligheten av tungmetaller i sedimenter er redokspotensialet i sedimentet (Guo, et al., 1997). I sedimenter, spesielt forurensede sedimenter, vil mesteparten av spormetaller og giftige metaller være i potensielt tilgjengelige former (Gambrell, et al., 1980). Mobiliteten av metaller vil være påvirket av kjemiske og biologiske prosesser og settes i gang av endringer i det fysiokjemiske miljøet. Det vil si endringer i saltinnhold, pH og oksidasjons-reduksjonsbetingelser (Gambrell, et al., 1980). Temperatur er også en faktor som påvirker utfellingen av stoffer i vann (Emelyanov, 2005, s.15).

I dypere anoksiske lag av sedimenter bruker mikroorganismer oksygen fra oksiske forbindelser som er transformert til karbonater og sulfider, noe som fører til at redokspotensialet i sedimentet synker. Ved slike anoksiske betingelser er de faste formene av tungmetaller vanligvis stabile, spesielt de i sulfidforbindelser (Calmano, et al., 1993).

Skillet mellom oksidert og redusert sediment kalles redoksbarrieren. Denne avhenger av redokspotensialet i sedimentene og måles i Volt. Dersom miljøet er sterkt reduserende (mellom -0,35 og 0 V) vil H₂S være tilstede. Dersom miljøet er reduserende (mellom 0 og 0,2V) er sulfider tilstede. Dersom det er svakt reduserende (mellom 0,2 og 0,4V) vil det være reaksjoner som reduserer Mn⁴⁺, og sulfider er tilstede. Dersom miljøet er oksiderende (0,4V eller høyere) vil Mn⁴⁺ og Fe³⁺ være tilstede (Emelyanov, 2005, s. 21).

Tykkelsen på redoksbarrieren varierer fra sediment til sediment og kan være på bare noen millimeter, eller opp til flere centimeter. Tykkelsen vil avhenge av faktorer som bioproduktiviteten i vannlaget over, dybden til vannet, hydrodynamikken og innholdet av organisk materiale i sedimentet. Sammenhengen mellom lokaliseringen av redoksbarrieren og organisk innhold i sedimentet er ofte tydelig og baserer seg på at jo lavere verdier av organisk materiale, jo dypere er redoksbarrieren under sedimentoverflaten. Barrieren strekker seg

vanligvis horisontalt, mens bevegelsen av stoffer i sedimentet er vertikalt. (Emelyanov, 2005, s. 21-22).



Figur 12: Diagenesisk sone i det aktive laget av sediment (Emelyanov, 2005, s.20).

Redoksbarrieren er en av de viktigste faktorene med tanke på dannelse av mineraler i sediment. Dannelsen av mineralforbindelser (diagenese) avhenger av det elektriske potensialet til redoksreaksjoner ved barrieren, som igjen avhenger av de kjemiske egenskapene til grunnstoffene, og er relatert til endring av valensen til grunnstoffene. Reaksjonen skjer ofte via porevannet til sedimentet, og skjer for å bringe systemet i likevekt. Å opprette en slik likevekt kan ta lang tid, alt fra timer til flere hundre år (Emelyanov, 2005, s.22).

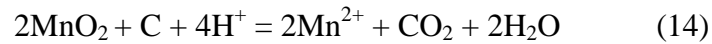
Under barrieren vil chalkofile (Cu, Zn, Pb, Ag) og siderofile (Fe, Ni, Co) stoffer kunne danne uløselige sulfider. Barrieren er derfor ansvarlig for chemogen-diagenetisk differensiering av materialer i sedimenter, jf. figur 12 (Emelyanov, 2005, s.24).

Det oksiderte laget over barrieren kalles gjerne oksygenlaget. I dette laget dominerer oksidasjonsreaksjoner som oksidering av mangan, jf. ligning 13 (Emelyanov, 2005, s. 413-420).



Disse reaksjonene fører til at det over redoksbarrieren er maksimum av MnO_2 i området denne reaksjonen dominerer.

Under redoksbarrieren vil reduksjon av MnO_2 dominere, jf. ligning 14 (Emelyanov, 2005, s. 413-420).



Der denne reaksjonen dominerer vil det finnes maksimum av Mn^{2+} . Denne reaksjonen fører til dekomponering av stabile forbindelser med Mn^{4+} , slik at Mn^{2+} migrerer oppover mot det oksiderende laget og igjen blir oksidert. Oksideringen skjer i lavere del av oksygenlaget og fører til en berikelse av mangan i et lag som kalles manganlaget (Emelyanov, 2005, s. 413-420).

Jern vil oppføre seg på en lignende måte som mangan. I oksygenlaget vil toverdig jern oksideres, jf. ligning 15 (Emelyanov, 2005, s.413-420).



Resultatet er at det dannes et lag av autigene forbindelser av treverdig jern, som kalles jernlag. Jernlaget er oftest tynnere enn manganlaget, og finnes lenger ned i sedimentet. For å skille mellom den reduserte sonen av sedimentet, jernlaget og manganlaget kan fargen til sedimentkjernen studeres. Det reduserte laget vil ha en grå farge, jernlaget vil være gulbrunt og manganlaget vil være brunt. I noen tilfeller dannes et felles lag med berikelse av både mangan og jern i stedet for to separate lag. Dette laget vil ha en gulbrun. Tykkelsen på lagene av mangan og jern vil avhenge av faktorer som sedimenteringshastighet, bioturbasjon, porøsiteten til sedimentet og intensiteten av akkumulering av organisk materiale farge (Emelyanov, 2005, s. 413-420).

I tillegg til jern og mangan vil flere grunnstoffer (kobber, nikkel, krom, vanadium og molybden), være beriket i det oksiderte laget av sedimentet (Emelyanov, 2005, s.413-420). I tillegg fant Tsunogai et al. (1979) ut at både kobber, sink, nikkel, kobolt og bly migrerte oppover sammen mangan med i dypvannssedimentet de studerte (Tsunogai, et al., 1979).

2.7.9 Klassifisering av sedimenter

I en studie av sedimenter er det naturlig å knytte analyseverdiene av grunnstoffene opp mot satte grenseverdier. Statens forurensningstilsyn (gamle KLIF) har utviklet grenseverdier for blant annet metaller i vann, og knyttet disse opp mot mulige toksikologiske effekter ved de ulike klassene, jf. tabell 1 og 2.

Nivåene i tabell 1 er beregnet enten fra tilgjengelig informasjon om toksisitettester i sedimenter, eller ved beregning av likevektsfordeling basert på antatte nivåer for kroniske og akutte toksiske effekter på sedimentlevende organismer (Statens forurensningstilsyn, 2007).

Tabell 1: Klassifisering av tilstand ut fra innhold av metaller i sedimenter (Statens forurensningstilsyn, 2007).

	I	II	III	IV	V
	Bakgrunn	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Metaller					
Arsen (mg As/kg)	<20	20-52	52-76	76-580	>580
Bly (mgPb/kg)	<30	30-83	83-100	100-720	>720
Kadmium (mg Cd/kg)	<0,25	0,25-2,6	2,6-15	15-140	>140
Kobber (mg Cu/kg)	<35	35-51	51-55	55-220	>220
Krom (mg Cr/kg)	<70	70-560	560-5900	5900-59000	>59000
Kvikksølv (mg Hg/kg)	<0,15	0,15-0,63	0,63-0,86	0,86-1,6	>1,6
Nikkel (mg Ni/kg)	<30	30-40	46-120	120-840	>840
Sink (mg Zn/kg)	<150	150-360	360-590	590-4500	>4500

Tabell 2: Mulige toksikologiske effekter basert på tilstandsklasser (Statens forurensningstilsyn, 2007)

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved kort-tidseksponering	Omfattende akutt-toksiske effekter

2.7.10 Faktorer som påvirker den informative verdien til sedimentprøver

Med informativ verdi mener Baudo, Giesy, og Muntau (1996) grunnlag for vitenskapelig, sosialt og økonomisk applikasjon av resultater. Så mye som 12 faktorer kan påvirke den informative verdien av sedimentprøver: type vannsystem (lentisk eller lotisk), rådende bunndynamikk, størrelsen av vannmengden, grovheten til bunnen, antropogene faktorer, sedimentets kjemiske forhold, de fysiske og biologiske karakteristikkene til sedimentet, antall prøver, type prøveoppsamler, prøveutstyr, håndtering av prøver og påliteligheten til laboratorieanalysen (Baudo, et al., 1990, s. 15).

2.8 Normalisering mot aluminium

Et problem med å forstå metallforurensing i sedimenter involverer blant annet å kunne skille mellom naturlige konsentrasjoner og konsentrasjoner forårsaket av menneskelig aktivitet. De naturlige konsentrasjonene av metaller kan variere mellom ulike elvemunninger. Derfor kan det være ønskelig å normalisere metallkonsentrasjonene i sedimenter. For å normalisere metallkonsentrasjoner kan man bruke metallet aluminium (Schropp og Windom, 1988).

Basert på det relativt konstante naturlige forholdet mellom metaller og aluminium videreutviklet Schropp og Windom (1988) et verktøy for å skille mellom naturlige og berikede konsentrasjoner av metaller ved ulike lokaliteter i Florida, USA. Altså for å ta hensyn til naturlige og antropogene tilførsler av metaller (Schropp og Windom, 1988).

Aluminium velges som referansestoff av flere grunner: det har en høy naturlig forekomst, det er svært ildfast og konsentrasjonen av aluminium påvirkes vanligvis ikke av antropogene kilder (Schropp og Windom, 1988). Dersom et metall skal brukes til å normalisere

metallkonsentrasjoner, for å skille mellom naturlige og berikede metallnivåer i sedimenter, må det forklare den naturlige variansen av disse metallene. Derfor har valget av aluminium også en geokjemisk bakgrunn. Sedimenter fra elvemunninger er stort sett sammensatt av rester fra værprosesser som transporteres med elva. Restene av fast stoff består i hovedsak av kjemisk resistente mineraler som er produkter av aluminosilikatmineraler med generell formel $MOAlSiO_4$. Der M er naturlig forekommende metall som kan substituere aluminium i strukturen og er sterkt bundet i mineralgitteret. Som en konsekvens er det veldig lite fraksjonering mellom aluminium og de andre naturlig forekommende metallene. Flere studier har vist at den relative andelen av metaller og aluminium i jordskorpematerialet er relativt konstant. Det er også slik at når oppløste metaller kommer i kontakt med saltvann vil de raskt adsorberes til partikulært materiale og fjernes fra vannløsningen til bunnsedimenter, noe som fører til at metaller fra både naturlige og antropogene kilder vil bli konsentrert i sedimentet (Schropp og Windom, 1988).

Under utviklingen av verktøyet ble det samlet inn 103 prøver av forskjellige typer sedimenter ved forskjellige lokaliteter som var antatt uforurenset. Prøvene ble analysert for aluminium og flere andre metaller i duplikatprøver fra de øverste 5 cm av sedimentene. Konsentrasjoner av metaller ble plottet mot konsentrasjonen til aluminium, som viste at aluminosilikatmineralene har en stor påvirkning på metallkonsentrasjonene i de naturlige sedimentene (Schropp og Windom, 1988).

Den naturlige variasjonen av metall/aluminium-forholdet ble fastsatt statistisk: Basert på data fra de antatt uforurensete prøvene ble regresjonslinjer og prediksjongrensener for 95% prediksjonsintervaller regnet ut med antatt normalfordeling. Dette ble gjort for å kunne identifisere unaturlige konsentrasjoner i prøver som ble tatt i andre, antatt forurensete, områder. De forurensete sedimentene ble deretter kategorisert som «naturlig» eller «metallberiket» avhengig av hvor punktene for konsentrasjonene lå relativt til prediksjonsintervallene. Dersom punktene lå utenfor prediksjongrensene ble de kategorisert som metallberiket, og som naturlig dersom konsentrasjonen lå innenfor prediksjongrensene (Schropp og Windom, 1988).

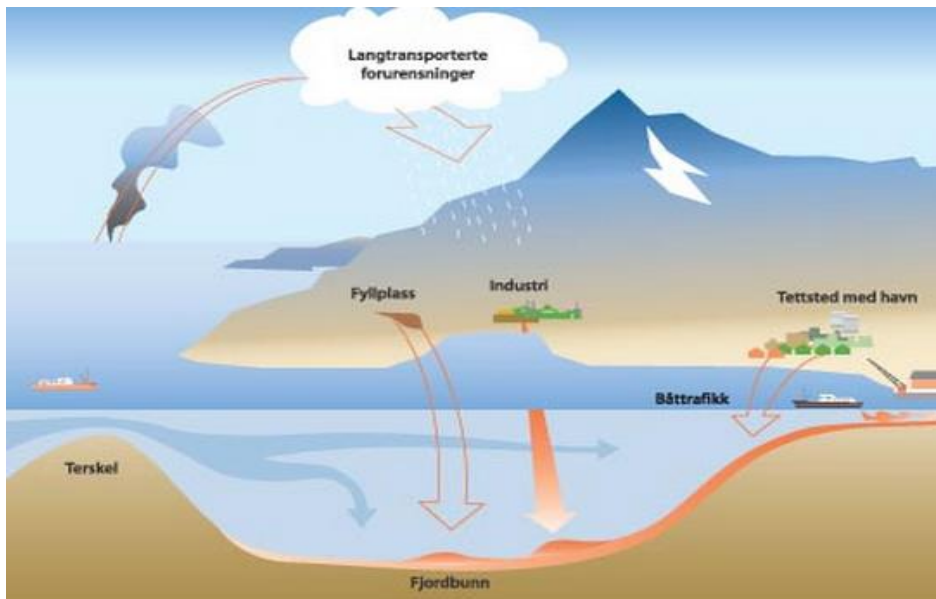
Verktøyet utviklet av Schropp og Windom har flere bruksområder (Schropp og Windom, 1988):

- 1) Skille mellom naturlig og beriket metallkonsentrasjoner i kystsedimenter. Graden av berikelse kan også bestemmes.
- 2) Sammenligning av metallkonsentrasjoner innenfor samme elvemunning.
- 3) Sammenligning av resultater fra forskjellige elvemunninger.
- 4) Spore påvirkning fra en forurensningskilde.
- 5) Måle trender i metallkonsentrasjoner over tid.
- 6) Bestemmelse av feil i prosedyre og på laboratoriet.
- 7) Verktøy for å fremme kostnadseffektivitet av tester.

Generelt sett krever bruk av normaliserings-verktøyet kunnskap om lokale betingelser og bruk av profesjonell skjønn og sunn fornuft. Verktøyet har også flere begrensninger, som inkluderer (Schropp og Windom, 1988):

- 1) Verktøyet er verdiløst uten pålitelig data. Man burde aldri bruke resultater fra ikke-replikerte prøver.
- 2) Metaller i sedimenter må analyseres med teknikker som passer seg for betingelser med saltinnhold og må kunne ha passende deteksjonsgrenser. Må også inkludere fullstendig dekomponering av sedimentet.
- 3) Kvikksølv byr på spesielle problemer. Det er mer flyktig enn de andre metallene, har lave konsentrasjoner og har et svakt inverst forhold til aluminium. De lave konsentrasjonene er nær deteksjonsgrensen og derfor er presisjonen og nøyaktigheten redusert.
- 4) Generelt vil lave konsentrasjoner (i nærheten av deteksjonsgrensen for analysemetoden) av metaller by på problemer i forhold til presisjon og nøyaktighet. Et annet stoff dette typisk gjelder for er kadmium.
- 5) Konsentrasjonen av aluminium kan variere i sedimentene. Dersom konsentrasjonen av aluminium er større enn 79 000 ppm må resultatene ekstrapoleres.

2.9 Naturlige og antropogene påvirkninger på sedimentkvalitet



Figur 13: Mulige kilder til forurensning i sedimenter (Klima- og miljødepartementet, 2002)

Figur 13 viser mulige kilder til forurensning av sedimenter. Dette inkluderer både naturlige tilførsler, som vulkaner, og antropogene tilførsler som industri, flyplass og tilførsel fra urbane områder. Videre kommer en beskrivelse av mulige grunnstoffer som kan komme fra de ulike kildene. Siden alle de tre lokalitetene i dette prosjektet er viktige jordbruksområder beskrives tilførsel fra jordbruk i eget punkt.

2.9.1 Tilførsel fra jordbruk

I følge figur 6 er avrenning fra landbruk den tredje største påvirkningen på vannforekomster i Norge (Miljødirektoratet, 2012). Jordbruk (og landbruk) er generelt sett den formen for industri som i størst grad påvirker miljøet. Omplussing av planter, ødeleggelse av naturlige habitater, erosjon, forurensning med pesticider og andre miljømessige aspekter av jordbruk kan potensielt føre til ødeleggelse av miljøet (Manahan, 2010, s. 419-420).

En type tilsetning som brukes i jordbruk er pesticider. Pesticider er stoffer som har som mål å drepe en form for liv. Pesticidene deles inn etter hvilke form for liv de er ment å avslutte, som for eksempel: insekticider, herbicider og fungicider (Klaasen, 2013). Pesticider, spesielt insekticider og herbicider, er en integrert del av moderne jordbruk. De er forbundet med den store produktiviteten til jordbruk, men samtidig også med noen av de store forurensningsproblemene. Pesticider som renner av til vann kan binde seg til humusforbindelser og felle ut som sediment (Manahan, 2010, s.120).

Et annet aspekt ved forurensning fra jordbruk er bruken av gjødsel. Gjødsel er uorganiske eller organiske stoffer som tilsettes jorden som skal dyrkes. Gjødeselet inneholder plantenæringsstoffer. Næringsstoffer gjødselet kan inneholde er; nitrogen, fosfor, kalium, magnesium, svovel og kalsium. Disse næringsstoffene kalles makronæringsstoffer, men også mikronæringsstoffer tilsettes i mindre grad. Mikronæringsstoffer er jern, bor, mangan, sink, kobber, molybden, nikkel og klor (Bratberg, 2012). Gjødsel kan også inneholde tungmetaller. Gjødselet med høyest tungmetallkonsentrasjon har vist seg å være fosfatgjødsel med høye konsentrasjoner av både arsen, kadmium, uran, thallium og sink (Alloway, 2013, s. 33).

Gjødsel deles inn i to hovedgrupper. Dette er naturgjødsel og mineralgjødsel. Naturgjødsel består av husdyrgjødsel, menneskegjødsel, kompost, tang, tare og guano, og inneholder mye organisk materiale. Mineralgjødsel fremstilles industrielt i form av små korn eller som pulver, og har ofte et høyere innhold av plantenæringsstoffer enn naturgjødsel (Bratberg, 2012). Forurensning som følge av bruk av gjødsel kan føre til vannforurensning fra avrenninger som er beriket med nitrogen, fosfor og kalium. (Manahan, 2010, s.434).

Kloakkslam brukes noen steder som gjødsel på grunn av høyt innhold av næringsstoffer som nitrogen og fosfor, og organisk materiale. I tillegg til å fungere som gjødsel vil kloakkslam kunne være kilde til metaller og andre forurensninger fra industri eller husholdninger. Kvaliteten til kloakkslammet vil avhenge av både innholdet i avfallsvannet som blir brukt, men også effektiviteten av rensingen (Alloway, 2013, s.373).

Hvilke stoffer som kommer fra jordbruk og mengden av disse avhenger av hva som tilsettes i maten til dyrene, samt bruken av gjødsel, pesticider og materialet i jordbruksområdet. Det har for eksempel vært vanlig å tilsette kobber og sink i maten til griser. Et annet av stoffene som kan ha forhøyede verdier i jordbruksområder er arsen. Forhøyede verdier av arsen kan komme fra bruk av organisk eller uorganisk gjødsel, kalking, pesticider, avfall fra husdyr, og biosolider som kompost eller kloakkslam. Bruken av uorganiske pesticider starten i 1860-årene og varte fram til 1940-årene (Alloway, 2013, s. 250-251).

Et annet stoff som kan forventes i jordbruksområder er kobber. Den viktigste tilførselen av kobber i jordbruksområder kommer fra gjødsel, kloakkslam, mineralgjødsel og pesticider. Fungicider med kobber er mye brukt siden slutten av 1800-tallet for å kontrollere ulike soppsykdommer. De brukes spesielt der det dyrkes grønnsaker, som for eksempel poteter. I tillegg blir dyr matet med fiberkost, konsentrat og kobberinnholdende tilsetninger som senere

blir brukt som gjødsel og slipper ut i miljøet. Fosfatgjødsel er gjødseltypen med høyest konsentrasjon av kobber. Kobber tilsettes i noen tilfeller direkte til jorda siden det er et essensielt næringsstoff for planter (Alloway, 2013, s. 373).

I tillegg til arsen og kobber vil pesticider også kunne føre til økte verdier av både barium, kvikksølv, bly og sink i jordbruksområder (Alloway, 2013) s580, 417 og 34. Kvikksølv ble brukt i fungicider siden begynnelsen av 1900-tallet og ble brukt i flere tiår. Blyarsenat er også en type fungicid (Alloway, 201, s 35).

Det kan også finnes forhøyede verdier av tinn i jordbruksområder. Organo-tinnforbindelser er brukt i jordbruk siden introduksjonen av dem i 1960-årene. I jordbruksområder kan det også finnes CCA-trevirke som kan gi høye verdier av kobber, krom og arsen. Jordbruksvirksomhet kan også føre til høye verdier av bly på grunn av bruk av blyhagl. Det kan også vise seg å finnes forhøyede verdier av sink i jordbruksområder på grunn av korrosjon av dekningsmateriale av sink (Alloway, 2013, s. 35).

2.9.2 Langtransporterte forurensninger

2.9.2.1 Vulkaner

Et eksempel på en type, naturlig, langtransportert forurensning er i form av rester fra vulkanske utbrudd. En vulkan er en åpning i jordskorpa der smeltede bergarter, også kalt magma, og gass slippes ut fra jordas indre. Ved et vulkanutbrudd kan store mengder gass og faste partikler slippes ut i lufta og transporteres. Aske i store mengder, og som kan transporteres lange avstander, føres høyt opp i stratosfæren ved store utbrudd (Bryhni og Spjeldnæs, 2012).

Gassen som slippes ut av en vulkan ved utbrudd består oftest av vanndamp (90%) og ellers mest av karbondioksid, svoveloksid, hydrogensulfid, hydrogenklorid (HCl) nitrogen- og fluorgasser (Bryhni og Spjeldnæs, 2012). Andre grunnstoffer som slippes ut av vulkaner er i synkende rekkefølge; mangan, krom, nikkel, sink, kobber, vanadium, arsen, bly, kvikksølv, kobolt, selen, kadmium, antimon og molybden (Stumm og Morgan, 1996, s. 615).

På Island har det vært store utbrudd som kan ha rukket til Norge i 1766 og 1783 (Bryhni og Spjeldnæs, 2012). Våren 2010 hadde også vulkanen Eyjafjallajökull på Island et stort utbrudd. Det var sterke nordvestlige vinder i området og aske ble spredt i Europa. Scheicher, Kramar, Dietze, Kaminski og Norra (2012) gjorde undersøkelser på partikler som hadde rukket

Tyskland etter dette utbruddet. De studerte blant annet den kjemiske sammensetningen av partiklene og sammenlignet dette med partikler hentet på Island i områder nær vulkanen for å skille mellom lokale antropogene kilder og utslipp som hadde blitt tilført via langtransport av vulkansk aske. Det karakteristiske kjemiske innholdet ble bestemt for flere klynger av partikler både nær vulkanen og i Tyskland. De karakteristiske grunnstoffene for klyngene nær vulkanen var; natrium, magnesium, aluminium, silisium, kalium, kalsium, titan og jern. Flere av de andre klyngene som ble samlet i Tyskland hadde også magnesium, aluminium, titan og jern i seg. Noen hadde også kobber og sink, mens andre hadde kalsium, klor, kalium, tinn, fosfor eller svovel, eller en kombinasjon av noen av disse (Scheicher, et al., 2012).

2.9.2.2 Langtransport av metaller

På grunn av menneskelig aktivitet har veiene og prosessene til atmosfærisk nedfall og vær endret seg, og spredningen av metaller har økt i mange av ferskvannsressursene på jorda. Metaller slippes ut i atmosfæren både som partikler og damp og ikke bare fra forbrenning av fossilt brennstoff, men også ved sementproduksjon og ekstraktiv metallurgi. I tillegg er avløpsvann både fra husholdninger og industri og urban avrenning kilder til metaller i det akvatiske systemet, oftest som punktkilder. Antropogent metallutslipp ser ut til å rivalisere og i noen tilfeller overgå den naturlige mobiliseringen av metaller (Stumm og Morgan, 1996, s. s.614).

Stoffer som spres i miljøet kan deles i to grupper; atmofile og litofile. Atmofile metaller er flyktige metaller som har metalloksider med lave kokepunkter. Dette fører til at massetransporten av disse stoffene er større gjennom atmosfæren enn gjennom strømmen. Noen av disse metallene, spesielt B-metallene kan også metyleres og/eller slippes ut i atmosfæren som damp. Eksempler er Hg, As og Se, som antakelig slippes ut i atmosfæren ved brenning av kull. Andre eksempler på B-metaller er kobber, bly, thallium og sink. Litofile metaller er A-metallene. Eksempler på A-metaller er magnesium, kalsium, aluminium og silisium. For disse metallene overgår transporten gjennom havet transporten gjennom atmosfæren (Stumm og Morgan, 1996, s. 284 og 614).

2.9.3 Andre typer antropogen påvirkning

Tilførselen fra industri vil variere avhengig av hvilken type industri som bedrives i området (Alloway, 2013, kap. 2). Et konkret eksempel på en type industri kan være arbeid med

stålkonstruksjoner. Dette vil påvirke konsentrasjonen av arsen, krom, bly, mangan, molybden, selen, antimon, wolfram, vanadium og sink i områder i nærheten av industrien. Endringer i reguleringer i utslipp fra industri vil føre til lavere innhold av metaller i vann, men tidligere utslipp kan fortsette å påvirke miljøet i lang tid etter utslippene (Alloway, 2013).

Utvinning av malm (gruvedrift) kan føre til økte konsentrasjoner av metaller i store områder nær gruvene når vann renner over og eroderer den eksponerte malmen. Avfallet fra eldre gruver inneholder mange tungmetaller og metalloider. Et eksempel er gamle kobber-gruver som kan føre til avrenning av sink, bly, kadmium, arsen, selen, antimon, nikkel, platina, molybden, gull og tellur i tillegg til kobber (Alloway, 2013, s. 22-23).

Metaller som typisk får forhøyede konsentrasjoner i urbane områder er bly, kadmium og sink (Alloway, 2013, kap. 2). Bensin har for eksempel vært en viktig kilde av bly fram til bruken av blyfritt drivstoff. Trafikk er viktig kilde til kobber. Dette kommer av korrosjon av materiale på bilen som for eksempel i bremsesystem. Dette har ført til høye konsentrasjoner av kobber (Alloway, 2013, s.373).

Korrosjon av metalldekke som brukes på for eksempel bygninger fører til tilførsel av for eksempel kobber og sink, og eventuelle andre metaller som brukes (Alloway, 2013, s. 2). I byer, eller andre områder med trevirke kan CCA-impregnering brukes. CCA står for kobber, krom, arsen og brukes for å preservere treet. Dette kan føre til forhøyede verdier av kobber, krom og arsen (Alloway, 2013)

Generelt vil man kunne finne høye verdier av bly i områder der det brukes våpen. Etter kriger i Europa er det funnet forhøyede verdier av bly, kobber, sink, nikkel, antimon, utarmert uran (DU), kvikksølv, arsen og vismut. Kilder til disse grunnstoffene kan være kapsler, kuler og bomber, miner, patronhylser, skadede kjøretøy, utlekket drivstoff og brennende bygninger. (Alloway, 2013, s.44).

Flyplasser kan være en viktig kilde til vann- og luftforurensning. De slipper blant annet ut CO₂, flyktige organiske forbindelser og nitrogenoksider (NO_x) i atmosfæren i tillegg til å slippe giftige kjemikalier som blir brukt på flyene ut i vann. Om vinteren brukes glykoler for å fjerne is på flyene, og er den største kilden til vannforurensning fra flyplasser. Glykoler blandes med vann og varmes opp før de sprayeres på flyene, og dersom det ikke finnes noen

måte å samle opp eller fjerne dette vil 50-80% ende opp i vann i nærheten av flyplassene (Holzman, 1997).

Når det gjelder metallberikelse i områder rundt flyplasser har Klein (1972) undersøkt berikelse av metaller i ulike type områder og fant at flyplassområdet var beriket med alle metallene i undersøkelsen sett bort fra bly. 7 av de 11 undersøkte metallene hadde også høyest gjennomsnitt i flyplassområdet. Metallene dette området var beriket med var sølv, kalsium, kadmium, kobolt, krom, kobber, jern, kvikksølv, nikkel og sink. Spesielt krom og jern hadde høyere gjennomsnitt enn de andre undersøkte områdene; boligområde, jordbruksområde og industriområde (Klein, 1972).

2.9.4 Viktige kilder til metaller

Metaller som havner i vann kan ha mange ulike kilder basert på blant annet kildene som er beskrevet i avsnittene over. I tabell 3 og 4 er en rekke kilder til metaller oppsummert.

Tabell 3: Viktige sporelementer i naturlig vann (Manahan, 2010, s.160):

Grunnstoff	Kilder
Arsen	Biprodukt fra gruvedrift, kjemisk avfall
Krom	Metalldekke
Kobber	Metalldekke, gruvedrift, industrielt avfall
Jern	Avfall fra industri, korrosjon, surt gruvevann, mikrobiell aktivitet
Bly	Industrielt avfall, gruvedrift, drivstoff
Mangan	Industrielt avfall, surt gruvevann, mikrobiell aktivitet
Kvikksølv	Industrielt avfall, gruvedrift, kull
Molybden	Industrielt avfall, naturlige kilder
Selen	Naturlige kilder, kull
Sink	Industrielt avfall, metalldekke, drenering

Tabell 3 gir en oversikt over de mest typiske kildene til en rekke grunnstoffer i vann. Tabell 4 supplerer tabell 3 med flere metaller og flere mulige kilder.

Tabell 4: Metaller og kilder (Alloway, 2013, kap 9,10,11,13,14,17,21,23,24,26 og27)

Metall	Antropogene kilder	Kommentarer
Nikkel	Utslipp fra metallprosesseringsoperasjoner, forbrenning av kull og olje, bruk av slam og fosfatgjødsel	
Krom	Atmosfærisk nedfall, slam, avfall fra industriell aktivitet, CCA-impregnert trevirke	
Arsen	Gjødsler, kalk, pesticider, avrenning av avfall fra husdyr, kompost og kloakkslam, CCA-impregnert trevirke.	
Kadmium	Atmosfærisk nedfall, fosfatgjødsel, kloakkslam, pigmenter i maling, metallbekledning, oppladbare batterier.	
Uran	Fosfatgjødsel, gruvedrift, prosessering av radioaktivt avfall, forbrenning av kull, sivil og militært bruk av utarmert uran	
Molybden	Industri. Brukes i rustfritt stål og andre typer legeringer. Atmosfærisk nedfall. Urbane områder	Konsentrasjon av molybden er vanligvis lav i de fleste bergarter
Thallium	Forbrenning av drivstoff og andre industrielle prosesser. Funnet i kull og malm av kobber, sink og jern	Jord som er beriket med thallium er ofte beriket med arsen i tillegg
Tinn	Bronse, tildekninger på stål, elektriske komponenter, produksjon av organotinnforbindelser, kloakkslam,	Organotinnforbindelser er en mer utbredt kilde til tinnforurensning enn metallurgiske industrikilder.
Vanadium	Forbrenning av kull og olje	
Kobber	Atmosfærisk nedfall, gjødsler, pesticider, kloakkslam, bronse, trafikk (både bil og jernbane), metallproduksjon	Kobber er det tredje mest brukte metaller av mennesker
Bly	Gruvedrift, smelteverksdrift, organiske blyforbindelser i bensin(siden 1920-tallet), skytebaner, kloakkslam, pesticider, kullbrenning, plast, blybasert maling.	Utslipp til atmosfæren har ført til forurensning på global skala.
Sink	Atmosfærisk nedfall, gjødsel, kloakkslam, smelteverk, gruver, galvaniserte strukturer, legeringer, kosmetikk, gummi, gummidekk, tilsetning i fôr og drikkevann til husdyr.	40% av sinkutslippene er naturlige, 60% er grunnet menneskelig aktivitet. Ofte høyere konsentrasjoner nær industri eller i urbane områder

3. Analytiske metoder og statistisk analyse

3.1 Mulige feilkilder i behandling av prøvematerialer

Dersom en prøve skal knuses kan dette endre innholdet i prøven, som fører til feil i analyseresultatene. Knusing av prøven fører til reduksjon i partikkelstørrelse. Dette fører til økt overflateareal som igjen fører til større areal for reaksjoner og derfor økt fare for reaksjoner med atmosfæren. For eksempel vil prøver som har høyt overflateareal binde til seg mer vann. Av og til vil varme genereres under knusingen og kan føre til tap av flyktige komponenter (Skoog, et al., 2004, s.1034).

En feilkilde i en analytisk prosess kan være kontaminering. Kontaminering innebærer at en prøve blir forurenset med analytter som ikke finnes i prøven i utgangspunktet og er en trussel under hele den analytiske prosessen. Både utstyret som brukes til å ta prøven og laboratoriet kan være kilder til kontaminering, og risikoen blir større når konsentrasjonen som skal måles blir lavere. I laboratoriet kan for eksempel forskjellige typer plast og maling være kilder til tungmetaller. Også når prøver knuses vil uønskede analytter kunne komme med i prøven fra miljøet i laboratoriet. Glass og annet utstyr som brukes på laboratoriet burde vaskes med 5% HNO₃ og destillert vann hver gang det brukes. Reagenter som brukes burde være av høy renhet, og burde kjøres som blankprøver for sjekk av kontaminering. Instrumentet som brukes, for eksempel ICP-MS, burde i tillegg drives i et separat laboratorium for å unngå kontaminering (Alloway, 2013, s. 102).

3.2 Dekomponering og Ultraclave

3.2.1 Dekomponering med mikrobølger

Dekomponering med mikrobølgeovner har blitt en viktig metode for prøvepreparering. Som oftest skjer dette i lukkede tanker, siden temperaturen og trykket kan være høyere da enn om tanken er åpen. En av de største fordelene til mikrobølgeovner sammenlignet med metoder med bruk av flammer er at de er raske. Grunnen til dette er at energien i mikrobølgene direkte varmer opp molekylene i prøven, og kokepunktet til prøven nås raskere enn ved konvensjonelle metoder der varmen ledes via en plate (Skoog, et al., 2004)s1045.

En form for mikrobølgeinstrument er mikrobølgeovner med høyt trykk. I slike instrumenter

dekomponeres prøvene under høyt trykk og høy temperatur. Veggene til rommet som prøven blir satt i består av polymerisk materiale som mikrobølger kan slippe gjennom.

Dekomponeringen skjer i en Teflon-kopp som støttes opp av veggene. Denne type instrument er spesielt brukbart for å dekomponere ildfaste prøver som ikke blir fullt dekomponert av instrumenter med moderat trykk. Fordeler med metoder med lukkede tanker er at materiale som evaporerer ikke går tapt. Derfor er det mindre behov for løsningsmidler, noe som gjør at interferenser med reagenter reduseres. I tillegg er tap av flyktige forbindelser stort sett eliminert. Metodene er også lette å automatisere, og man sparer derfor tid til preparering av prøven (Skoog, et al., 2004, s. 1045).

3.2.2 Ultraclave

Instrumentet som er brukt i dette prosjektet er Ultraclave. Ultraclave er et mikrobølgeinstrument som opererer med høyt trykk, høy temperatur, med lukket rom og et stort reaksjonskammer. Reaksjonskammeret opprettholder trykk med inert gass, og blir deretter oppvarmet med mikrobølger. Fordelene med Ultraclave er at det er en rask metode med god reproduserbarhet (Milestone, 2008).

I et Ultraclave-instrument blir mikrobølgeenergi ført inn i reaktoren gjennom en mikrobølgeport. Prosesser som lukking av reaksjonskammer, temperaturendringer og åpning og lukking styres alle av en datamaskin. Mens prøven blir dekomponert vil integrerte sensorer kontinuerlig overvåke og rapportere trykket og temperaturen i prøvene. Temperaturen og trykket vil kontinuerlig reguleres for å følge en definert temperaturprofil. Instrumentet har også mekanismer som hindrer prøvene fra å koke, og for å forebygge at prøve blir tapt eller at det skjer forurensning mellom prøvene. En annen fordel med et Ultraclave-instrument er at temperaturen hele tiden måles for alle prøvene, i stedet for å måle bare for en prøve og anta at dette vil være gjeldende for alle prøver (Milestone, 2008).

3.2.3 Mulige feilkilder i dekomponering og fortynning

I prosessen for dekomponering og fortynning er det flere kilder til feil. Dette inkluderer (Skoog, et al., 2004, s. 1042):

- 1) Ufullstendig oppløsning av analyttene. Ideelt sett ønskes det at prøven skal oppløses fullstendig, men det er vanskelig å trekke ut komponenter fra en uløselig rest der deler av analytten kan beholdes.

- 2) Tap av analytt ved fordamping.
- 3) Analytten som forurensningskomponent i løsningsmiddelet. Siden massen av løsningsmiddelet er så mye større enn massen av prøven, vil tilstedeværelsen av analytt i løsningsmiddelet føre til betydelige feil. Spesielt når analytten kun er tilstede i spormengder.
- 4) Forurensningskomponenter fra reaksjoner mellom løsningsmiddelet og beholderens vegger. Denne feilen kan oppstå når dekomponeringen involverer høye temperaturer, og er spesielt et problem når man driver med sporanalyser.

3.3 Massespektrometri

I massespektrometri analyseres prøver i ioneform. Når plasma brukes som ioniseringskilde blir en betydelig del av atomene som produseres i enkle positive ioner. De forskjellige ionene skilles da for å danne massespekter ved hjelp av en masseanalyserer. Atommassene uttrykkes oftest i atomiske masseenheter (amu) eller dalton (Da). I massespekteret plottes antallet ioner mot masse-ladnings raten(eller massen for enkle ladede ioner)((Skoog, et al., 2004, s.842).

3.3.1 ICP-MS

ICP-MS er en form for massespektrometri. ICP er en forkortelse for «induktivt koblet plasma». Et ICP-MS-instrument kombinerer en høytemperert ICP med et massespektrometer (Wolf, 2013), der ICP er ioniseringskilden for denne typen massepektrometer og konverterer atomene i prøven til ioner. Et plasma er en bæregass med en betydelig konsentrasjon av kationer og elektroner. I atomisk spektroskopi brukes Argonkationer som bæregass. Grunnen til dette er at Argon klarer å holde høy nok temperatur til at løsningen ioniseres i ønskelig mengde (Skoog, et al., 2004, s.845).

Prøven i væskeform blir for inn i plasmaet, og bæregassen med høy fart «brekker opp» væsken i små dråper med forskjellige størrelser som deretter føres inn i plasmaet. (Skoog, et al., 2004, s.847).

Den ioniserte gassen fra plasmaet holdes ved en atmosfære trykk og ledes inn i et massespektrometer i en smal stråle (Wibetoe, 2009). Ionene separeres og detekteres deretter av massespektrometeret, som vanligvis er et «quadrupole mass filter». Dette er et elektrostatiske filter som kun tillater ioner med en bestemt masse/ladnings-rate å passere gjennom og videre til detektoren i gitte tidsrom (Wolf, 2013).

Temperaturen i bæregassen dannes og opprettholdes ved påvirkning av et høyfrekvent elektromagnetisk felt (Wibetoe, 2009). Temperaturen i plasmaet er vanligvis ca 6000-8000K og analytten tilbringer ca 2 ms i plasmaet før den når observasjonspunktet (Skoog, et al., 2004, s. 848). På grunn av den høye temperaturen er effektiviteten av fjerningen av løsemiddelet og atomiseringen ganske høy (Skoog, et al., 2004)s.848. For de fleste ioner vil ioniseringsprosenten i denne type analyse være mer enn 90 % (Wibetoe, 2009). Ionene som dannes i plasmaet er vanligvis positive ioner i formen M^+ eller M^{2+} , og grunnstoffer som danner negative ioner (for eksempel klor, fluor og jod) vil derfor være vanskelig å bestemme med ICP-MS (Wolf, 2013).

Med ICP-MS kan ca 75 grunnstoffer og ca 300 isotoper bestemmes samtidig og ICP-MS er samtidig en av de mest anvendbare og nøyaktige metodene for metallbestemmelser. Metoden har et stort anvendelsesområde, blant annet innen miljøovervåkning. Instrumentet som brukes er koblet til en PC for styring av parametere og behandling av data, og har automatisk prøveinnføring. (Wibetoe, 2009) Deteksjonsgrensen til ICP-MS er vanligvis i størrelsesorden ppb eller lavere (Alloway, 2013, kap 4).

3.3.2 Fordeler og ulemper med ICP-MS

3.3.2.1 Fordeler

ICP-MS har lave deteksjons grenser, god produksjonskapasitet og har evnen til å håndtere både enkle og komplekse matrikser (Wolf, 2013). Siden desolveringen og vaporiseringen er tilnærmet fullstendig, og atomiseringseffektiviteten er høy med ICP som plasma, er det færre interferenser enn ved bruk av forbrenningsflammer. Siden den høye konsentrasjonen av elektroner fra ioniseringen av Argon opprettholder en mer eller mindre konstant konsentrasjon av elektroner i plasmaet er effekten av ioniseringsinterferenser små eller ikke-eksisterende (Skoog, et al., 2004)

I flammer vil miljøet for atomiseringen være voldsomt og høyt reaktivt, mens atomiseringen med ICP vil skje i et inert miljø. I tillegg er temperaturen i tverrsnittet av plasmaet relativt uniform (Skoog, et al., 2004, s.848). ICP har også høy presisjon og kan brukes til analyser av prøver i gass-, faststoff eller væskeform (Olesik, 1991)

3.3.2.2 Ulemper

En ulempe med ICP er at den er veldig lite tolerant mot organiske løsninger. Avsetninger av

karbon har en tendens til å bygge seg opp i kvartstuben og føre til forurensning og tetting (Skoog, et al., 2004, s.848). Ved bruk av ICP vil det også være vanskelig å analysere av fast stoff uten oppløsning. Deteksjonsgrensen kan også være for høy for noen applikasjoner, og det kan forekomme interferenser. Presisjonen kan også være utilstrekkelig for noen applikasjoner (Olesik, 1991).

Det finnes forskjellige kilder til interferenser ved bruk av ICP-MS:

- Ikke-lineær respons (Cheatham, et al., 1993)
- Matrikseffekter (Cheatham, et al., 1993)
- Drift (Cheatham, et al., 1993)
- Spektrale interferenser (Olesik, 1991)
- Matrikseffekter fra medfølgende/ledsagende specier (Olesik, 1991)
- Matrikseffekter fra løsemiddel (Olesik, 1991)

Generelt sett kan ikke-lineær respons være en viktig kilde til feil i tradisjonelle instrumentelle teknikker. Det lineære dynamiske utvalget til instrumentet vil si evnen detektoren har til å respondere lineært til varierende stråleintensitet. ICP-MS har minst seks størrelsesordner av lineært dynamisk utvalg (Cheatham, et al., 1993).

Drift i et instrument oppstår når responsen til et instrument endres over tid. Driften til instrumentet kan ha dramatisk effekt på alle analyser med ICP-MS. Drift i instrumentet kan reduseres ved å plassere det i omgivelser med kontrollerte temperatur og fuktighetsreguleringer (Cheatham, et al., 1993).

Spektrale interferenser forekommer i hovedsak på grunn av ioner som har samme nominelle masse som analytten som undersøkes. Dette fører til at den forstyrrer analysen ved å gi et høyt signal for masse/ladningsraten som skal undersøkes (Evans og Giglio, 1993), altså en overlapp i massespektrumet (Olesik, 1991). Dette kan forekomme på grunn av overlappende isotoper av forskjellige grunnstoffer (Evans og Giglio, 1993), eller atomiske og molekulære specier som produseres i plasmagassen, medfølgende atmosfære, urenheter i tilførselen av argon, syrer som brukes i prepareringen eller kombinasjoner av dette (Olesik, 1991). Ionene som da dannes kan føre til forstyrrelse på analytter med samme nominelle masse/ladningsrate (Evans og Giglio, 1993).

Dersom konsentrasjonene er høye vil enhver matriks kunne føre til endring i sensitiviteten til

analysen. Virkningen av matrikseffekter kan være både økning og demping av signalet i analysen, og avhenger av eksperimentelle betingelser som strømningsraten til gassen og hvor i plasmaet signalet måles. Matrikseffekter kan komme både fra oppløste faste stoffer og løsningsmidler (Olesik, 1991). Komplekse geologiske matrikser kan resultere i en «undertrykkelse» av analytten, men matrikseffekten kan forbedres ved bruk av standarder. (Cheatham, et al., 1993). Matrikseffektene ved bruk av ICP-MS er vanligvis lavere enn ved bruk av flammer eller ovner på grunn av to faktorer: inert miljø og høyere temperatur (Olesik, 1991).

Dersom syrer brukes til å løse opp faste stoffer som skal analyseres vil det kunne forekomme feil dersom standarden og prøven ikke har samme syrekonsentrasjon. Hvilken type syre som brukes kan påvirke aerosollets dråpestørrelse og transportrate. (Olesik, 1991).

3.3 Statistisk analyse av data

For å analysere et sett av målinger brukes en rekke analytiske tilnærminger, som i dette tilfellet inkluderer; gjennomsnitt, median, standardavvik og korrelasjon.

For å undersøke hvor senteret i et analysemateriale ligger studeres gjennomsnitt og median. Gjennomsnitt regnes som i ligning 16 (Walpole, et al., 2012, s.11).

$$\bar{x} = \sum_{i=1}^n \frac{x_i}{n} = \frac{x_1+x_2+x_3+\dots+x_n}{n} \quad (16)$$

Der x er prøveverdier og n er antall prøver. Et annet viktig mål for sentrum i et datasett er medianen for prøveverdiene. Denne verdien reflekterer sentrum på en måte som ikke påvirkes av forekomster av ekstremverdier. Medianen regnes ut som i ligning 17 (Walpole, et al., 2012, s.11).

$$\tilde{x} = \begin{cases} x_{(n+1)/2} & \text{Dersom } n \text{ er oddetall} \\ \frac{1}{2}(x_{\frac{n}{2}} + x_{\frac{n}{2}+1}) & \text{Dersom } n \text{ er partall} \end{cases} \quad (17)$$

For øvrig påvirkes gjennomsnittet av ekstremverdier i datasettet, mens medianen representerer det sanne senteret i datasettet (Walpole, et al., 2012)s11.

I tillegg til senteret i et datasett kan det være av interesse å undersøke spredningen i et datasett. Det målet som oftest er brukt for å beskrive spredning i et sett av data er standardavvik. Først regnes variansen, s^2 , jf. ligning 18 (Walpole, et al., 2012, s.15).

$$s^2 = \sum_{i=1}^n \frac{(x_i - \bar{x})^2}{n-1} \quad (18)$$

Deretter regner man ut standardavviket, s , ved å ta kvadratroten av variansen, jf. ligning 19 (Walpole, et al., 2012, s.15).

$$s = \sqrt{s^2} \quad (19)$$

En tredje analytisk tilnærming til et sett av data er korrelasjonsanalyse. Målet med en korrelasjonsanalyse er å måle styrken mellom to variabler. For å måle denne styrken utregnes en korrelasjonskoeffisient (Walpole, et al., 2012, s.431). Ved å regne ut korrelasjonskoeffisientet undersøkes det hvor nærme utvalget av punkter ligger nær en rett linje. Den mest vanlige typen korrelasjonskoeffisient regnes som i ligning 20 (Miller og Miller, 1992, s. 104-105).

$$r = \frac{\sum_i \{(x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})\}}{\{[\sum_i (x_i - \bar{x})^2][\sum_i (y_i - \bar{y})^2]\}^{\frac{1}{2}}} \quad (20)$$

Der x og y representerer variablene som undersøkes. Verdien av korrelasjonskoeffisienten, r , vil ligge mellom -1 og $+1$. En verdi for r på -1 beskriver perfekt negativ korrelasjon en linje med prøveverdier med stigningstall -1 , en r på $+1$ beskriver perfekt positiv korrelasjon og en linje for prøveverdier med stigningstall $+1$. Dersom det ikke finnes korrelasjon vil verdien av r være 0 (Miller og Miller, 1992, s. 104-105).

Ved bruk av r er det vanskelig å si noe mer om to korrelasjoner på for eksempel $0,3$ og $0,6$ enn at den ene korrelasjonen er noe sterkere enn den andre. Det kan derfor være ønskelig å bruke r^2 i tilfeller der to korrelasjoner skal sammenlignes. r^2 uttrykker porsjonen av den totale variasjonen i y -verdiene som har et lineært forhold med x -verdiene. Dersom for eksempel r^2 er $0,89$ vil det si at 89% av variasjonen i y -verdiene har et lineært forhold med x -verdiene (Walpole, et al., 2012, s.433-434).

4. Metode

4.1 Prøvetaking

Resultatene i dette prosjektet er basert på analyser av kjerneprøver av sediment tatt på F/F Gunnerus fra elveutløp i Nord-Trøndelag mai 2013. Bildene viser en prøveinnsamling gjort høsten 2013, men kjerneprøvene ble hentet på samme måte i mai 2013. Dekomponeringen og ICP-MS-analysen av prøven hentet i Nord-Trøndelag ble gjort i juni 2013.

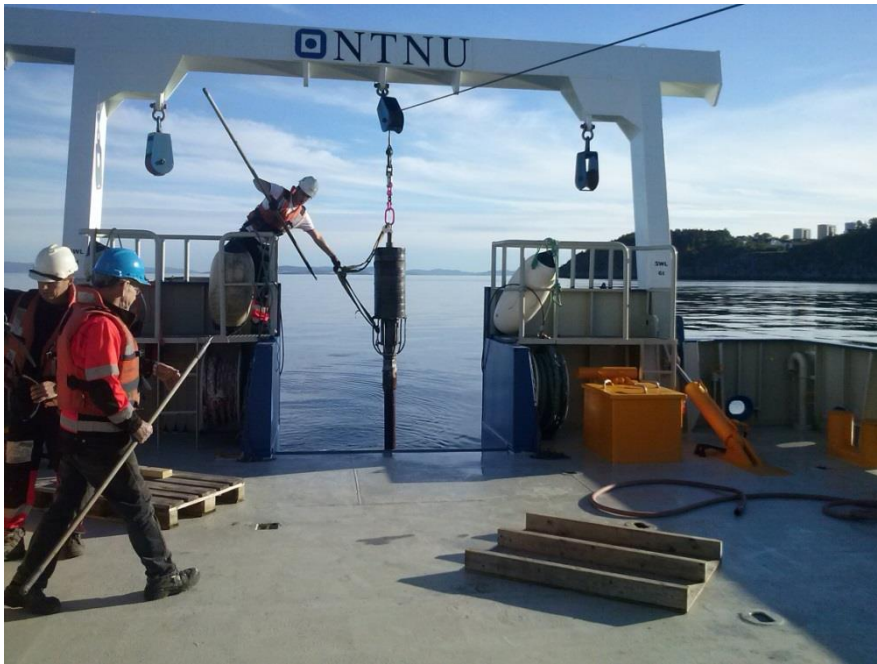
Prøvene ble hentet 2,5 km utenfor elveutløpet til elvene Steinkjerelva, Verdalselva og Stjørdalselva. Alle prøvene ble behandlet på samme måte.

Utstyr som ble brukt ved prøvetakingen

- Plastrør prøven ble tatt i
- Sag og annet verktøy
- Lokk
- Tungt blyhode, med ventiler
- Metallrør (Prøvetakeren)
- Stopper
- Hansker
- Pinne med plashode (like brett som diameteren til plastrøret)
- Isopor dekket med gaffateip (like brett som diameteren til plastrøret)
- Plastrør skåret med høyde 1 cm, 2 cm og 5 cm.
- Skjæreplate av plast (plastkniv)
- Prøveglass for oppbevaring av prøver

Fremgangsmåte

Prøvetakeren ble først satt sammen ved å feste metallrøret til blyhodet og justere ventilene. Plastrøret ble deretter plassert inni metallrøret. Hele den sammensatte prøvetakeren vises i figur 14. Prøvetakeren ble først senket ned noen meter under havoverflaten før den ble sluppet i fritt fall mot havbunnen. Den ble deretter heiset opp med kjerneprøven fanget inni plastrøret. Plastrøret ble så trukket ut av metallrøret og delt opp i passende intervaller (ca 50-60 cm), jf. figur 15. Det ble så satt på lokk og ble nummerert og markert med dybderetning.

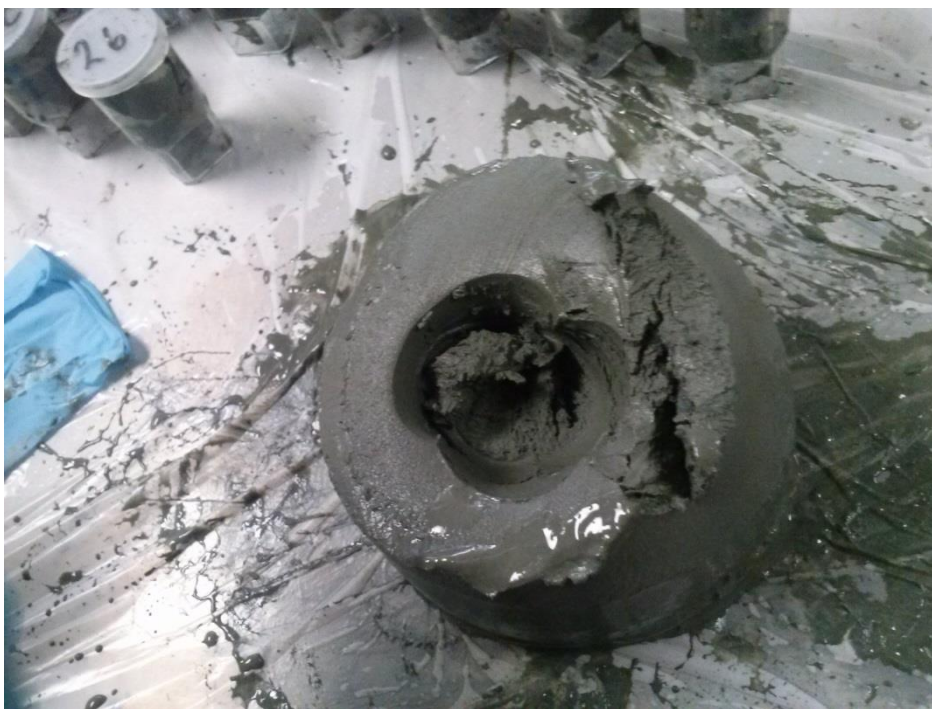


Figur 14: Prøvetakeren blir hentet opp med kjerneprøven. Fra prøvetakingen høsten 2013



Figur 15: Oppdelingen av plastrørene

Lokkene satt på plastrørene ble etter tur fjernet og satt på pinnen med isoporbiten mellom pinnen og plastrøret. Plastrøret ble holdt stødig og presset mot pinnen. Plastrøret ble hele tiden dyttet nedover slik at kjerneprøven ble presset ut på toppen av røret. Det ble så kuttet av i høyde med korte rør i ulike høyder som ble plassert på toppen av plastrøret med kjerneprøven i, ved hjelp av en plastkniv. De første 20 cm av kjerneprøven ble kuttet av med 2 cm intervaller, fra 20 til 70 eller 80 cm ble prøvene kuttet i intervaller på 5cm, og fra 80 og dypere ble prøvene kuttet i intervaller på 10 cm.



Figur 16: Avskåret kjerneprøve der prøve er hentet ut

Fra de avskårede intervallene ble prøver hentet ut fra midten og puttet i små prøveglass, jf. figur 16. Prøveglassene med prøver ble fraktet til laboratoriet og fryst. Tabell 5 viser når og hvor prøvene ble tatt.

Tabell 5: Informasjon om prøvelokaliteter og dato for prøvetakingen

Lokalitet	Dato	GPS-koordinater	Lenge på kjerneprøven (cm)
Steinkjer	06.05.13	64° 00,262 N 11° 27,366 Ø	187
Verdal	07.05.13	63° 48,286 N 11° 23,000 Ø	175
Stjørdal	07.05.13	63° 27,257 N 11° 50,191 Ø	190

4.2 Behandling av prøver og dekomponering

Prøvene ble dekomponert på laboratoriet ved NTNU juni 2013. Oppveiingen, fortynningen og dekomponeringen ble gjort av Syverin Lierhagen.

Utstyr som ble brukt til oppveiing, fortynning og dekomponering:

- Vekt
- Prøverør

- Plastflaske
- Plastfolie
- Milliliterpumpe
- Ultra pure HNO₃
- H₂SO₄
- H₂O₂
- Ultrarent vann (milliQ, med motstand 18MΩ)
- Ultra Clave

Prøvene ble knust til tilnærmet pulverform. Prøverør som var vasket med syre (HNO₃) ble fylt med mellom 250 og 350 mg prøve av denne prøven. Prøverørene ble så tilsatt HNO₃ (9 mL, 32,5%). Prøverør med prøver samt prøverør med referansemateriale (Soil GBW-07408) og blankprøver ble satt i stort beger fylt med H₂O (300 mL), H₂SO₄ (2mL) og H₂O₂ (30 mL). Dette begeret ble så satt i Ultra Clave-instrumentet for dekomponering med trykk/temperaturprogram i ca 2 timer.

Etter dekomponeringen ble prøvene puttet i plastflaske, prøverøret ble så skylt med ultrarent vann 2 ganger og denne løsningen (med ultrarent vann og prøve) ble fortynnet med ultrarent vann til ca 109,8 g. Omtrent 15 mL av denne prøven ble fylt i prøveglass og videresendt til ICP-MS. ICP-MS-analysen ble gjort av Syverin Lierhagen.

5. Resultater og diskusjon

5.1 Beskrivelse av undersøkelsen

Alle kjerneprøvene er tatt 2500 meter utenfor elveutløpet. Prøvene ble tatt i mai 2013 og behandlet og analysert på laboratoriene i juni 2013. De oppgitte konsentrasjonene er korrigert for blankprøver og beregnet tilbake til fast materiale. Konsentrasjonene er oppgitt i ppm ($\mu\text{g/g}$).

Kjerneprøvene fra de tre lokalitetene har ulik lengde. Lengdene på sedimentkjerneprovne fra utløpene til Steinkjernelva, Verdalselva og Stjørdalselva er på henholdsvis 187, 175 og 190 cm. Grunnet avstand i lokalisering antas påvirkningen på sammensetningen å være forskjellig grunnet forskjellige kilder til materiale som sedimenteres. Generelt vil påvirkninger som klima, geologiske faktorer, aktiviteter fra krig, industri og gruvedrift, jordbruksdrift, samt påvirkninger fra lufthavn og trafikk diskuteres. Siden næringslivet i Nord-Trøndelag gjennom tidene har vært basert på lokale råvarer, slik som jordbruk, vil dette ilegges spesiell vekt. Spesielt i Norges nest største jordbrukskommune, Steinkjer. De forventede påvirkningene ved de ulike lokalitetene vil presenteres for hver elv.

Ved å knytte ulike funn i sedimentkjernene med historiske hendelser vil et forslag til sedimenteringshastighet settes opp for forskjellige perioder i hver enkelt elv. I en rapport av Faye 1992 antas sedimenteringshastigheten i Trondheimsfjorden å være mellom 1-2 mm/år. Det påpekes likevel i rapporten at sedimenteringshastigheten vil variere ved ulike lokaliteter og at det antas å være høyere i områder der store elver munner ut. Elvene i denne undersøkelsen er store, og sedimenteringshastigheten antas derfor å ligge på nivåer minimum denne størrelsen. Prøvene er tatt så langt som 2,5 km utenfor elveutløpet og sedimenteringshastigheter svært høyere enn 1-2 mm/år er derfor ikke forventet.

5.2 Utvalg av grunnstoffer

Resultatene fra ICP-MS bestod i utgangspunktet av 65 ulike grunnstoffer, men et utvalg ble plukket ut fra disse og ble diskutert (jf. vedlegg 14,15 og 16). Utvalget av grunnstoffer som diskuteres er valgt med hensyn til kildene som antas å påvirke sammensetningen ved de ulike lokalitetene. For å studere sammensetningen og variasjonene i sedimentet vil to ulike

tilnærminger brukes: dybdeprofiler og normaliseringsprofiler, hvorav normaliseringsprofiler vil ilegges mest vekt.

Studiet av dybdeprofilene og normaliseringsprofilene dreier seg i første omgang om grunnstoffene: aluminium, silisium, fosfor, svovel, kalium, kalsium, vanadium, krom, mangan, jern, kobolt, nikkel, kobber, sink, kadmium, molybden, tinn, thallium, bly, uran, arsen, vismut, antimon og kvikksølv. Hvilke grunnstoffer som diskuteres videre avhenger av de lokale påvirkningene og kan variere for de forskjellige lokalitetene.

Dybdeprofiler lages ved å plote konsentrasjonen av et grunnstoff mot dybden av sedimentet. På den måten vil variasjoner i konsentrasjoner langs dybdeprofilen vises. Å lete etter spesielle historiske naturlige eller antropogene hendelser i en dybdeprofil vil likevel ikke være tilstrekkelig. Variasjoner i konsentrasjoner kan komme på grunn av naturlige variasjoner som for eksempel varierende tilførsel på grunn av varierende klima. Av den grunn legges det større vekt på studie av normaliseringsprofiler som lages for konsentrasjonen av hvert enkelt grunnstoff mot konsentrasjonen av aluminium.

5.3 Normalisering mot aluminium

En rett dybdeprofil etter normalisering mot aluminium, som videre kalles normaliseringsprofil, tyder på at grunnstoffet varierer sammen med aluminium, og derfor kommer fra geologien, mens variasjoner i profilen i form av positive eller negative utslag i vil antyde antropogene tilførsler eller naturlige variasjoner ved dybden der utslaget finnes. Denne metoden for å studere antropogene forurensninger er en forenklet versjon av metoden til Schropp og Windom (1988).

Normaliseringen er gjort ved at konsentrasjonen av det aktuelle grunnstoffet er dividert med konsentrasjonen til aluminium. For å få presentable verdier i normaliseringsprofilene er forholdet mellom aluminium og grunnstoffene i denne sammenhengen multiplisert med en faktor på 10 000.

Grunnen til at normaliseringen skjer mot aluminium er at aluminium stort sett stammer fra naturlige kilder og vil variere med variasjon av naturlige faktorer. Det antas derfor at variasjonen til aluminium vil være proporsjonal med variasjonen til de andre grunnstoffene dersom de stammer fra samme kilde, og at dersom variasjonen ikke er proporsjonal skyldes

det antropogen tilførsel av de andre grunnstoffene. Dersom aluminiumskonsentrasjonen er betydelig lav ved noen dybder vil man likevel kunne få utslag i normaliseringsprofilen selv om det ikke skyldes antropogen tilførsel.

I tilfeller der aluminiumskonsentrasjonen er svært lav kan man få positive utslag i normaliseringsprofilen selv om konsentrasjonen av andre grunnstoffer også er lavere. Dette vil skje i tilfeller der konsentrasjonen av de andre grunnstoffene synker, men ikke proporsjonalt med aluminium. Dette trenger ikke skyldes antropogen tilførsel, men kan skje fordi de andre grunnstoffene kommer fra andre naturlige kilder som vinderosjon av annet materiale (enn berggrunn) som inneholder disse grunnstoffene, eller fra biologisk aktivitet i havvannet. Forholdet mellom grunnstoffene som tilføres til sedimentet vil da forskyves og et utslag kan vises, som ikke nødvendigvis samsvarer med antropogen tilførsel.

Endringer i konsentrasjonen av aluminium vil kunne forekomme på grunn av endringer i klima. Eksempler på endringer i klima som betyr noe for konsentrasjonen av aluminium som tilføres elva er; lave temperaturer med lite tilførsel via erosjon av berggrunnen, lite nedbør og derfor lite tilførsel via erosjon av berggrunnen eller høye temperaturer som fører til biologisk aktivitet og derfor en større andel organisk materiale.

Fraksjonen av totalt uorganisk materiale er beregnet for alle dybdene ved hver av elvene (jf. vedlegg 1). Beregningen er gjort ved å summere konsentrasjonene for alle grunnstoffene der det foreligger resultater fra ICP-MS og kalles den totale uorganiske fraksjonen.

Korrelasjoner er laget for å illustrere forholdet mellom aluminium og de andre grunnstoffene. Korrelasjonskoeffisienten (r^2) er regnet ut for alle grunnstoffene som diskuteres ved alle de tre lokalitetene (jf. vedlegg 3). I dette prosjektet er det valgt at en korrelasjonskoeffisient på over ca 0,6 indikerer god korrelasjon, siden kjerneprøvene er hentet fra reelle systemer. Dette bare er en veiledende verdi, og en korrelasjonskoeffisient kan være noe lavere og likevel indikere en viss korrelasjon mellom grunnstoffene. Dersom korrelasjonen er god ($>0,6$) antas aluminium og det aktuelle grunnstoffet å variere sammen, og derfor stamme fra samme kilde. En betydelig lav korrelasjonskoeffisient antas å indikere at aluminium og det aktuelle grunnstoffet ikke tilføres fra samme kilde, og derfor indikere antropogen tilførsel.

Korrelasjonskoeffisientene vil diskuteres i noen tilfeller der det ønskes å tilegne avvik fra normaliseringsprofilen til antropogen tilførsel.

5.4 Hvordan beregnes avvik fra normalen

I dette prosjektet vil det letes etter utslag i en normaliseringskurve og/eller en dybdeprofil. Bakgrunnen for et slikt avvik trenger ikke være statistisk bestemt, men er basert på skjønn og hva som oppfattes som betydelig. Avvik fra aluminiumskonsentrasjonen og den totale uorganiske fraksjonen beregnes ut fra hvor langt det ligger utenfor medianen. Eksempler på utregning av prosentavvik finnes i vedlegg 10. Medianen brukes i stedet for gjennomsnitt siden medianen ikke tar hensyn til ekstremverdier, noe som kan påvirke gjennomsnittet men ikke medianen. Gjennomsnitt vil likevel brukes der det er ønskelig at ekstremverdiene skal påvirke, blant annet i beregning av konsentrasjoner i forbindelse med diskusjon av forurensning.

I tabell 6 er medianen for aluminiumskonsentrasjonen og den totale uorganiske fraksjonen beregnet, som i noen tilfeller vil brukes for å diskutere funn i profilene. Små utslag i profilene vil ikke diskuteres. Utslagene som diskuteres vil være tydelige trender i profilene, og gjerne utslag som kan dateres eller som er svært markante.

Tabell 6: Median for aluminiumskonsentrasjon og konsentrasjonen av total uorganisk

Lokalitet	Median for aluminiumskonsentrasjon (ppm)	Median for total uorganisk (ppm)
Steinkjerelva	35 125	125 299
Verdalselva	51 311	166 549
Stjørdalselva	51 128	169 871

5.5 Oppbygning av resultat og diskusjons-del

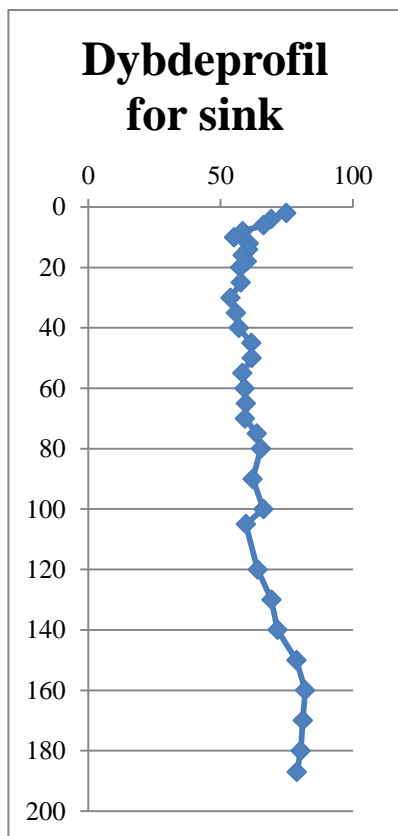
Resultatene og diskusjonen av disse er delt opp i flere deler. Først vil fellestrekk for dybdeprofiler presenteres for hver elv. Deretter vil funn i normaliseringsprofiler diskuteres i lys av historiske hendelser, og diskuteres i forhold til funn i dybdeprofilen ved de tilsvarende dybdene. Et forslag til sedimenteringshastighet vil så settes opp for hver elv. Diskusjon i forhold til noen tidligere funn i disse elvene vil deretter gjøres. Funn i denne delen vil deretter brukes til å sammenligne sedimentene utenfor de tre elvene. Forurensningsgraden i elvene vil deretter diskuteres i forhold til grenseverdier satt av KLIF. Deretter vil mulige feilkilder og metoden diskuteres, før kvalitetskontroll til slutt vil diskuteres.

5.6 Dybdeprofiler

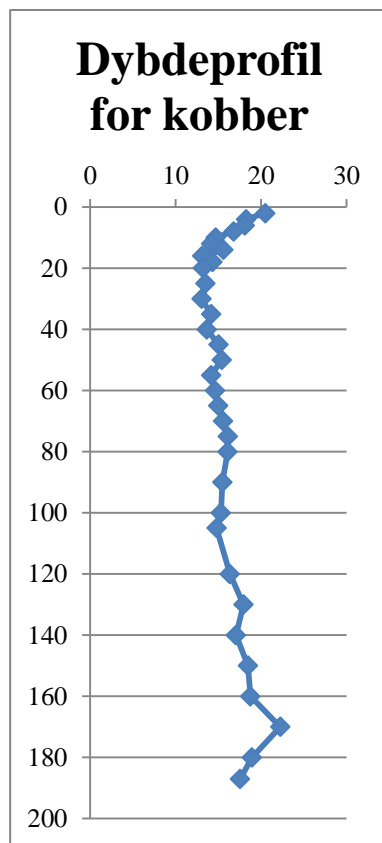
De første resultatene som presenteres er dybdeprofiler, der den kort presentasjon av trender i dybdeprofiler for grunnstoffer fra alle lokalitetene vil bli gjort. Spesielle funn i dybdeprofilene vil senere bli nærmere diskutert sammen med normaliseringsprofilene.

5.6.1 Fellestrekk Steinkjer

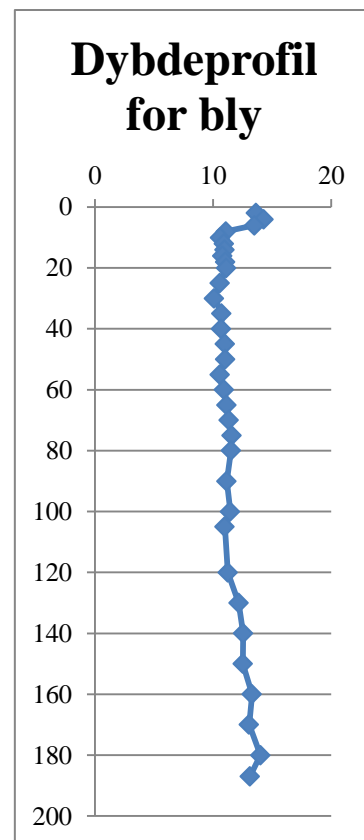
Felles for dybdeprofilene laget for sedimentkjerneprøvene ved utløpet til Steinkjerelva er at konsentrasjonene til grunnstoffene varierer i stor grad nedover i profilen. Flere grunnstoffer har også en markant økning i øverste lag. Eksempler på dette er sink, kobber og bly, jf. figur 17, 18 og 19.



Figur 17: Dybdeprofil for sink ved utløpet til Steinkjerelva. X-aksen viser konsentrasjon (ppm) og y-aksen viser dybde (cm).

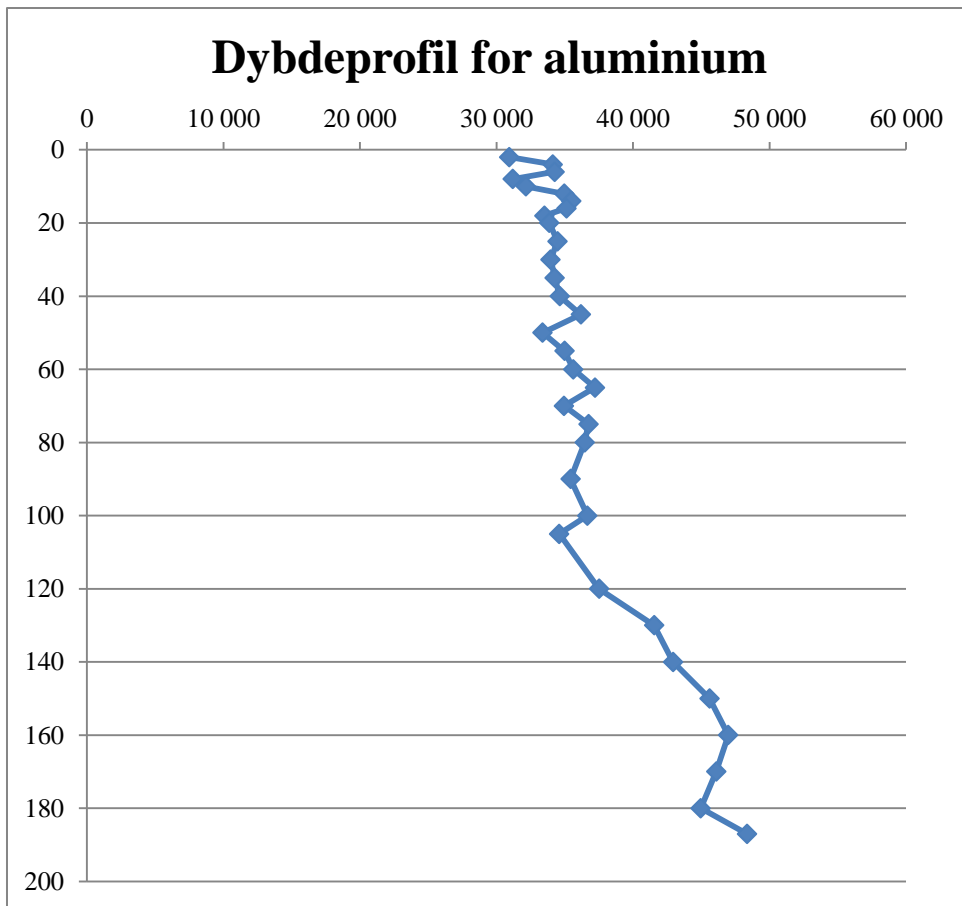


Figur 18: Dybdeprofil for kobber ved utløpet til Steinkjerelva. X-aksen viser konsentrasjon (ppm) og y-aksen viser dybde (cm).



Figur 19: Dybdeprofil for bly ved utløpet til Steinkjerelva. X-aksen viser konsentrasjon (ppm) og y-aksen viser dybde (cm).

Mange av grunnstoffene har også økning i konsentrasjoner nedover i dybdeprofilen (jf. figurer 17, 18 og 19). Flere grunnstoffer øker fra rundt 100 cm til 160/170 før konsentrasjonen er noe lavere i dypeste lag.

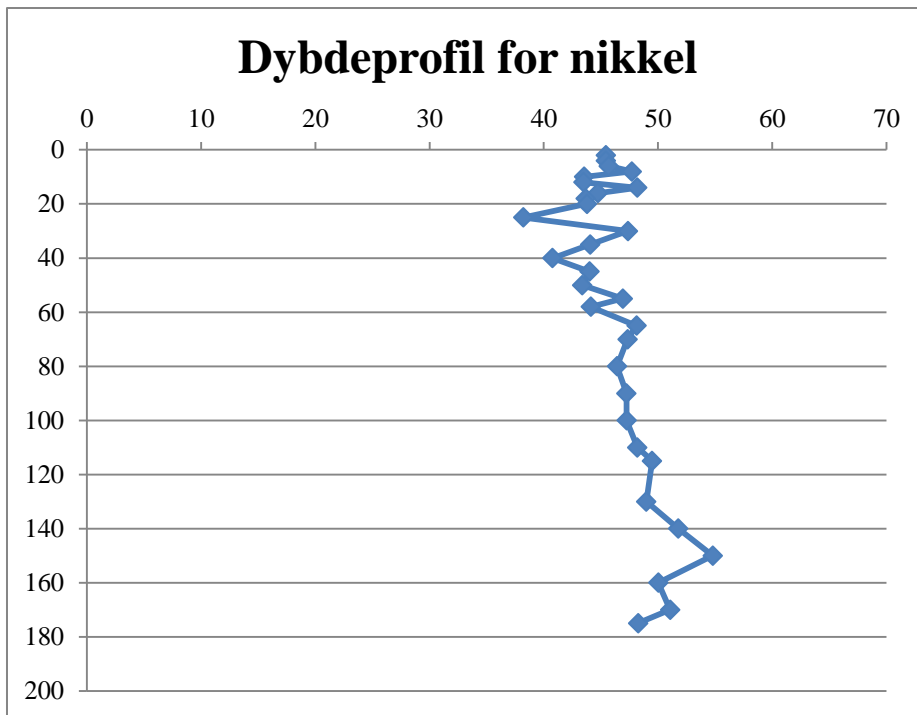


Figur 20: Dybdeprofil for aluminium ved utløpet til Steinkjernelva. X-aksen viser konsentrasjon (ppm) og y-aksen viser dybde (cm).

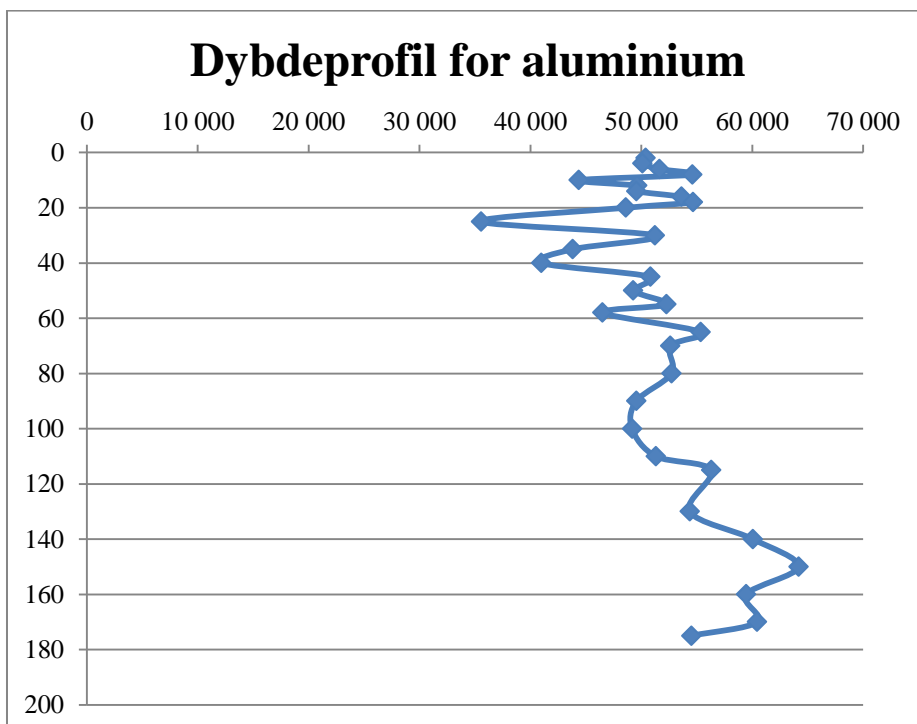
Aluminiumskonsentrasjonen i sedimentkjernen hentet utenfor utløpet til Steinkjernelva har en generelt sett økende trend nedover i sedimentkjernen, jf. figur 20. Det finnes ingen betydelige utslag fra profilen i øvre lag av sedimentkjernen.

5.6.2 Fellestrekk Verdalen

Flere av grunnstoffene har både positivt utslag på 150 cm og negativt utslag på 25 cm og 40 cm (jf. figur 21 og bly og sink i vedlegg 5).



Figur 21: Dybdeprofil for nikkel ved utløpet til Verdalselva. X-aksen viser konsentrasjon (ppm) og y-aksen visen dybde (cm).

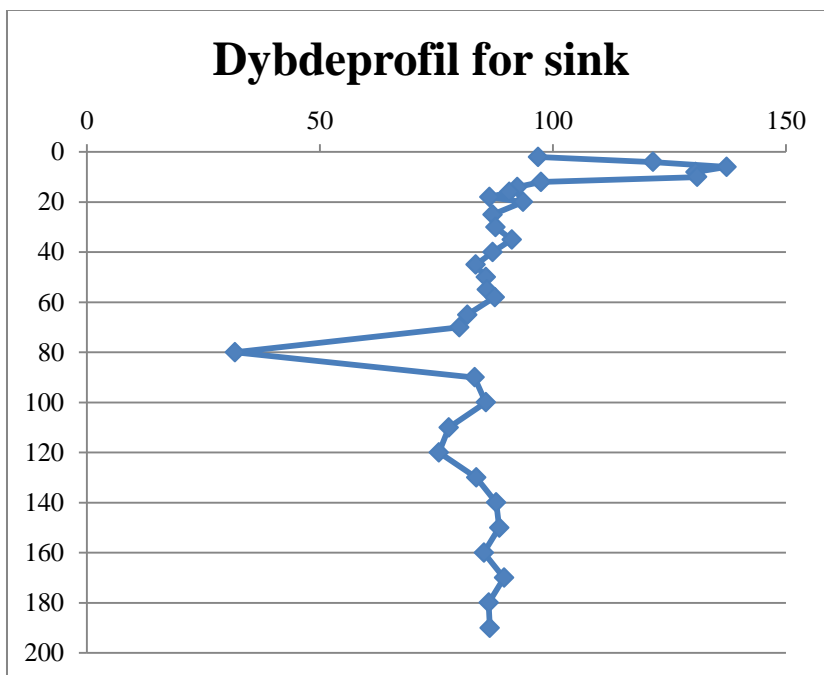


Figur 22: Dybdeprofil for aluminium ved utløpet til Verdalselva. X-aksen viser konsentrasjon (ppm) og y-aksen visen dybde (cm).

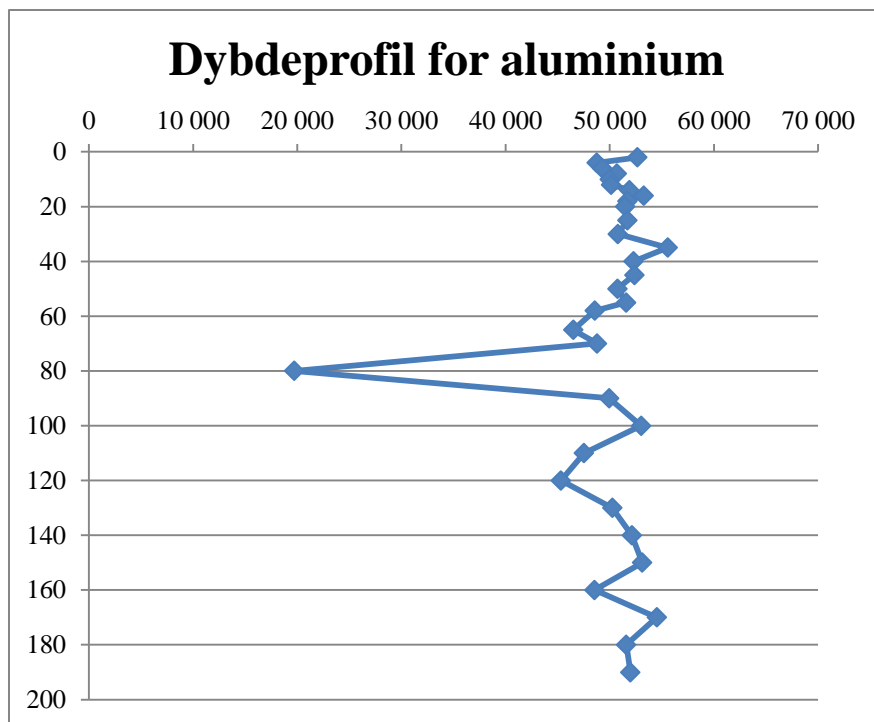
Aluminiumskonsentrasjonene er noe lavere på 10 og 58 cm, mens betydelige utslag i dybdeprofilen til aluminium finnes ved 25 cm og 40 cm, jf. figur 22. Konsentrasjonene øker noe i lavere lag av sedimentkjernen, og et positivt utslag vises ved 150 cm.

5.6.3 Fellestrekk for Stjørdal

De aller fleste grunnstoffene har lave verdier på 80 cm, jf sink og aluminium i figur 23 og 24, som er mye lavere enn verdiene i lagene rundt. Mange av grunnstoffene har også de høyeste verdiene i de øverste lagene (4-8 cm), men konsentrasjonen er lavere ved 2 cm for de fleste grunnstoffene, for eksempel sink (figur 24) og kobber og kadmium i vedlegg 6. Kobber og Arsen (vedlegg 6) har også positive utslag i dybdeprofilene ved 110 cm.



Figur 23: Dybdeprofil for sink ved utløpet til Stjørdalselva. X-aksen viser konsentrasjon (ppm) og y-aksen visen dybde (cm).



Figur 24: Dybdeprofil for aluminium ved utløpet til Stjørdalselva. X-aksen viser konsentrasjon (ppm) og y-aksen viser dybde (cm).

5.7 Normalisering mot aluminium

Felles for alle sedimentkjernene er at flere grunnstoffer har varierende utslag i dypere lag av sedimentet. Dette er grunnstoff med lave konsentrasjoner, og den høye oppløsningen i profilene vil derfor føre til at utslag vises selv om endringen er liten i prosent. Det betyr ikke at dette er betydelige utslag, og vil ikke knyttes til antropogene eller naturlige geokjemiske hendelser. Videre følger inndeling i de ulike lokalitetene der funn i normaliseringsprofilene vil diskuteres.

5.7.1 Steinkjerelva

Siden Steinkjer er en av landets største jordbrukskommune vil det letes etter spor fra jordbruket i sedimentkjerneprovne fra fjorden utenfor elvemunningen til Steinkjerelva. Eksempler på slike spor er bruk av kunstgjødsel og pesticider, samt variasjon i fosforprofilene. Historiske hendelser som kan tenkes å ha påvirket sammensetningen av sedimentet utenfor Steinkjerelva er i tillegg andre verdenskrig, gruvedrift i nærområdet og byutvikling. For å undersøke antropogene tilførsler brukes normaliseringsprofiler. Funnene diskuteres også i forhold til funn og sammenligning med dybdeprofilene for grunnstoffer.

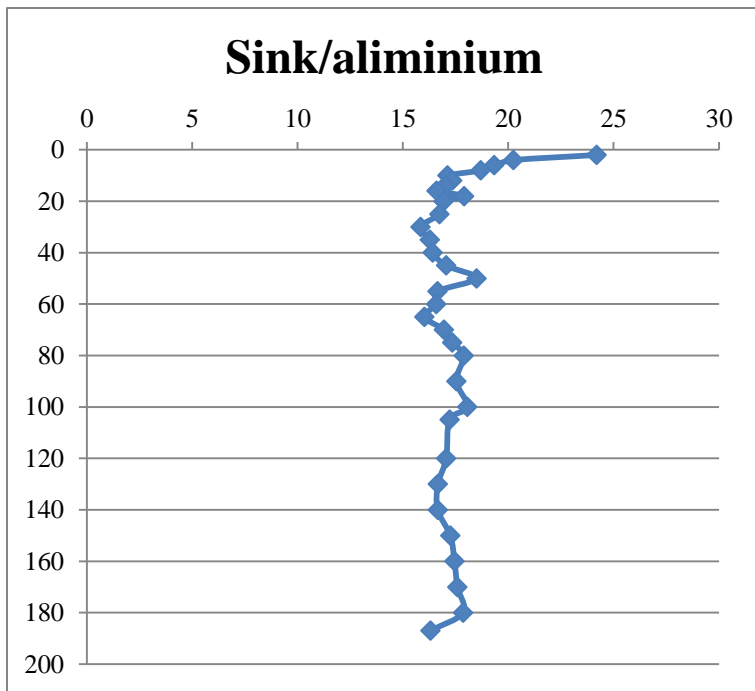
Tabell 7: Observasjoner fra normaliseringsprofiler i figur 25-32 og vedlegg 7

Dybde(cm)	Kommentar	Grunnstoff(er)	Knyttes til
2-14	Grunnstoffer med positive utslag i de øvre lagene	Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Sn, Tl, Pb, U, As, Sb, Bi og Hg	Trafikk, langtransport, migrering, CCA, pesticider, kunstgjødsel, kloakkslam.
4	Positivt utslag	As, Mo, S	CCA, organisk materiale
8	Positivt utslag	Mn, Cr, Cd, U,	2. verdenskrig, migrering
10	Positivt utslag	Ca	Kontaminering (skjell-rest)
20	Positive utslag	Fe, As, Tl, Pb	Gruveaktivitet
30	Positivt utslag	Mo	Kull, rest fra gruve, organisk materiale
50	Positive utslag	Cr, Fe, Co, Cu, Zn, Pb, Mo, As,	Gruveaktivitet
65	Negativt utslag	Si, Mg, Cr, Fe	Endring i sammensetning til sedimentert materiale
80	Positivt utslag	S	Organisk materiale
Lavere lag	Variierende utslag	Cd, Sn, Sb, Hg, As	Lave konsentrasjoner

Punktetene i tabell 7 vil bli gjennomgått hver for seg og diskuteres i lys av antropogene og naturlige hendelser. I tabell 8 vil et forslag til sedimenteringshastighet settes opp for ulike perioder basert på disse observasjonene.

5.7.1.1 Positive utslag i øvre lag

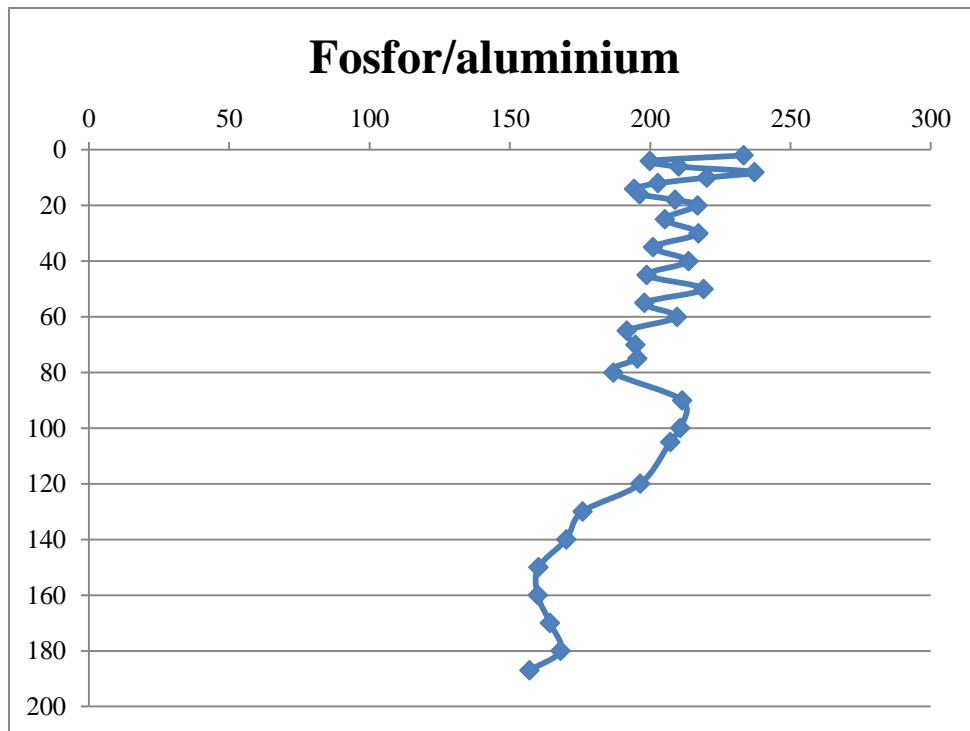
Flere grunnstoffer (jf tabell 7 og vedlegg 7), har en økende trend i normaliseringsprofilen i de øverste lagene. Denne trenden er også tydelig i dybdeprofilene til grunnstoffene, der konsentrasjonen økte i øverste lag (jf. figur 17,18 og 19). Et eksempel på grunnstoff med økning i øverste lag i normaliseringsprofilen er sink, jf, figur 25.



Figur 25: Normaliseringsprofil for sink. X-aksen viser konsentrasjon (ppm) og y-aksen viser dybde (cm).

Dybdeprofilen til aluminium (jf. figur 20) viser at aluminiumskonsentrasjonen er noe lavere på 8-10 og 2 cm, men ikke så betydelig lav i forhold til medianen til aluminium at dette vil påvirke normaliseringen mye. Økningen skyldes derfor trolig antropogen tilførsel av disse grunnstoffene. Faktorer som kan tenkes å føre til økning i normaliseringsprofiler i de øverste lagene er: tilførsel fra jordbruk, tilførsler etter materiale brukt under andre verdenskrig, trafikk, byutvikling, oppbygning etter andre verdenskrig og økte konsentrasjoner grunnet redokskjemi i de øverste lagene av sedimentet.

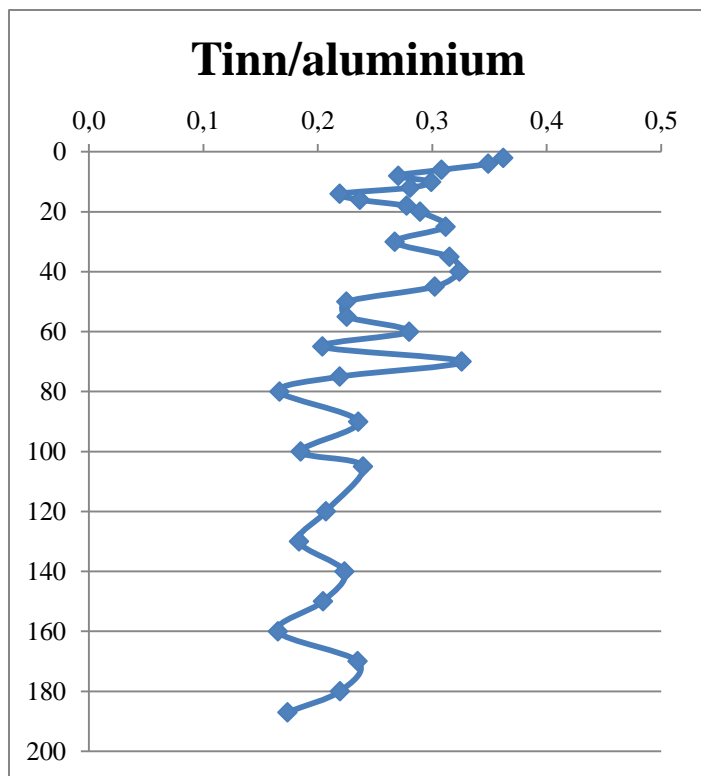
Innenfor jordbruk er spesielt bruken av fosfatgjødsel og pesticider interessant grunnet deres innhold av tungmetaller (for eksempel arsen, kobber, kvikksølv, bly, og sink). For å undersøke belastningen av kunstgjødsel kan profilen til fosfor studeres nærmere siden kunstgjødsel kan føre til økt belastning av fosfor i bunnsedimenter (Nashoug, 1999).



Figur 26: Normaliseringsprofil for fosfor ved utløpet til Steinkjerelva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).

Figur 26 viser at normaliseringsprofilen til fosfor har positive utslag ved 2 og 10 cm. Dette kan blant annet tyde på at belastningen med kunstgjødsel var høyere ved disse periodene, noe som kan forklare økte konsentrasjoner av tungmetaller.

Et konkret eksempel på forbindelser som er brukt i jordbruket er organotinnforbindelser, som ble brukt fra 1960-årene (Alloway, 2013).



Figur 27: Normaliseringsprofil for tinn ved utløpet til Steinkjerelva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).

Figur 27 viser at forholdet mellom konsentrasjonene til tinn og aluminium øker noe fra 6 cm. Dersom økningen fra 6 cm skyldes begynnelsen av bruken av organotinnforbindelser tilsvarer dette en gjennomsnittlig sedimenteringshastighet fra 1960 til 2013 på 1,1 mm/år, som er rimelig med tanke på forslaget til Faye (1992) om 1-2 mm/år i Trondheimsfjorden. I tabell 8 vil et forslag til sedimenteringshastighet i dette sedimentet settes opp basert på at man kan se starten av bruk av organotinnforbindelser, samt funn som diskuteres senere.

At E6 går over Steinkjerelva kan føre til at trafikk er en mulig kilde til metaller i øverste lag. Det ble i tillegg bygget jernbane i området i starten av 1900-tallet. Metaller som kan stamme fra trafikk er blant annet, kobber, sink og bly. Bruk av forskjellige metaller i byggemateriale kan også være kilde til metaller.

Noen former av metallene kobber, bly, thallium, sink og kvikksølv er atmosføfile (B-metaller). Siden dette betyr at transporten gjennom atmosfæren ofte overgår transporten gjennom vann kan mulige kilder til disse metallene også være langtransportert forurensning. Nord-Trøndelag er lite påvirket av langtransportert forurensning i forhold til områder i Sør-Norge, men noen

partikler kan likevel ha blitt transportert til området, men de lokale utslippene har mest sannsynlig større påvirkning på sammensetningen i sedimentet.

Siden noen grunnstoffer vil kunne migrere fra det reduserte lave laget av sedimentet til det øvre mer oksiderende laget av sedimentet (Emelyanov, 2005) vil det kunne finnes økte konsentrasjoner av disse grunnstoffene i øvre lag. Dette gjelder spesielt mangan og jern, men det vil også kunne finnes økte konsentrasjoner av nikkel, kobolt, kobber og molybden ved redoksbarrieren til sedimentet (Emelyanov, 2005). I en tidligere studie av sedimenter i Trondheimsfjorden (Faye, 1992) ble det funnet spesiell høy berikelse av mangan i øverste sjikt av sedimentprøver. Faye, 1992 konkluderte med at dette mest trolig ikke skyldes antropogen forurensning, men at mangans geokjemi bestemte fordelingen av manganet i sedimentet. Tungmetaller er ofte bundet til mangan-oksider, og vil derfor følge fordelingen av mangan, noe som kan forklare berikelse av også tungmetaller i øverste lag (Faye, 1992). Derfor kan den høye konsentrasjonen av både nikkel, kobolt, kobber og molybden muligens forklares av en naturlig migrering. Normaliseringsprofilen til mangan (jf. vedlegg 7) viser et markant positivt utslag ved 8 cm. Det kan derfor tenkes at det finnes et manganlag ved denne dybden, selv om det ikke ble observert fargeendringer i sedimentkjernen da kjerneprøven ble tatt.

I tillegg til at flere grunnstoffer øker i de øverste lagene i normaliseringsprofilen, er det utvalgte grunnstoffer som har en spesielt høyt utslag ved 4 cm. Dette gjelder arsen, svovel og molybden. Siden aluminiumskonsentrasjonen ikke har noen markante utslag i de øverste lagene antas disse grunnstoffene å stamme fra antropogen tilførsel. Arsen har markant utslag i alle de øverste lagene, men grunnen til at konsentrasjonen er ekstra høy ved 4 cm kan skyldes dårlig økt antropogen tilførsel denne perioden fra for eksempel CCA(kobber, krom, arsen)-impregnert trevirke, pesticider eller kunstgjødsel.

Det markante positive utslaget for svovel og molybden ved 4 cm kan skyldes høy tilførsel av organiske komponenter med svovel og molybden ved denne dybden i forhold til tilførselen ved de andre lagene. Atmosfærisk nedfall er også en mulig kilde til disse grunnstoffene. Kommunal kloakkslam er også en kilde til molybden (Barceloux, 1999, s. 233).

5.7.1.2 Positive utslag ved 8 cm

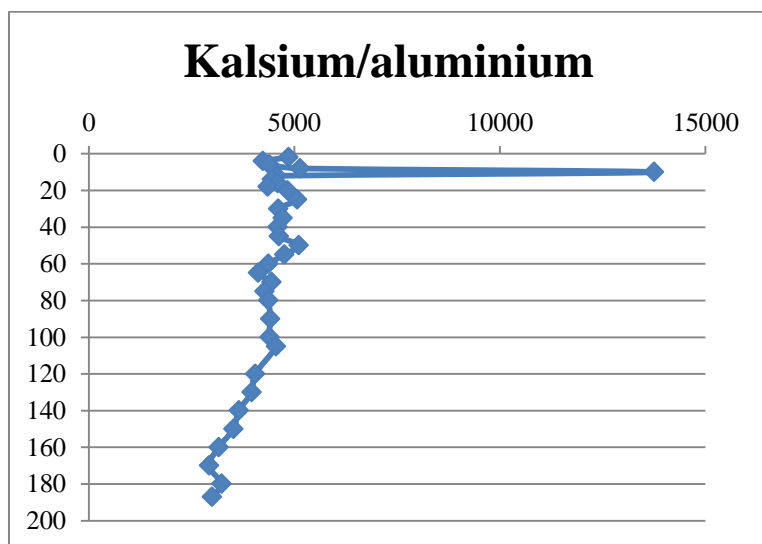
Grunnstoffer som er forbundet med krigsaktivitet i Europa er: bly, kobber, sink, nikkel, antimon, kvikksølv, arsen, uran og vismut (Alloway, 2013). Både kobber, sink, antimon,

kvikksølv, bly, arsen og vismut viser en økende tendens i normaliseringsprofilen i de øverste lagene (jf. vedlegg 7). Økningen starter på 8 cm for kobber, sink og bly, på 6 cm for kvikksølv, arsen og vismut, og på 10 cm for antimon. Både nikkel og uran har derimot en forhøyning ved 8 cm, for deretter å normalisere seg igjen i lagene over. Det er derfor grunn til å tro at påvirkningen fra andre verdenskrig vises ved 8 cm, selv om antimon antyder at den starter ved 10 cm. Grunnen til at normaliseringen for de andre grunnstoffene (jf. tabell 7), som ikke kan knyttes til krigsaktivitet, øker kan være tilførsler som; industri, fosfatgjødsel eller andre kunstgjødsler, dekkingsmateriale og andre aspekter ved byutvikling som CCA(kobber, krom arsen)-impregnert trevirke, trafikk, drivstoff med blytilsetninger og pigmenter tilsatt i maling.

Dersom forhøyningen ved, og økningen fra, 8 cm skyldes andre verdenskrig tilsvarer dette en gjennomsnittlig sedimenteringshastighet på $80\text{mm}/73\text{år} = 1,1\text{mm}/\text{år}$. I tabell 8 er et forslag til sedimenteringshastighet satt opp basert på at utslagene ved 8 cm skyldes aktiviteter knyttet til andre verdenskrig.

5.7.1.3 Positivt utslag ved 10 cm

Ved 10 cm vises et svært markant positivt utslag av kalsium. Også i dybdeprofilen til kalsium vises et stort utslag i konsentrasjonen ved 10 cm, jf. vedlegg 4.

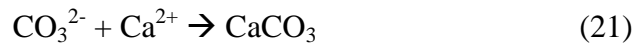


Figur 28: Normaliseringsprofil for kalsium ved utløpet til Steinkjerelva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).

Konsentrasjonen av aluminium er ikke markant avvikende fra medianen ved denne dybden (jf figur 20), noe som tyder på at det markante utslaget skyldes en form for kontaminering. Siden

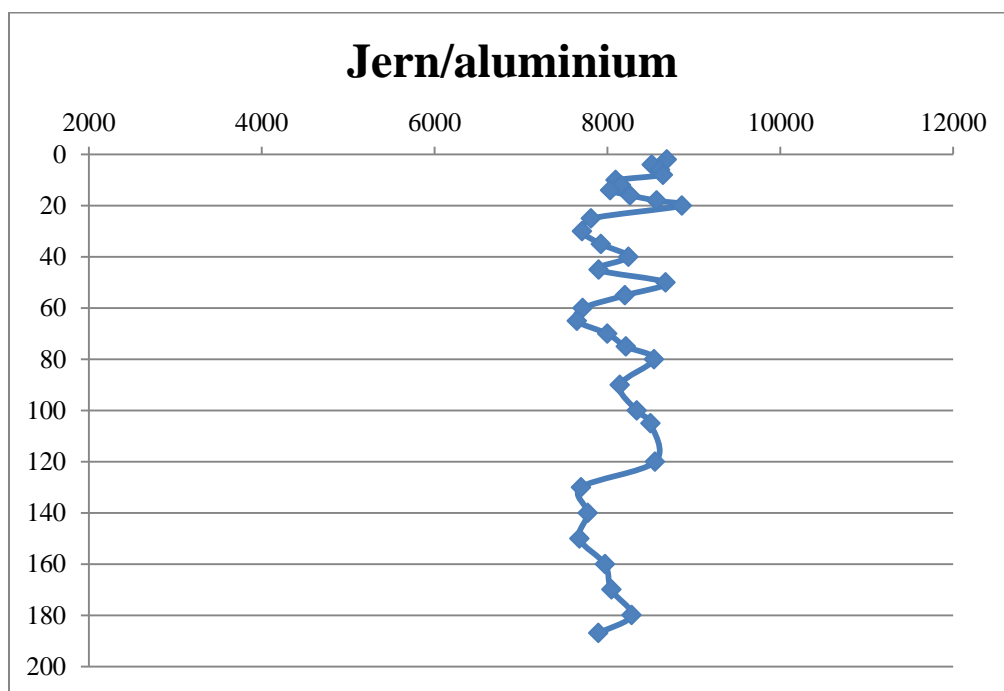
det bare er kalsium som har et så markant utslag ved 10 cm kan utslaget ikke knyttes til en spesiell historisk hendelse.

Et eksempel på kontaminering som kan føre til utslag kan være rester fra skalldyr i prøven fra 4 cm. Flere marine organismer kan produsere kalkholdige skjeletter eller skall via reaksjonen i ligning 21 (Gazeau, et al., 2007).



Dersom en del av et skall eller skjelett fra en marin organisme har kommet med i sedimentprøven vil dette øke kalsiumkonsentrasjonen betraktelig i denne ene prøven i forhold til prøven fra dypere og høyere lag av sedimentkjernen.

5.7.1.4 Positive utslag ved 20 cm



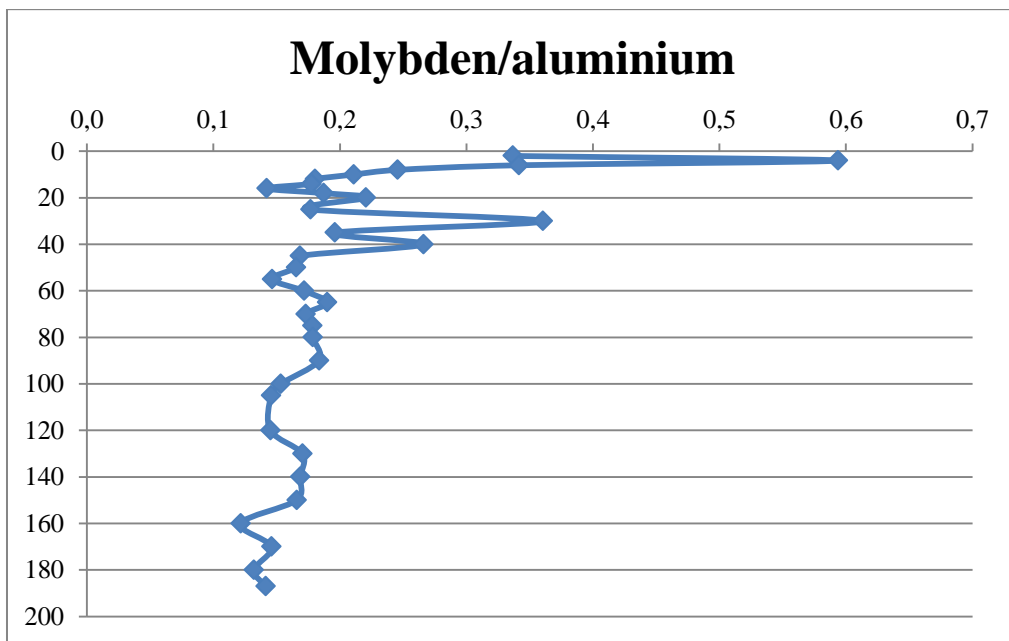
Figur 29: Normaliseringsprofil for jern ved utløpet til Steinkjerelva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).

Ved 20 cm har flere grunnstoffer et positivt utslag i normaliseringsprofilen (se vedlegg 7 og tabell 7). Det tydeligste positive utslaget finnes for jern, jf. figur 29 og er derfor det grunnstoffet som vil bli diskutert. Aluminiumskonsentrasjonen ved 20 cm er ikke markant avvikende fra medianen til aluminiumskonsentrasjonen (jf figur 20). Det er derfor grunn til å tro at utslaget ved 20 cm skyldes antropogen tilførsel.

I 1906 startet driften av en jernmalmgruve i Verran i nærheten av Steinkjer. Om denne gruva er nær nok og har påvirket sammensetningen i sedimentet utenfor Steinkjerelva er usikkert, men kan være tilfelle. Normaliseringsprofilen til jern har et utslag ved 20 cm, men synker gradvis, noe som tyder på tilførsel over lenger tid. Selv om det finnes flere antropogene kilder til jern, er det grunn til å tro at driften av en jernmalmgruve vil påvirke fraksjonen av jern i sedimentet i nærheten av gruva og vannet der malmen fra gruva fraktes. Økning i thallium, arsen og bly kan også skyldes avrenning fra gruver. For arsen er det slik at det er store variasjoner gjennom hele normaliseringsprofilen, jf. vedlegg 7, så et utslag ved 20 cm kan skyldes at det er naturlige variasjoner i konsentrasjonen av arsen. En annen viktig kilde til arsen er forbrenning av kull, som også er sannsynlig ved denne dybden.

Ved å anta at utslaget ved 20 cm kan dateres til gruvedriften i Verran fra 1906 blir den gjennomsnittlige sedimenteringshastigheten fra 1906 til 2013 være 1,87 mm/år. Denne sedimenteringshastigheten ligger mellom den antatte 1-2 mm/år i Trondheimsfjorden (Faye, 1992). Et forslag til sedimenteringshastighet som inkluderer denne antagelsen er satt opp i tabell 8.

5.7.1.5 Positivt utslag ved 30 cm



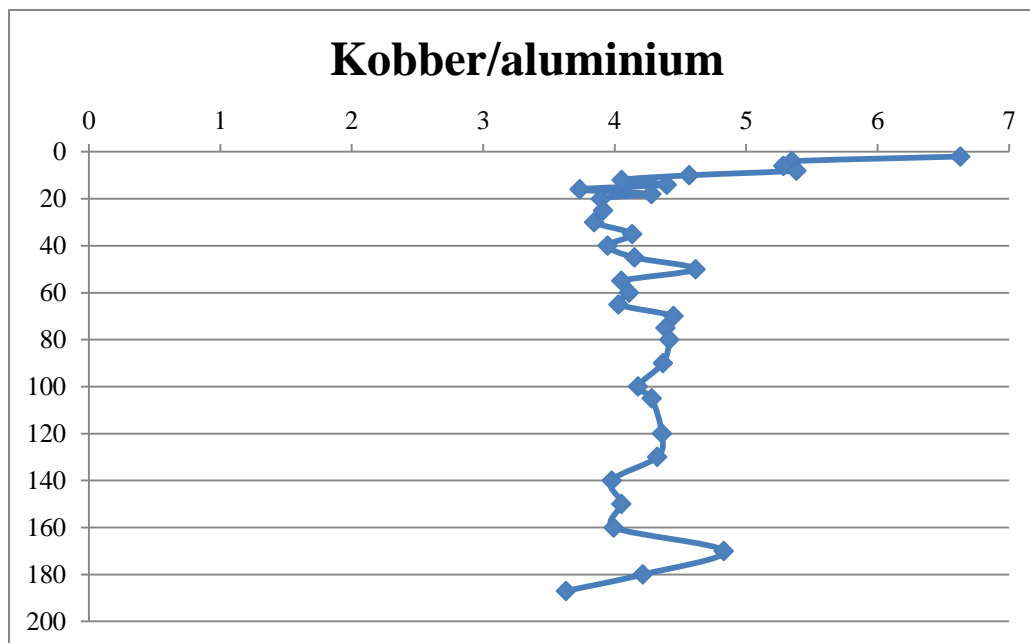
Figur 30: Normaliseringsprofil for molybden ved utløpet til Steinkjerelva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).

Ved 30 cm vises et markant positivt utslag i normaliseringsprofilen til molybden, jf. figur 30. Konsentrasjonen av molybden er vanligvis lav i de fleste bergtyper (Alloway, 2013), og det er derfor grunn til å tro at utslaget skyldes antropogen tilførsel eller tilførsel via organisk materiale. De viktigste antropogene kildene til molybden er forbrenning av kull, kommunal kloakkslam og industrielle eller gruverelaterte aktiviteter (Barceloux, 1999, s.233). Siden dette utslaget vises så dypt som 30 cm ned i sedimentet, og derfor antas å samsvare med en periode før 1900-tallet, er forbrenning av kull, mye molybden i organisk materiale eller rester fra tidligere gruveaktivitet de mest sannsynlige kildene til molybden i dette tilfellet.

Det er også et markant positivt utslag i normaliseringsprofilen til molybden ved 40 cm, som antas å ha samme forklaring som utslaget ved 30 cm.

5.7.1.6 Positive utslag ved 50 cm

Grunnstoffer som har positivt utslag i normaliseringskurven ved 50 cm inkluderer uran, arsen, krom, jern, kobolt, molybden, sink, kobber (jf. figur 31) og bly (jf. tabell 7 og vedlegg 7). Kobber har et mer markant utslag enn de andre grunnstoffene, noe som kan samsvare med at det ble drevet kobbergruve i Ogdal fra 1770-årene. Medianen for aluminiumskonsentrasjonen ligger på 35 125 ppm og konsentrasjonen på 50 cm er 33 379 ppm. Konsentrasjonen er lavere, men ikke veldig mye lavere enn laget under (prosentavviket er 5,0%). Dybdeprofilen til aluminium viser et noe negativt utslag ved denne dybden (jf. figur 20), og dybdeprofilen til kobber viser et positivt utslag ved denne dybden (jf. figur 18), det er derfor naturlig at det blir et positivt utslag i normaliseringskurven og dette skyldes mest sannsynlig antropogen tilførsel.



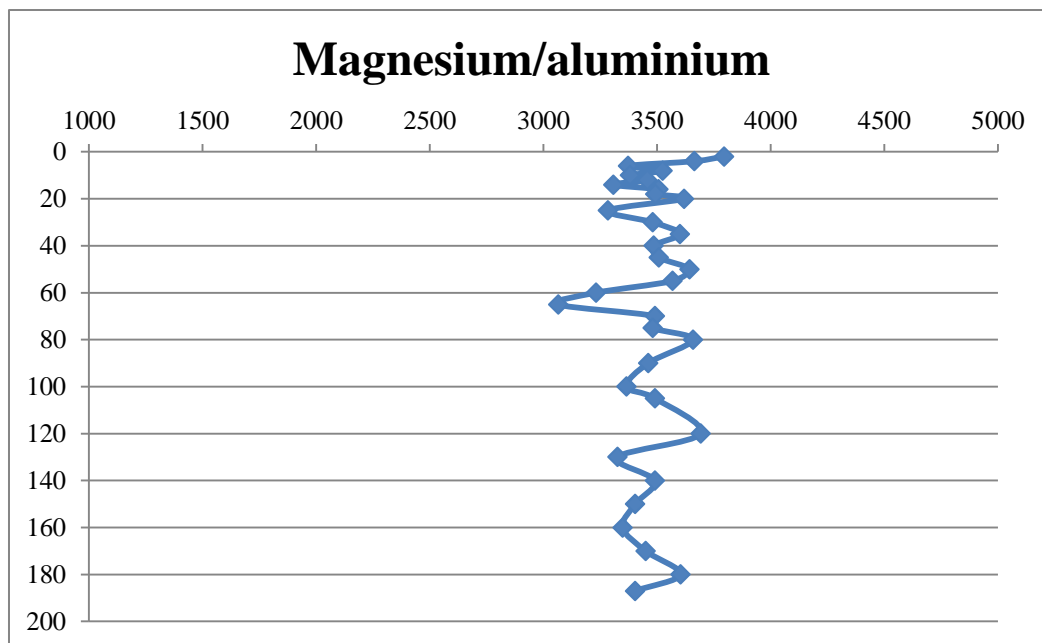
Figur 31: Normaliseringsprofil for kobber ved utløpet til Steinkjerelva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).

Fraksjonen av total uorganisk materiale ved denne dybden ligger noe under medianen for Steinkjerelva (jf. tabell 6). Disse verdiene er henholdsvis 120 890 ppm og 125 299 ppm (jf. vedlegg 1). Dette indikerer at det generelt sett var relativt liten tilførsel av uorganisk materiale i denne perioden, noe som også bekrefter at utslaget i normaliseringsprofilen til kobber skyldes antropogen tilførsel siden denne konsentrasjonen er høyere enn normalt ved denne dybden.

Både kobber, sink, arsen, krom, jern, kobolt, molybden og bly er høye ved denne dybden. Noe som kan samsvare med gruveaktivitet, siden dette alle er grunnstoffer som også kan forurense ved drift av kobbergruve. Siden dette er så dypt ned i sedimentet er det dessuten mest trolig kun gruveaktiviteten som er en antropogen kilde av betydning. Det vil derfor forsøkes å settes en sedimenteringshastighet basert på at gravedriften fra 1770-årene startet i perioden ved 50 cm dybde, jf. tabell 8.

5.7.1.7 Negativt utslag ved 65 cm

Både magnesium, silisium, krom og jern viser et av sine laveste punkt på normaliseringskurven ved 65 cm, og disse punktetene betraktes som betydelige negative utslag i normaliseringsprofilen (jf figur 29, 32 og vedlegg 7).



Figur 32: Normaliseringsprofil for magnesium ved utløpet til Steinkjerelva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).

Aluminiumskonsentrasjonen ved denne dybden er 37 218 ppm, mot en median på 35 125 ppm. Dette tilsvarer et prosentavvik på 6,0 %. Dette betyr at den noe høyere konsentrasjonen av aluminium kan gi et lavere normaliseringstall (jf. negativt utslag) selv om konsentrasjonene av de andre grunnstoffene ikke varierer i stor grad i denne perioden. Dersom en større enn normal andel av materiale som sedimenteres består av aluminium vil det resultere i et negativt utslag for de andre grunnstoffene. Det negative utslaget antas derfor å skyldes en endring i forholdet mellom hvilket type materiale som tilføres elvene. Det kan for eksempel skyldes at tilførselen fra berggrunnen er høyere ved denne dybden, men at tilførselen fra andre kilder (vinderosjon, biologisk aktivitet) er mindre, og derfor gir et negativt utslag for de andre grunnstoffene. Denne dybden samsvarer også med tilførsler så langt tilbake i tid at det mest sannsynlig ikke er store variasjoner i antropogen tilførsel.

5.7.1.8 Positivt utslag ved 80 cm

Ved 80 cm er det et markant positivt utslag i normaliseringsprofilen til svovel (jf. vedlegg 7). Dette kan skyldes høy tilførsel av organiske komponenter med svovel. En annen mulig forklaring kan være at utslaget skyldes partikler fra vulkanske på for eksempel Island. Et vulkansk utbrudd er likevel et svært kortvarig fenomen i forhold til hva som forventes å se spor av i sedimentkjernen. Siden kun en liten fraksjon av sedimentet ved de ulike dybdene er hentet ut er det også lite sannsynlig å hente rester fra noe som har skjedd over kort tid. I

tillegg vil man kunne forvente å finne spor av metaller som mangan, krom, nikkel og arsen dersom utslaget skyldes et vulkansk utbrudd. Ingen av disse grunnstoffene har utslag ved 80 cm. Dersom prøven likevel inneholder spor fra vulkansk utbrudd kan dette være fra store utbrudd på Island som blant annet er rapportert i 1766 og 1783. Dette vil gi en gjennomsnittlig sedimenteringshastighet fra 1766 til 2013 på 3,5 mm/år, som er noe høyt i forhold til hva som forventes i Trondheimsfjorden. Det antas derfor at det positive utslaget skyldes høyt innhold av svovel i den organiske fraksjonen av det sedimenterte materialet.

5.7.1.9 Økning i aluminiumskonsentrasjonen i lavere lag

En generell trend i dybdeprofilene til grunnstoffer fra sedimentkjernen hentet utenfor utløpet til Steinkjerelva er at konsentrasjonene øker i de dypere lagene av sedimentet (fra 130/140 og nedover), jf. vedlegg 4 og figur 20. Dette gjelder også fraksjonen av total uorganisk materiale, jf. vedlegg 1 og 2. Dette tyder på at det er en økt tilførsel av uorganisk materiale, muligens erodering fra berggrunnen i dette området. Dette kan stamme fra perioder med mye nedbør slik at mye materiale eroderer fra berggrunnen. Manglende data om nedbørsmengder i tiden som antas å kunne knyttes til denne dybden av sedimentkjernen gjør det vanskelig å datere de økende konsentrasjonene. Det er likevel tydelig hos en stor fraksjon av det uorganiske materiale og ansees derfor som en tydelig trend som kan ha en forklaring.

5.7.1.10 Sedimenteringshastighet

For å anslå en mulig sedimenteringshastighet tas det utgangspunkt i følgende historiske hendelser: bruk av organotinnforbindelser i jordbruk, andre verdenskrig, oppstart av jernmalmgruve og gruve med utvinning av svovel- og kobberkis.

Tabell 8: Forslag til sedimenteringshastighet for sedimentet utenfor utløpet til Steinkjerelva

Historisk hendelse	Årstall	Avstand i sediment (mm)	Sedimenteringshastighet fra dette årstallet (mm/år)
Organotinnforbindelser	1960	60	1,1
Andre verdenskrig	1940	80	1,0
Jernmalmgruve	1906	200	3,5
Gruve for kobber- og svovelkis	1770	500	2,2

Et forslag til sedimenteringshastighet i sedimentet utenfor utløpet til Steinkjerelva er satt opp i tabell 8. Forslaget er basert på at konsentrasjonen til tinn øker fra 6 cm og at dette skyldes bruken av organotinnforbindelser fra 1960-årene. Dette gir en sedimenteringshastighet fra

1960 til 2013 på 1,1 mm/år. Den andre antagelsen baserer seg på at andre verdenskrig skyldes utslagene og økningene fra 8 cm. Dette gir en sedimenteringshastighet mellom 1940 og 1960 på 1,0 mm/år. Begge disse sedimenteringshastighetene ligger innenfor 1-2 mm/år i Trondheimsfjorden som ble antatt av Faye (1992). Dersom det positive utslaget ved 20 cm for blant annet jern skyldes jernmalmgruva fra 1906 blir sedimenteringshastigheten fra 1906 til 1940 3,5 mm/år. Dette er en svært høy sedimenteringshastighet i forhold til den som er forslått for Trondheimsfjorden. Den er likevel ikke usannsynlig med tanke på at det var en stor flom i Steinkjerelva i 1932 (Petterson, 2007). Fra 1770 til 1906 er det foreslått en sedimenteringshastighet i størrelsesorden 2,2 mm/år basert på antagelsen om at positive utslag for blant annet kobber ved 50 cm skyldes gruvedrift fra 1770.

En historieprofil for konsentrasjonen av kobber i sedimentet utenfor Steinkjerelva er lagt ved i vedlegg 11. Denne viser at dateringene og derfor sedimenteringshastigheten kan være sannsynlig.

5.7.2 Verdalselva

Historiske hendelser som antas å ha påvirket sammensetningen av sediment utenfor utløpet til Verdalselva inkluderer andre verdenskrig og stålproduksjonsindustri. I tillegg vil det undersøkes om påvirkning fra jordbruket og byutvikling har endret sammensetningen i sedimentet. For å undersøke antropogene tilførsler brukes normaliseringsprofiler. Funnene diskuteres også i forhold til funn og sammenligning med dybdeprofilene for grunnstoffer. For å diskutere funn i sediment som antas å være avsatt før dokumenterte historiske hendelser vil klimavariasjoner brukes. I tabell 9 presenteres funn i normaliseringsprofilene som vil diskuteres videre i lys av antropogen tilførsel og naturlige variasjoner.

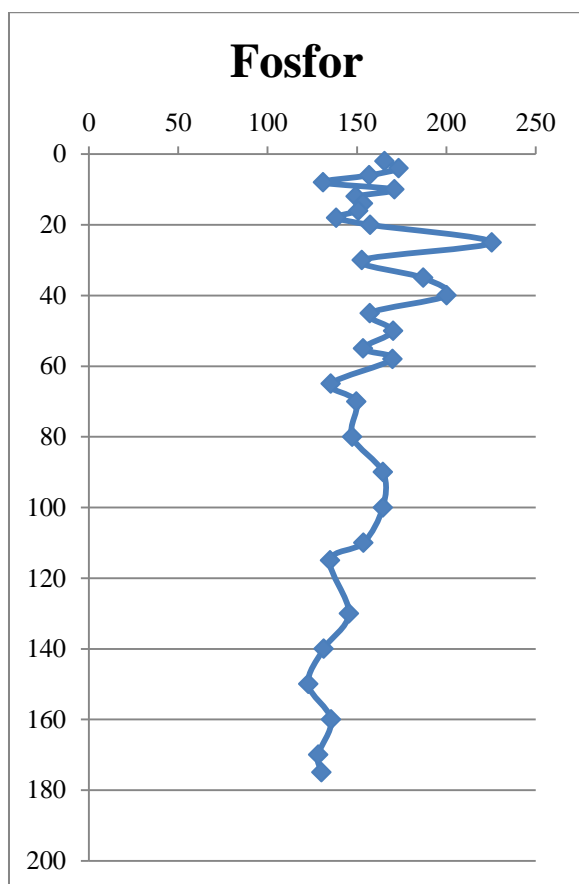
Tabell 9: Observasjoner fra normaliseringsprofiler, figur 33-39 og vedlegg 8

Dybde	Kommentar	Grunnstoff(er)	Knyttes til
4	Positive utslag	As, Zn, Pb, Sn,	Trafikk, CCA, industri, langtransport
10	Positive utslag	Mn, Cr, Ca, , Ni, Cu, Mo	Industri, migrering
12	Positive utslag	U, Cu	2. verdenskrig
14	Positive utslag	Mn, Ni, Cu, Pb, Sn, As, Bi, U	2. verdenskrig
25	Positive utslag	Mange (Si, P, S, Ca, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Cd, Sn, Pb, As,)	Markant utslag i aluminiumskonsentrasjon
40	Positive utslag	Mange (Si, P, S, Ca, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Mo, Sn, Pb, As, U)	Markant utslag i aluminiumskonsentrasjon
70	Positivt utslag	Mo	Biologisk materiale
Lavere lag	Variierende utslag	As, Cd, Sn, Hg	Lave konsentrasjoner

5.7.2.1 Positive utslag ved 4 cm

Ved 4 cm har både bly (jf. figur 33) arsen, sink, tinn og et positivt utslag i normaliseringsprofilen (jf. vedlegg 8). Aluminiumskonsentrasjonen er ikke markant lav i forhold til medianen ved 4 cm (jf. figur 22) og det positive utslaget skyldes derfor trolig antropogen tilførsel.

Felles kilder for disse grunnstoffene som kan tenkes å stamme fra en tid som tilsvarer denne dybden i sedimentkjernen inkluderer blant annet ulike forbindelser som brukes i jordbruk. Eksempler er gjødsel (spesielt fosfatgjødsel), organotinnforbindelser, kloakkslam og pesticider. Trafikk er også en kilde til blant annet bly og sink. CCA-impregnert trevirke vil også kunne være en kilde til arsen. Både bly og sink er i tillegg atmofile grunnstoffer og kan derfor være tilført sedimentene grunnet atmosfærisk langtransport, selv om lokale kilder mest sannsynlig påvirker sammensetningen av sedimentene i en større grad. For å undersøke om kilden til grunnstoffene kan være kunstgjødsel studeres normaliseringsprofilen til fosfor, jf. figur 33.



Figur 33: Normaliseringsprofil for fosfor i øverste 40 cm av kjerneprøven tatt ved utløpet til Verdalselva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).

Normaliseringsprofilen til fosfor (figur 33) viser at forholdet mellom fosfor og aluminium ikke har noen utslag ved 4 cm, selv om det finnes et utslag i dybdeprofilen til fosfor (vedlegg 5). Bruk av kunstgjødsel utelukkes derfor som kilder til utslagene ved 4 cm. Et annen mulig kilde til metaller med tanke på jordbruk er likevel kloakkslam, som kan gi økt innhold av metaller.

Verdal kommune hadde stor befolkningsvekst etter krigen, spesielt i 1970-årene, og stoffer som har spesielt høye konsentrasjoner i urbane områder er bly, kadmium og sink. De høye verdiene for bly og sink ved 4 cm kan derfor tenkes å skyldes byutvikling.

Industrien som drives i havna ved utløpet til Verdalselva kan også være kilder til metaller som viser utslag ved 4 cm. Den mulige påvirkningen fra industrien vil diskuteres nærmere i neste avsnitt.

5.7.2.2 Positive utslag ved 10 cm

Industrivirksomheten på Verdalsøra startet i begynnelsen av 1970-tallet. Industrien innebærer arbeid med stålkonstruksjoner, noe som kan påvirke konsentrasjonen av blant annet arsen, krom, bly, mangan, molybden, nikkel, antimon, vanadium og sink. Både krom, mangan, molybden, nikkel og vanadium har positivt utslag i normaliseringsprofilen ved 10 cm (jf. vedlegg 8). Aluminiumskonsentrasjonen er relativt lav i dette punktet. Medianen er 51 311, mens konsentrasjonen i dette punktet er 44 346. Denne forskjellen tilsvarer et prosentavvik på 13,6 %, men dybdeprofilen til aluminium viser ikke at dette er noe markant utslag, og det antas derfor at utslagene til de andre grunnstoffene ved 10 cm skyldes antropogen tilførsel, muligens fra starten av industrivirksomheten i havneområdet på Verdalsøra.

For å bekrefte eller avkrefte antropogen tilførsel kan korrelasjonskoeffisientene studeres for de aktuelle grunnstoffene. Korrelasjonskoeffisientene for grunnstoffene; krom, mangan, molybden, nikkel og vanadium er henholdsvis 0,77, 0,0009, 0,13, 0,79 og 0,84 (jf. vedlegg 3). Korrelasjonen mellom aluminium og mangan og mellom aluminium og molybden er lave, men ikke for de andre grunnstoffene. En høy korrelasjon antyder at aluminium og grunnstoffet stammer fra samme kilde, og det kan derfor settes spørsmålsteget på hvor betydelig den antropogene tilførselen av krom, nikkel, og vanadium er for denne sedimentkjernen.

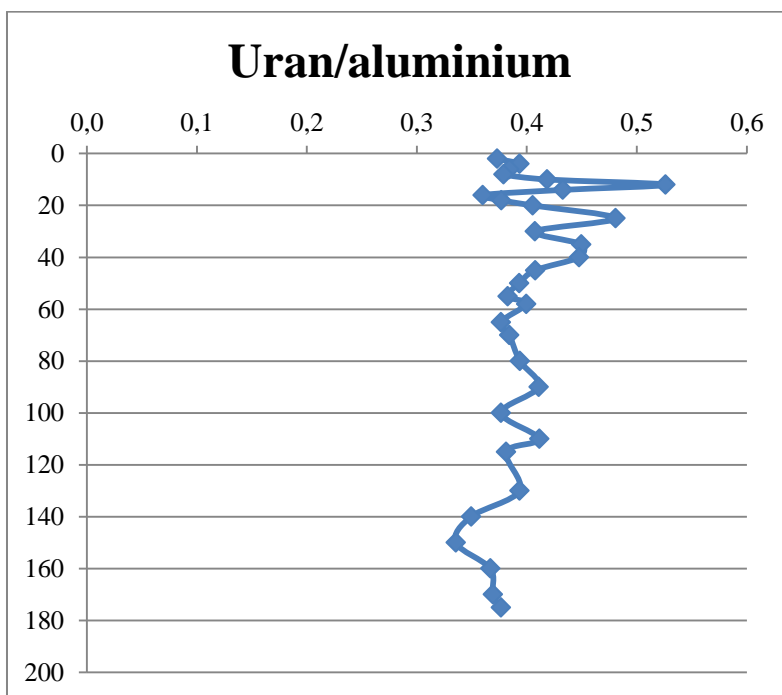
En annen mulighet er at utslagene i normaliseringsprofilene skyldes dannelsen av manganlag. Mangan har sitt høyeste utslag i normaliseringsprofilen ved 10-14 cm (jf. vedlegg 8). Siden migrering kan føre til berikelse og dannelse av manganlag i øvre deler av sedimentet kan det tenkes at de positive utslagene skyldes et slikt lag. Både mangan, nikkel kobolt, krom og bly kan også migrere, og en naturlig migreringsprosess kan derfor forklare de positive utslagene i området 10-14 cm for grunnstoffene.

Det kan derfor tenkes at utslagene ved 10 cm ikke skyldes antropogen tilførsel, men at utslagene ved 4 cm heller det som skyldes den nevnte industrivirksomheten. Dersom utslippene har ført til utslag ved 4 cm vil den gjennomsnittlige sedimenteringshastigheten fra 1970 til 2013 være 0,93 mm/år. Dette er ikke usannsynlig, men basert på funnene til Faye (1992) ligger sedimenteringshastigheten i Trondheimsfjorden på 1-2 mm/år. Prøven er i tillegg tatt så nær utløpet til en stor elv at sedimenteringshastigheten trolig er større enn 0,93 mm/år. Dette er også usannsynlig med tanke på den økende mengden nedbør de siste årene, jf.

vedlegg 13. Det antas derfor at det er utslaget ved 10 cm som skyldes starten av industrien, og at utslagene ved 4 cm skyldes andre antropogene kilder diskutert i forrige delkapittel. Det kan likevel være slik at utslipp fra industrivirksomheten ikke var høyest i den perioden industrien startet opp, men at betydelige utslipp også har kommet senere. Industrien kan derfor også være en kilde til utslagene ved 4 cm.

Til tross for at utslagene ved 10 cm kan ha flere mulige forklaringer knyttet de i tabell 10 til industrivirksomheten for å sette opp en sedimenteringshastighete for sedimentet utenfor utløpet til Verdalselva.

5.7.2.3 Positive utslag ved 12 cm



Figur 34: Normaliseringsprofil for uran ved utløpet til Verdalselva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).

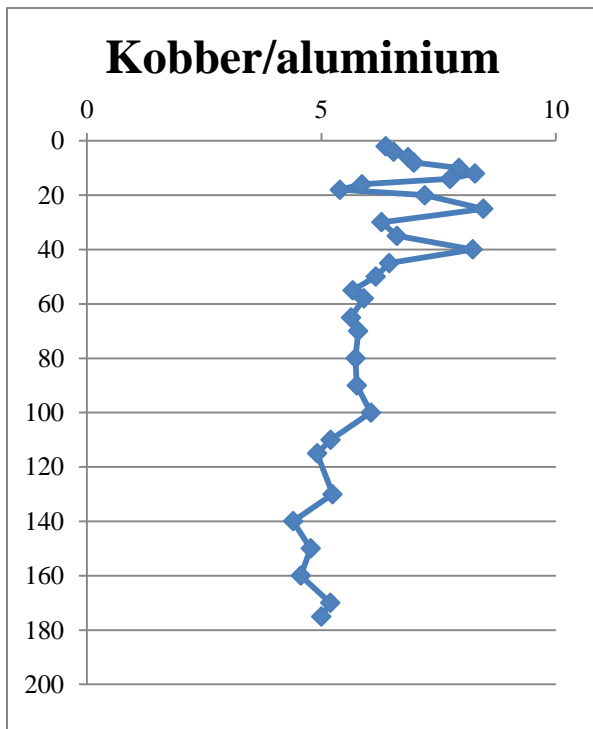
Figurer 34 viser at ved 12 cm er det et positivt utslag i normaliseringsprofilen til uran. Dette gjelder også for kobber, jf. figur 35. Også i dybdeprofilene vises positive utslag ved denne dybden jf. vedlegg 5). En viktig kilde til uran er berggrunnen (Ketterer, et al., 2000), noe som er en naturlig, ikke-antropogen kilde, og burde variere sammen med konsentrasjonen av aluminium dersom den kommer kun fra berggrunnen. Aluminiumkonsentrasjonen ved denne dybden er derimot ikke betydelig avvikende fra medianen (prosentavvik på 3,3%), noe som tyder på antropogen tilførsel av grunnstoffene. Korrelasjonskoeffisienten for forholdet mellom aluminium og uran i denne kjerneprøven er i tillegg på kun 0,32 (jf. vedlegg 3), noe

som indikerer at uran stammer andre kilder enn det aluminium gjør, altså at betydelige deler av konsentrasjonen stammer fra antropogene kilder. Korrelasjonskoeffisienten til kobber er på kun 0,05, noe som også indikerer at den antropogene tilførselen av kobber i denne sedimentkjernen er betydelig.

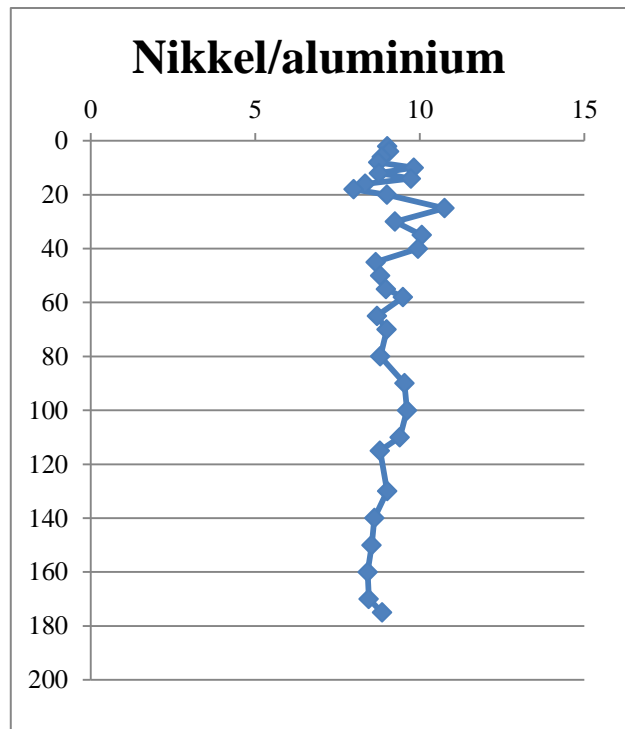
I tillegg til erodert berggrunn er langvarig bruk av fosfatgjødsel, rester av eksplosjoner fra kjernekraftverk, forbrenning av kull og utarmert uran fra krigsaktivitet mulige kilder til uran (Alloway, 2013). Krigsaktiviteter er også en mulig kilde til kobber. Mulig påvirkning fra andre verdenskrig vil diskuteres for utslag ved 14 cm, men det er likevel mulig at utslagene for uran og kobber skyldes krigsaktiviteter selv om de er høyere i sedimentet. Dersom for eksempel krigsmateriell som har ligget på bakken blir dratt med ut i vannet ved flom eller lignende vil utslagene vises senere enn da krigen startet. Det var en flom i Verdalselva i både 1961 og 1971 (Drageset, 2002) (Petterson, 2007) som kan ha ført rester fra krigsmateriell med uran og kobber ut i elva og som deretter havner i sedimentet.

5.7.2.4 Positive utslag ved 14 cm

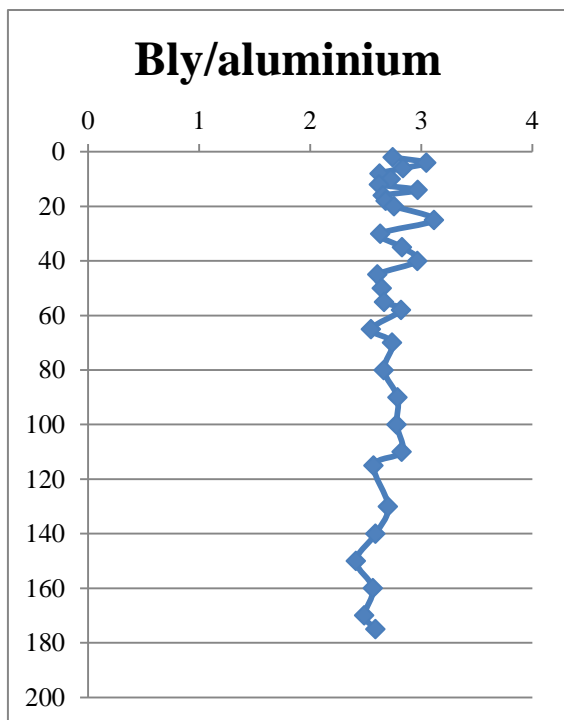
Både kobber (jf. figur. 35), nikkel (jf. figur 36), bly (jf. figur 37), vismut (jf. figur 38), mangan, krom, kalsium, jern, molybden og arsen (vedlegg 8) har positive utslag i normaliseringskurven ved 14 cm. Aluminiumskonsentrasjonen ved denne dybden er 49 541 ppm, mot en median på 51 311 ppm. Dette er ikke et stort avvik (prosentavvik er 3,4%), og det antas derfor at utslagene til metallene skyldes antropogen tilførsel.



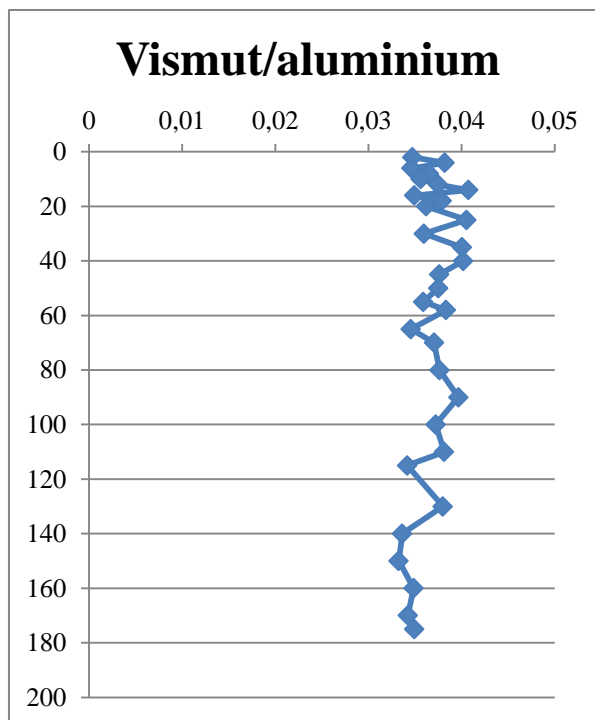
Figur 35: Normaliseringsprofil for kobber ved utløpet til Verdalselva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).



Figur 36: Normaliseringsprofil for nikkel ved utløpet til Verdalselva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).



Figur 37: Normaliseringsprofil for bly ved utløpet til Verdalselva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).



Figur 38: Normaliseringsprofil for vismut ved utløpet til Verdalselva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).

Alloway (2013) nevner bly, kobber, sink, nikkell, antimon, kvikksølv, arsen, uran og vismut som grunnstoffer med forhøyede konsentrasjoner grunnet krigsaktiviteter. Siden alle disse grunnstoffene, sett bort fra uran, antimon og kvikksølv, har utslag ved 14 cm er en mulig forklaring på dette utslaget aktiviteter knyttet til andre verdenskrig.

Siden mangan også viser utslag ved denne dybden kan de andre utslagene muligens forklares av manganlag, men det ansees som mer sannsynlig at utslagene skyldes andre verdenskrig. Både siden det ikke ble observert fargeendring i sedimentkjernen da prøven ble tatt, og siden krigen mest trolig har påvirket sammensetningen i sedimentet som burde være tydelig i en studie av normaliseringsprofiler. Det vil senere settes opp et forslag til sedimenteringshastighet basert på antagelsen om at de høye verdiene i normaliseringskurvene ved 14 cm skyldes aktiviteter knyttet til andre verdenskrig i tabell 10.

5.7.2.5 Positive utslag ved 25 og 40 cm

Ved 25 cm og 40 cm vises positive utslag i normaliseringsprofilen for mange av grunnstoffene (jf. tabell 9) i kjerneprøven fra utløpet til Verdalselva. Ved disse dybdene er aluminiumskonsentrasjonen markant lavere enn i lagene rundt og er på henholdsvis 35 544 ppm og 40 972 ppm, mot en median på 51 311 ppm. Dette tilsvarer avvik på henholdsvis 30% og 20%, noe som betraktes som betydelige avvik. Dybdeprofilen til aluminium viser også markante negative utslag ved denne dybden i forhold til lagene rundt, jf. figur 22.

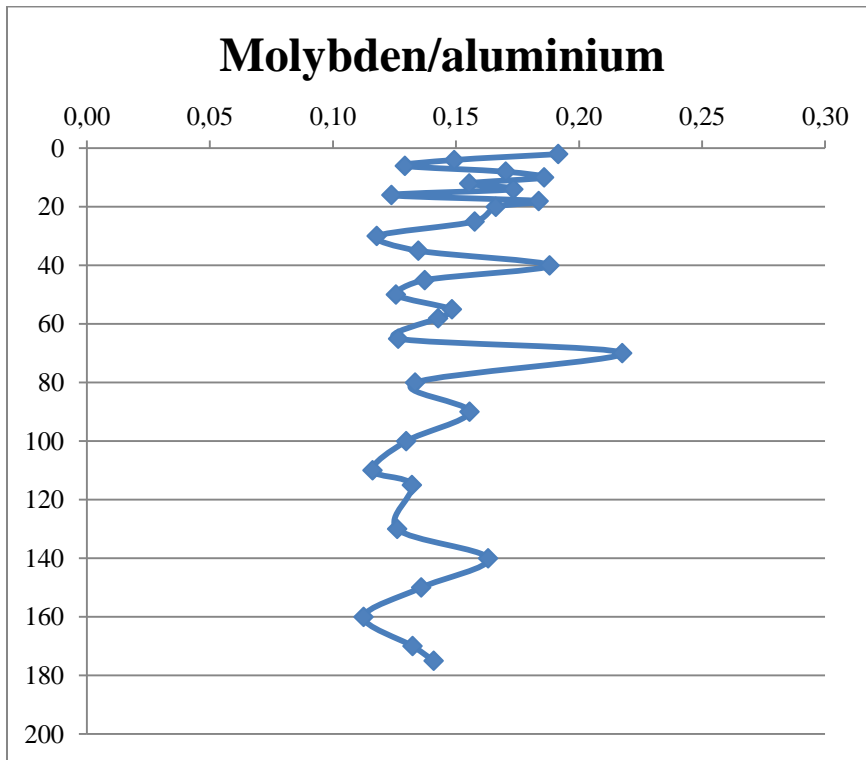
Grunnstoffene som viser positive utslag i normaliseringsprofilen ved 25 og 40 cm viser også nedgang i dybdeprofilene ved disse dybdene, slik aluminium gjør, for eksempel nikkel (figur 21) og bly (vedlegg 5). De positive utslagene i normaliseringsprofilene skyldes derfor trolig ikke antropogen tilførsel, men at konsentrasjonene ikke synker proporsjonalt med aluminium. Grunnen til at de ikke synker proporsjonalt trenger ikke være fordi de er tilført fra antropogene kilder, men at forholdet mellom det som tilsettes sedimentene er forskjellig ved disse dybdene. Det kan for eksempel være fordi grunnstoffene er tilført via vinderosjon eller biologisk aktivitet i vannet.

Grunnen til at konsentrasjonen til aluminium er lav kan være lave temperaturer eller lite nedbør slik at det er lite tilførsel fra erodert berggrunn, eller høye temperaturer med mye biologisk aktivitet slik at den organiske fraksjonen av det som sedimenteres er større. Den lave aluminiumskonsentrasjonen kan derfor tenkes å knyttes til lite nedbør i Trøndelag rundt starten av 1900-tallet og en periode med lave temperaturer i Norge Rundt 1830, jf. vedlegg 13 (Meteorologisk institutt, udatert a). Det kan være vanskelig å fastsette hva grunnen til lave konsentrasjoner av aluminium kan være, men i tabell 10 kommer et forslag til sedimenteringshastigheter basert på at disse negative utslagene i dybdeprofilen til aluminium skyldes klimatiske endringer.

5.7.2.6 Positivt utslag ved 70 cm

Det mest markante positive utslaget i normaliseringsprofilen til molybden er ved 70 cm dybde (jf. figur 39). Konsentrasjonen av aluminium er ikke avvikende ved denne dybden, jf. figur 22, og utslaget skyldes derfor trolig antropogen tilførsel, eller det kan skyldes at det har vært høy tilførsel av organisk materiale med molybden under perioden som tilsvarer 70 cm ned i sedimentkjernen. Dette utslaget er så dypt i sedimentkjernen at det er vanskelig å knytte

det til en spesiell historisk hendelse og det er heller ikke trolig at det var noen antropogen tilførsel av betydning så langt tilbake i tid som denne dybden trolig samsvarer med.



Figur 39: Normaliseringsprofil for molybden ved utløpet til Verdalselva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).

5.7.2.7 Økte konsentrasjoner i lavere lag i dybdeprofiler

Noen av dybdeprofilene viser høye konsentrasjoner i de lavere lagene av sedimentkjernen (jf, figur 21 og 22 og vedlegg 8), som de også gjorde i sedimentet utenfor utløpet til Steinkjerelva. Dette gjelder også den totale uorganiske fraksjonen, jf vedlegg 1 og 2. Dette antyder at tilførselen av erodert materiale fra berggrunnen var høyere for denne tidsperioden. En forklaring på høyere tilførsel kan være variasjoner i klima, som for eksempel mer nedbør, men det er vanskelig å datere dette.

5.7.2.8 Sedimenteringshastighet

For å sette opp forslag til sedimenteringshastigheten for sedimentet utenfor utløpet til Verdalselva tas det utgangspunkt i industrien som startet i 1970-årene, andre verdenskrig og klimatiske forhold rundt 1910 og 1830.

Tabell 10: Sedimenteringshastighet i periodene 1830-1910, 1910-19740, 1940-1970 og 1970-2013, for sedimentet utenfor Verdalselva

Historisk hendelse	Årstall	Avstand i sediment (mm)	Sedimenteringshastighet fra dette året (mm/år)
Oppstart av Aker Verdal	1970	100	2,3
Andre verdenskrig	1940	140	1,3
Periode med lite nedbør	1910	250	3,7
Periode med lave temperaturer	1830	400	1,8

Dersom forhøyningen ved 10 cm skyldes starten av industrien ved Aker Verdal og økningene rundt 14 cm skyldes andre verdenskrig vil sedimenteringshastigheten øke med 1mm/år for perioden 1970-2013 i forhold til perioden 1940-1970. Grunnen til at sedimenteringshastigheten er betydelig høyere i de øverste lagene kan skyldes endringer i klima og nedbør. Nedbørsprosenten de siste 30 årene har stort sett vært over 100% av normalen (Meteorologisk institutt, udatert a). Det ble i tillegg registrert store flommer i Verdalselva i både 2006 og 1961 og 1971 (Petterson, 2007). Økt nedbør og flomepisoder kan føre til større tilførsel av partikler til elvene og derfor større tilførsel av materiale som sedimenteres på havbunnen utenfor elvemunningen.

Dersom den lave aluminiumskonsentrasjonen ved 25 cm skyldes perioder i starten av 1900-tallet, spesielt i 1910, med lite nedbør gir dette en sedimenteringshastighet på 3,7 mm/år mellom 1920 og 1940. Dette er en relativt høy sedimenteringshastighet, men kan forklares ved at det var store flommer i Verdalselva både i 1932 og i 1953 (Drageset, 2002).

Ved 40 cm er det også lav aluminiumskonsentrasjon. Dersom dette skyldes en periode rundt 1830 med lave temperaturer gir dette en sedimenteringshastighet mellom 1830 og 1920 på 1,8 mm/år. Dette er også en relativt høy sedimenteringshastighet, men kan skyldes det store Verdalsraset som gikk i 1893 og skylte store mengder materiale ut i Verdalselva.

Det må likevel merkes at antakelser om dateringer basert på lave aluminiumskonsentrasjoner kan være svært usikre. Grunnet verdalsraset var det også forventet en høyere sedimenteringshastighet etter denne perioden, noe som ikke er tilfellet ut fra antagelsene gjort her. Dette indikerer at sedimenteringshastigheten for sedimentet utenfor utløpet til Verdalselva er svært usikker. Generelt sett er dateringene for denne sedimentkjernen basert på mindre utslag i profilene enn for de andre elvene og kan derfor være mer unøyaktige.

En historieprofil for konsentrasjonen av nikkell i sedimentet utenfor Verdalselva er lagt ved i vedlegg 11. Dateringen for nikkell ser i denne profilen sannsynlig ut med tanke på andre verdenskrig og industrivirksomheten.

5.7.3 Stjørdalselva

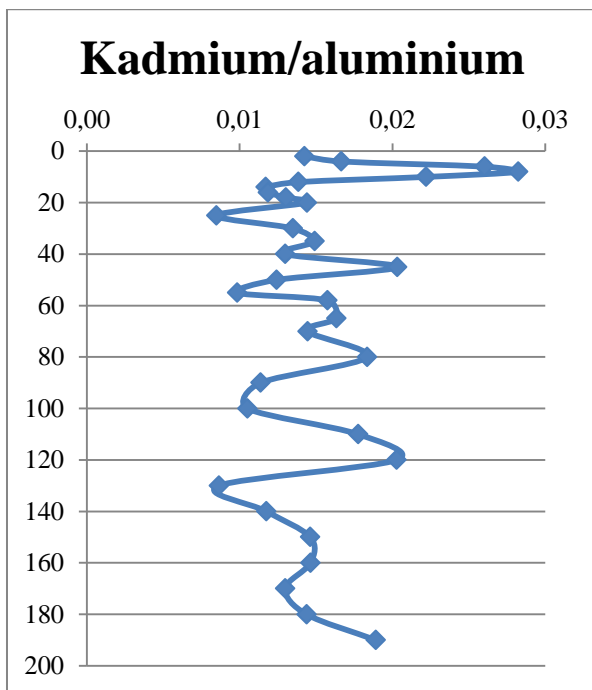
I Stjørdalsområdet kan både gruvedrift, aktiviteter knyttet til andre verdenskrig, plassering av militær øvingsstasjon og driften av Trondheim lufthavn Værnes være antropogene kilder som påvirker sammensetningen i sedimentet utenfor elveutløpet til Stjørdalselva. Det vil letes etter spor fra disse mulige påvirkningene i tillegg til endringer i klima og mulig påvirkning fra jordbruk. For å undersøke antropogene tilførsler brukes i hovedsak normaliseringsprofiler. Funnene diskuteres også i forhold til funn og sammenligning med dybdeprofilene for grunnstoffene. For å diskutere funn i sediment som antas å være avsatt før dokumenterte historiske hendelser vil klimavariasjoner brukes.

Tabell 11: Observasjoner fra aluminiumnormaliserte dybdeprofiler

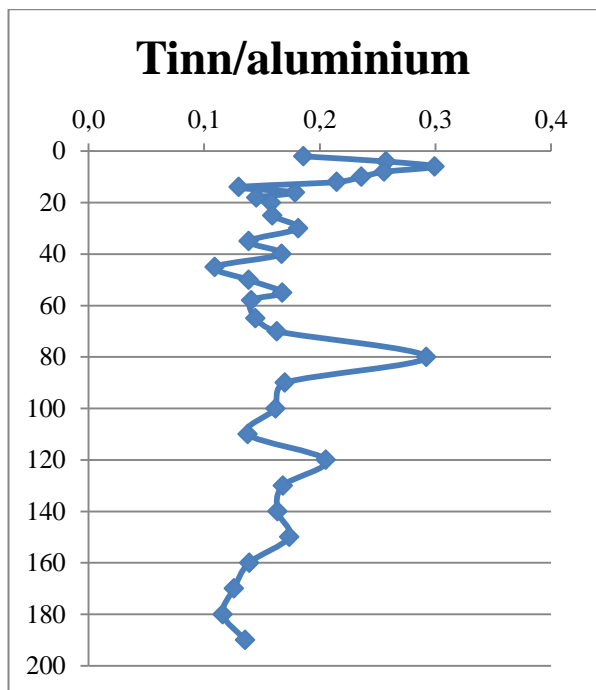
Dybde(cm)	Kommentar	Grunnstoff(er)	Knyttes til
4-16	Positive utslag	Zn, Cd, Pb, Cu Mo, Sn, As, Bi, Cr, Hg, P og Sb	Krig, trafikk, kunstgjødsel, Værnes, byggeaktivitet,
20	Positive utslag	As, Tl, Ni, Mo, Co, S,	Gruveaktivitet
30	Positive utslag	Cu, Cr	Gruveaktivitet
80	Positive utslag	Si, Co, Ni, Sn	Den lille istid
110	Positive utslag	As, Ca, Tl	
120	Positive utslag	Cu, U, As, Mo, Sn, Tl, Ca, Mn, S, P	
160	Positive utslag	(Pb), (U), As, Zn, Cu, V, Si, P	
Lavere lag	Variierende utslag	Cd, Hg, Sn, Sb	Lave konsentrasjoner

5.7.3.1 Positive utslag i øvre lag

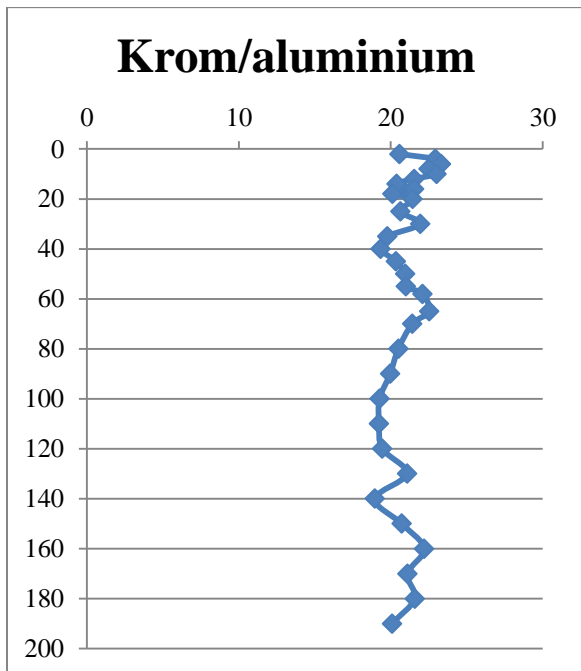
Flere grunnstoffer fra sedimentkjernen utenfor Stjørdalselva har en tydelig økning i normaliseringsprofilene og dybdeprofilene i de øverste lagene, jf figur 40-46, vedlegg 6 og 9, og tabell 11.



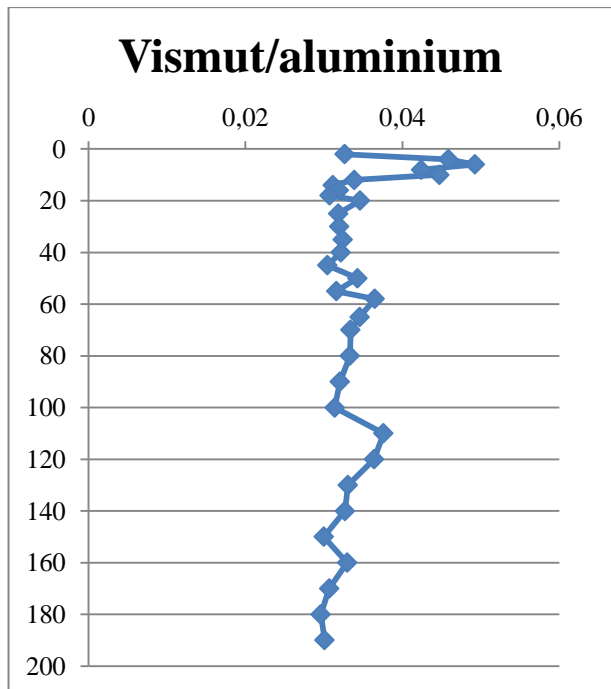
Figur 40: Normaliseringsprofil for kadmium ved utløpet til Stjørdalselva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).



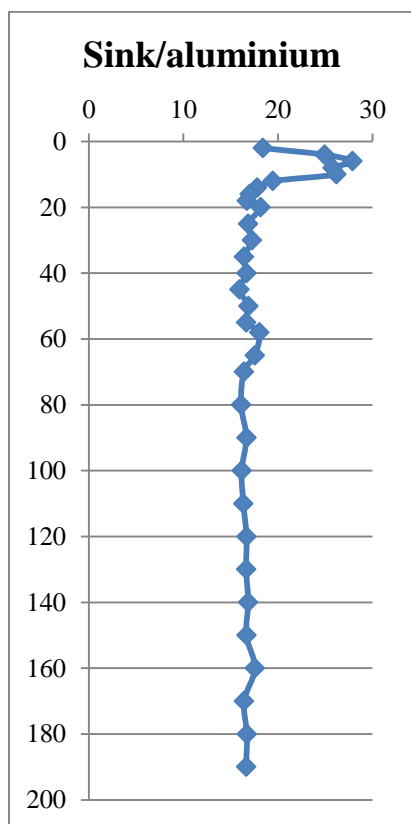
Figur 41: Normaliseringsprofil for tinn ved utløpet til Stjørdalselva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).



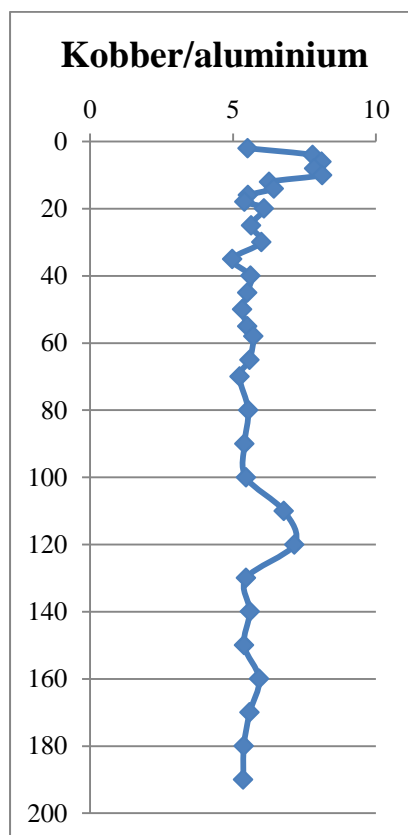
Figur 42: Normaliseringsprofil for krom ved utløpet til Stjørdalselva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).



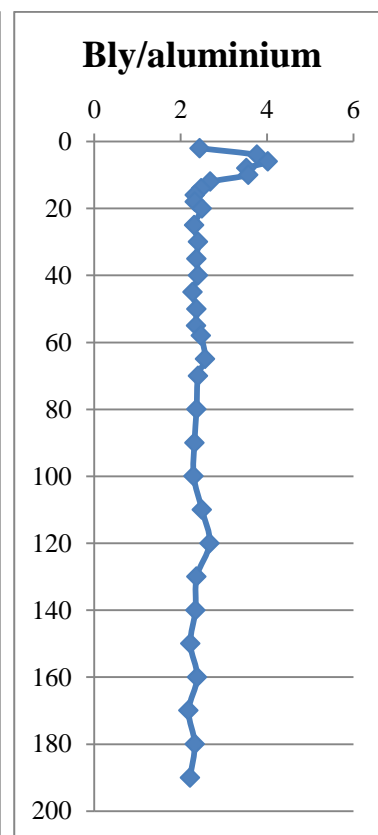
Figur 43: Normaliseringsprofil for vismut ved utløpet til Stjørdalselva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).



Figur 44:
Normaliseringsprofil for sink ved utløpet til Stjørdalselva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).



Figur 45:
Normaliseringsprofil for kobber ved utløpet til Stjørdalselva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).



Figur 46:
Normaliseringsprofil for bly ved utløpet til Stjørdalselva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).

At normaliseringen øker så markant i de øverste lagene kan være grunnet aktiviteter knyttet til andre verdenskrig. Det kan også være en kombinasjon av bruk av midler som hører sammen med jordbruk, som: husdyrgjødsel, kloakkslam, kunstgjødsel og pesticider. Trafikk og urbanisering er også viktige kilder til kobber, bly og sink. I tillegg kan økt nedbør de siste 30 (Meteorologisk institutt, udatert a) årene (jf. vedlegg 13) være en viktig årsak til at konsentrasjonen av metaller fra berggrunn har økt, på grunn av økt tilførsel til elvene og derfor til sedimentet. Høy konsentrasjon av bly kan også skyldes at det er militær aktivitet i Stjørdalområdet. I tillegg ligger Trondheim lufthavn Værnes i nærheten av Stjørdalselva og kan føre til tilførsel av metaller. I tillegg er det drevet med omtrent kontinuerlig utbygging på

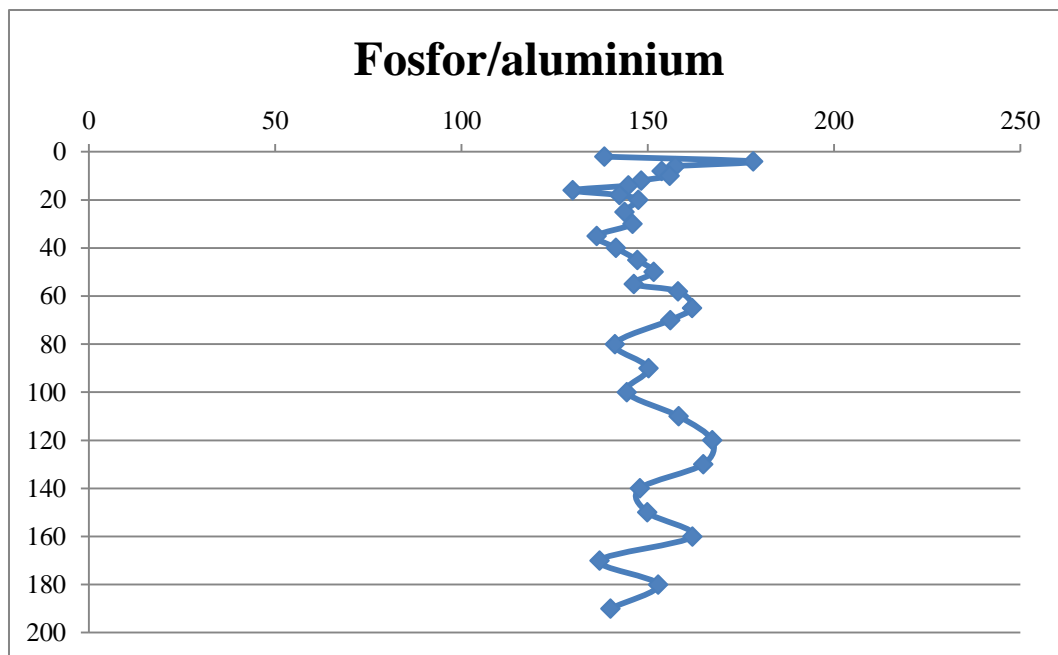
flyplassen gjennom mange år, noe som kan føre til avrenning av bygningsmateriale med innhold av ulike metaller (for eksempel kobber og sink).

En viktig kilde til tinn er organotinnforbindelser som er brukt i jordbruket siden 1960-årene. Normaliseringsprofilen til tinn viser et markant utslag ved 6 cm, jf figur 41. Dersom dette utslaget skyldes bruken av organotinnforbindelser gir dette en gjennomsnittlig sedimenteringshastighet fra 1960 til 2013 på 1,1 mm/år. Dette er ikke usannsynlig med tanke på antagelsene til Faye (1992) om at sedimenteringshastigheten i Trondheimsfjorden er 1-2 mm/år. Atmosfærisk langtransport kan også være en mulig kilde for atmosfære grunnstoffer som blant annet kobber, bly og sink, men de lokale utslippene har mest sannsynlig satt større spor i sammensetningen til sedimentene.

Siden noen grunnstoffer vil kunne migrere fra det reduserte lave laget av sedimentet til det øvre mer oksiderende laget av sedimentet vil det kunne finnes økte konsentrasjoner av disse grunnstoffene her. Dette gjelder spesielt mangan og jern, men det vil også kunne finnes økte konsentrasjoner av nikkell, kobolt, kobber og molybden ved redoksbarrieren til sedimentet. Dette kan derfor forklare høye konsentrasjoner av molybden og kobber i de øvre lagene.

Dybdeprofilen til mangan, jf vedlegg 6, viser derimot ingen markante utslag i de øverste lagene i det området der det muligens kan finnes et manganlag. Det ble heller ikke observert noen fargeendring i sedimentet da kjerneprøven ble tatt. En naturlig migreringsprosess trenger derfor ikke være en forklaring på hvorfor konsentrasjoner er høyere i øvre lag for dette sedimentet.

Ved 4 cm har fosfor et markant utslag i normaliseringsprofilen (figur 47) og dybdeprofilen (vedlegg 6). Dette kan indikere mye bruk av kunstgjødsel. Siden metallinnholdet i kunstgjødsel ofte kan være høyt kan kunstgjødsel være en kilde til metaller som har utslag ved 4 cm. En mulig forklaring på de økende konsentrasjonene for flere metaller kan derfor være økt bruk av kunstgjødsel



Figur 47: Normaliseringsprofil for fosfor ved utløpet til Stjørdalselva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).

For samtlige av de utvalgte metallene fra sedimentkjernen utenfor elveutløpet til Stjørdalselva går normaliseringsverdien betraktelig ned ved 2 cm, som også gjelder dybdeprofilene (vedlegg 6). Dette kan ha flere forklaringer. Et eksempel er at fokuset på miljø og miljøreguleringer har økt de siste årene der et konkret eksempel er at det ikke lenger tilsettes blyforbindelser i drivstoff. En annen forklaring kan være nedgang i byggeaktivitet eller avslutning av industri som har vært bedrevet i området.

5.7.3.2 Positive utslag ved 10 cm

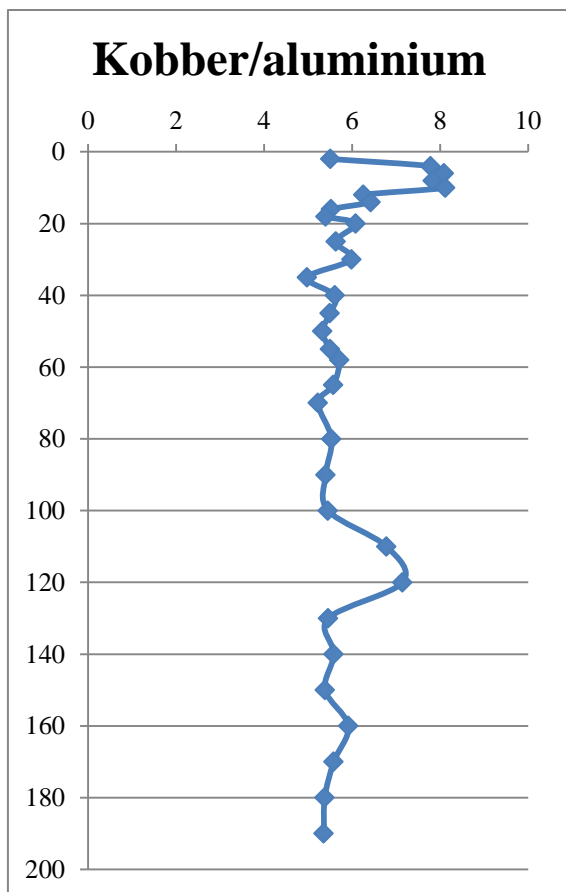
De positive utslagene ved 10 cm kan muligens knyttes til andre verdenskrig. Metaller det er funnet spor av etter kriger i Europa inkluderer bly, kobber, sink, nikkel, antimon, kvikksølv, arsen og vismut. Både kobber, sink, kvikksølv og vismut viser et utslag i normaliseringsprofilen fra 10 cm (jf figur 45,44 43 og vedlegg 9). Dersom økningen fra 10 cm for disse grunnstoffene skyldes andre verdenskrig gir dette en gjennomsnittlig sedimenteringshastighet fra 1940 til 2013 på 1,4 mm/år. Dette ansees som en sannsynlig sedimenteringshastighet basert på antagelser om at den ligger mellom 1-2 mm/år.

For å bekrefte antropogen tilførsel av grunnstoffer kan også korrelasjonen mellom aluminium og grunnstoffer undersøkes. For denne kjerneprøven er korrelasjonskoeffisientene for kobber, sink, kvikksølv og vismut på henholdsvis 0,31, 0,28, 0,036 og 0,10 (jf. vedlegg 3). Dette

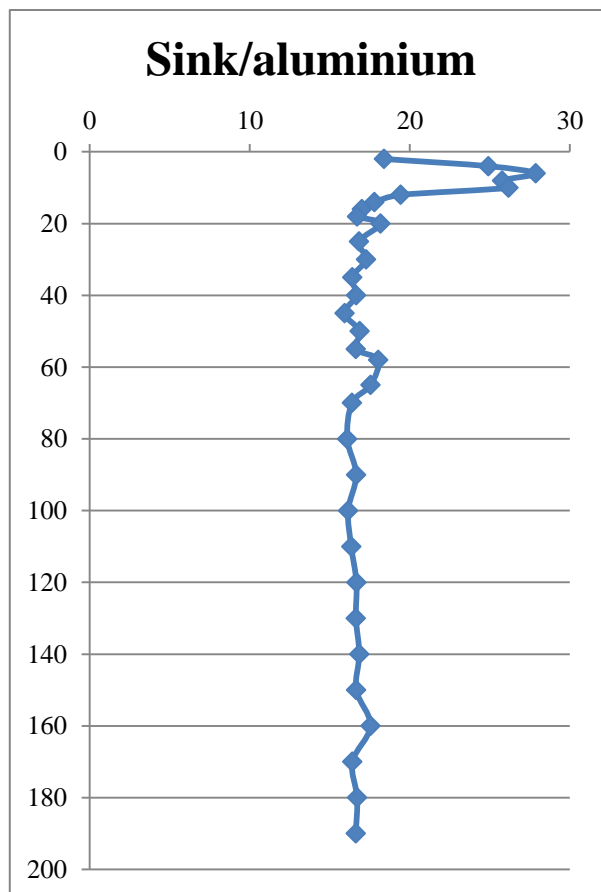
indikerer at tilførselen av disse grunnstoffene i denne sedimentkjernen i stor grad kommer fra antropogene kilder, og er med på å bekrefte mistanken om at andre verdenskrig, samt de andre nevnte kildene til økning i øvre lag, har påvirket sammensetningen i dette sedimentet. Et forslag til sedimenteringshastighet basert på at utslagene ved 10 cm skyldes aktiviteter knyttet til andre verdenskrig er satt opp i tabell 12.

5.7.3.3 Positive utslag ved 20 og 30 cm

I områder i nærheten av Stjørdalselva ble det drevet gruveaktivitet fra slutten av 1700-tallet. Lillefjell gruve ble drevet fra 1760 og Gilsåa gruve ble drevet fra 1771. Begge gruvene drev utvinning av kobber. Lillefjell gruver førte til avrenning av sink i tillegg til kobber.



Figur 48: Normaliseringsprofil for kobber ved utløpet til Stjørdalselva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).



Figur 49: Normaliseringsprofil for sink ved utløpet til Stjørdalselva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).

Normaliseringsprofilene i figur 48 og 49 viser et lite positivt utslag for både kobber og sink i forholdet med aluminium ved 20 cm i tillegg til andre grunnstoffer (jf. tabell 11). Med unntak av økningen i de øvre lagene er dette betydelige endringer i kobberkonsentrasjonen. Sink viser ikke like mye avvik normalen ved 20 cm som kobber gjør, noe som kan tyde på at avrenningen av kobber var mer betydelig enn sinkavrenningen. Avrenningen av sink var også registrert kun ved Lillefjell gruver. Økningen i forholdet mellom kobber og aluminium startet derimot ved 30 cm. Selv om det finnes en økning i forholdet for kobber ved 30 cm er det likevel ikke sikkert dette stammer fra gruvedrift.

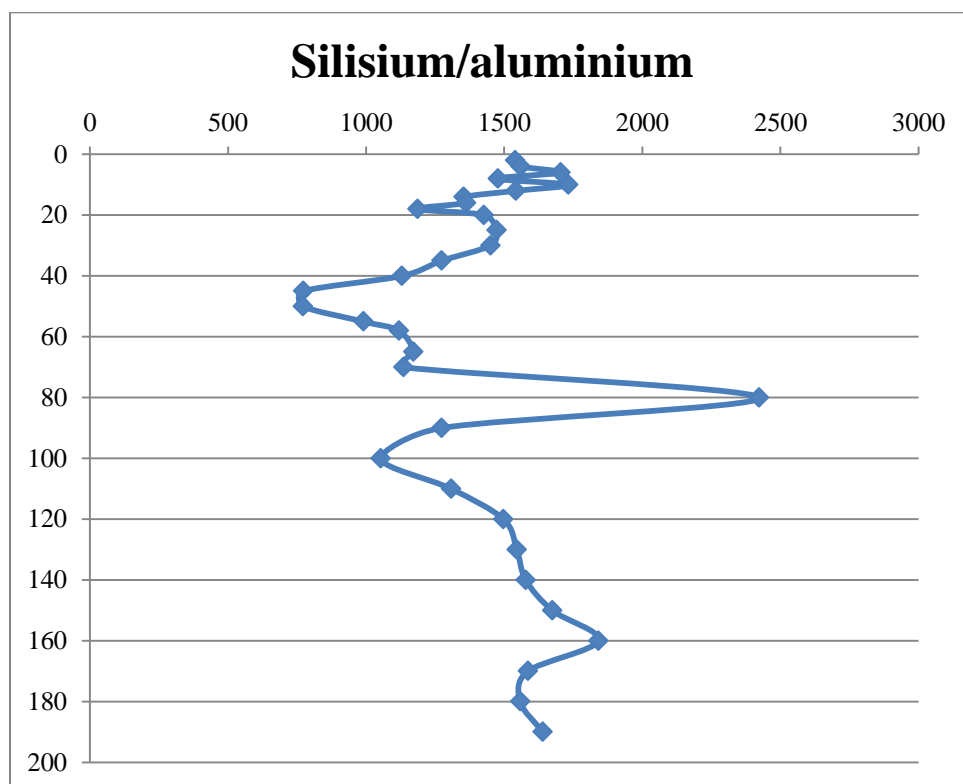
Siden gruvene ble drevet over lengre tid kan avrenning fra gruvene ha vært en faktor over lengre tid. Derfor knyttes utslaget for kobber ved 30 og for både kobber og sink ved 20 cm til gruveaktiviteten. Det kan også tenkes at den markante økningen fra 10 cm skyldes

gruveaktiviteten, men dette vil gi en gjennomsnittlig sedimenteringshastighet fra 1770 til 2013 på kun 0,41 mm/år. Dette ansees som usannsynlig basert på antatt sannsynlig sedimenteringshastighet og med tanke på at kjerneprøven er tatt nær en stor elv.

Når det gjelder utslaget ved 20 cm for arsen, thallium, nikkel, molybden, kobber og svovel (vedlegg 9) kan det tenkes at disse også har utslag grunnet avrenning fra gruvene (kobber, nikkel, molybden og arsen er blant annet vanlige forurensningskomponenter i avrenning fra kobbergruver). En annen mulig forklaring er at det var høyere konsentrasjoner av disse grunnstoffene i annet materiale som sedimenteres (organisk materiale eller materiale fra vinderosjon) ved denne perioden, noe som vil resultere i et utslag i forhold til aluminiumskonsentrasjonen, som stort sett stammer fra berggrunnen. Et forslag til sedimenteringshastighet vil bli satt opp i tabell 12 med utgangspunkt i at utslaget ved 30 cm skyldes oppstarten av gruvedriften.

5.7.3.4 Positivt utslag ved 80 cm

Ved 80 cm har grunnstoffene silisium (figur 50), kobolt, nikkel, antimon og tinn positivt utslag i normaliseringsprofilen(jf. vedlegg 9).



Figur 50: Normaliseringsprofil for silisium ved utløpet til Stjørdalselva. X-aksen viser normaliseringsverdien og y-aksen viser dybde (cm).

Både den totale uorganiske fraksjonen (jf. vedlegg 1) og konsentrasjonen av aluminium (figur 24) er lav ved 80 cm. Prosentavviket i aluminiumskonsentrasjonen er på hele 61,4 %. Dette indikerer at den totale tilførselen av uorganisk materiale er liten for perioden som tilsvarer 80 cm ned i sedimentet. Dybdeprofilene til både silisium og de fleste andre grunnstoffene har også markant negativt utslag ved denne dybden (jf. vedlegg 6). Av denne grunn antas ikke utslagene ved 80 cm å skyldes en spesiell antropogen tilførsel dette året, men heller at disse grunnstoffene ikke synker proporsjonalt med aluminium. Grunner til det kan være at forholdet mellom det sedimenterte materialet er forskjellig når aluminiumskonsentrasjonen er betydelig lavere. De andre grunnstoffene kan for eksempel stamme fra andre naturlige kilder som vinderosjon eller biologisk materiale.

Den lave aluminiumskonsentrasjonen kan skyldes klimasituasjoner langt tilbake i tid. En kald periode, kalt «Den lille istid», herjet i Skandinavia fra slutten av 1500-tallet til midten av 1800-tallet (Tunstad, 2007). Dersom det antas at 80 cm ned i sedimentet er fra omtrent midten av denne perioden (rundt 1650) vil dette tilsvare en gjennomsnittlig sedimenteringshastighet fra 1650 til 2013 på 2,2 mm/år. Dette kan virke sannsynlig, og utslagene ved 80 cm kan derfor antas å skyldes «Den lille istid». Et forslag til sedimenteringshastighet i sedimentet utenfor utløpet til Stjørdalselva vil settes opp basert på denne antagelsen, dog noe usikker, og datering av flere hendelser i Stjørdalsområdet i tabell 12.

5.7.3.5 Positive utslag ved 110 cm, 120 cm og 160 cm

Flere grunnstoffer har markante utslag i dypere lag av sedimentene, jf. vedlegg 9. Dette gjelder arsen, kalsium, og thallium ved 110 cm. Kobber, uran, arsen, molybden, tinn, thallium, kalsium, mangan, svovel, fosfor og bly ved 120 cm og uran, arsen, sink, kobber, vanadium, silisium og fosfor ved 160 cm. Avvikene fra medianen til aluminiumskonsentrasjonen er på henholdsvis 7,1%, 11,4 % og 5,1%. Dette ansees ikke som betydelige avvik, og grunnstoffene kan derfor antas å skyldes en form for antropogen tilførsel. Det er derimot ikke sannsynlig med antropogene tilførsler så langt tilbake i tid. En mulig tilførsel kan være langtransport av partikler fra vulkansk utbrudd, selv om dette vil være usannsynlig å få med i en prøve tatt fra en 10cm-del av sedimentkjernen, og det vil ikke vises over flere lag.

Alternativt kan endringer i sammensetningen av materialet som er sedimentert ved denne dybden være forskjellig fra ved de andre lagene. Det kan for eksempel være sedimentert mye organisk materiale med innhold av disse metallene.

5.7.3.6 Sedimenteringshastighet

Tabell 12: Sedimenteringshastigheter for periodene 1940-2013, 1770-1940 og 1650-1770.

Historisk hendelse	Årstall	Avstand i sediment (mm)	Sedimenteringshastighet fra dette året (mm/år)
Bruk av organotinnforbindelser	1960	60	1,1
Andre verdenskrig	1940	100	2,0
Gruver	1770	300	1,2
Den lille istid	1650	800	4,2

Tabell 12 viser et forslag til sedimenteringshastighet i sedimentet utenfor Stjørdalselva for ulike perioder. Sedimenteringshastighetene er satt opp med antagelser om at utslag ved 6 cm skyldes bruk av organotinnforbindelser, at utslag ved 10 cm skyldes aktiviteter knyttet til andre verdenskrig, at utslag ved 30 cm skyldes gruveaktivitet startet i 1770 og at (negativt) utslag i aluminiumskonsentrasjonen ved 80cm skyldes «Den lille istid».

Sedimenteringshastigheten ser ut til å være innenfor antagelsene for perioden 1770-2013 og svært høy fra 80 til 30 cm. At sedimenteringshastigheten ser ut til å være noe høyere i perioden 1940-1960 (2,0 mm/år) kan forklares med at det var en stor flom i Stjørdalselva i 1947, noe som kan føre til økt tilførsel av materiale til sedimentet.

Sedimenteringshastigheten fra 1650 til 1770 ser ut til å være svært høy i forhold til den forventede sedimenteringshastigheten i Trondheimsfjorden. Dette er likevel bare et forslag til sedimenteringshastighet og selv om den gjennomsnittlige sedimenteringshastigheten er på hele 4,2 mm/år kan dette skyldes enkeltepisoder innenfor denne perioden med svært høye sedimenteringshastigheter som gjør at gjennomsnittet blir høyt i forhold til hva som er forventet. Eksempler på slike enkelthendelser kan være ras, stor flom, mye nedbør eller snøsmelting. Det kan også være vanskelig å fastsette hva lav aluminiumskonsentrasjon skyldes, så datering basert på klimavariasjoner kan være noe upålitelig.

En historieprofil for konsentrasjonen av kobber i sedimentet utenfor Stjørdalselva der sedimenteringshastighetene er satt inn er lagt ved i vedlegg 11. Denne viser at sedimenteringshastigheten kan virke sannsynlig, i alle fall for øvre lag av sedimentkjernen.

5.8 Sammenligning av elvelokalitetene

5.8.1 Sammensetning

I vedlegg 12 er det satt opp søylediagram som viser hovedsammensetningen i de ulike sedimentkjernene ved 4 cm. Disse diagrammene viser at det er forskjeller i hva som er de viktigste grunnstoffene etter aluminium og jern, og at det er store variasjoner i hvor høye konsentrasjonene av de viktigste uorganiske grunnstoffene er. Medianen for den totale fraksjonen uorganisk materiale er høyest i sedimentet utenfor Stjørdalselva (169 871 ppm), lavere utenfor Verdalselva (166 549 ppm) og betydelig lavere utenfor Steinkjerelva (125 299ppm), jf. tabell 6. Medianen for aluminiumskonsentrasjonen er også høyere for Stjørdalselva, og lavest for Steinkjerelva, jf. tabell 6. Faksjonen av uorganisk materiale er størst i sedimentet utenfor Stjørdalselva, hvor konsentrasjonen av de fleste metaller også er høyere enn for de andre elvene. Det er derfor naturlig å finne høyere innhold av metaller her. At den totale uorganiske fraksjonen er betydelig lavere i Steinkjerelva kan forklares med at dette er Norges nest største jordbrukskommune og at den organiske fraksjonen av det som sedimenteres vil være høyere her.

Siden dannelsen av sediment kommer av værprosesser på berggrunn (erosjon), mobilisering og erosjon av jord og annet organisk materiale og dyreliv i vannet i tillegg til antropogene tilførsler, vil sammensetningen variere fra lokalitet til lokalitet avhengig av for eksempel sammensetningen av berggrunnen, nedbørsmengde, mengde biologisk materiale og tilstedeværelsen av antropogen tilførsel som for eksempel avrenning fra gruver. De ulike lokalitetene i dette prosjektet har ulik historie med tanke på for eksempel gruvedrift og industrivirksomhet og sammensetningen i berggrunnen er til dels ulik i de ulike nedbørsfeltene til elvene. Det er derfor naturlig at sammensetningen i sedimentene varierer noe mellom lokalitetene.

5.8.2 Sedimenteringshastighet

Slik forslag til sedimenteringshastighet er satt opp ser det ut til at elveutløpet til Verdalselva har den høyeste sedimenteringshastigheten i perioden fra 1940 til 2013.

Sedimenteringshastigheten som er satt opp i dypere lag av sedimenter er derimot høye for samtlige lokaliteter. De er begrunnet for hvert tilfelle, men trenger likevel ikke være riktige. De er satt opp basert på antagelser om dateringer i sedimentene som ikke nødvendigvis stemmer.

To av argumentene som ble brukt til å begrunne høy sedimenteringshastigheter var ras og flom. I tillegg til flom og ras vil landskapets tendens til å erodere, intensitet og mengde nedbør, snøsmelting og bruk av landskapet rundt elven (for eksempel hugging av skog og drenering) påvirke kvantiteten av sediment som avsettes, og derfor sedimenteringshastigheten. Alle disse faktorene er mest sannsynlig forskjellig ved de forskjellige lokalitetene, og forskjellig innenfor forskjellige perioder for et og samme område. Dette kan forklare de ulike sedimenteringshastighetene mellom flere lokaliteter og innenfor en og samme lokalitet. Siden sedimenteringshastigheten kan være stor i jordbruksområder, og Steinkjer er en stor jordbrukskommune, burde sedimenteringshastigheten muligens vært høyere her. Dette er ikke tilfelle og kan tenkes å skyldes at de andre faktorene for mengde sediment som avsettes er mer avgjørende for sedimenteringshastigheten.

5.8.3 Grenseverdier fra KLIF

To tabeller er satt opp for å illustrere tilstanden i sedimentene hentet fra de ulike lokalitetene. Tabell 13 er basert på gjennomsnitt av konsentrasjoner i de øverste 20 cm og tabell 14 viser den høyeste konsentrasjonen fra de øverste 20 cm av sedimentkjernen.

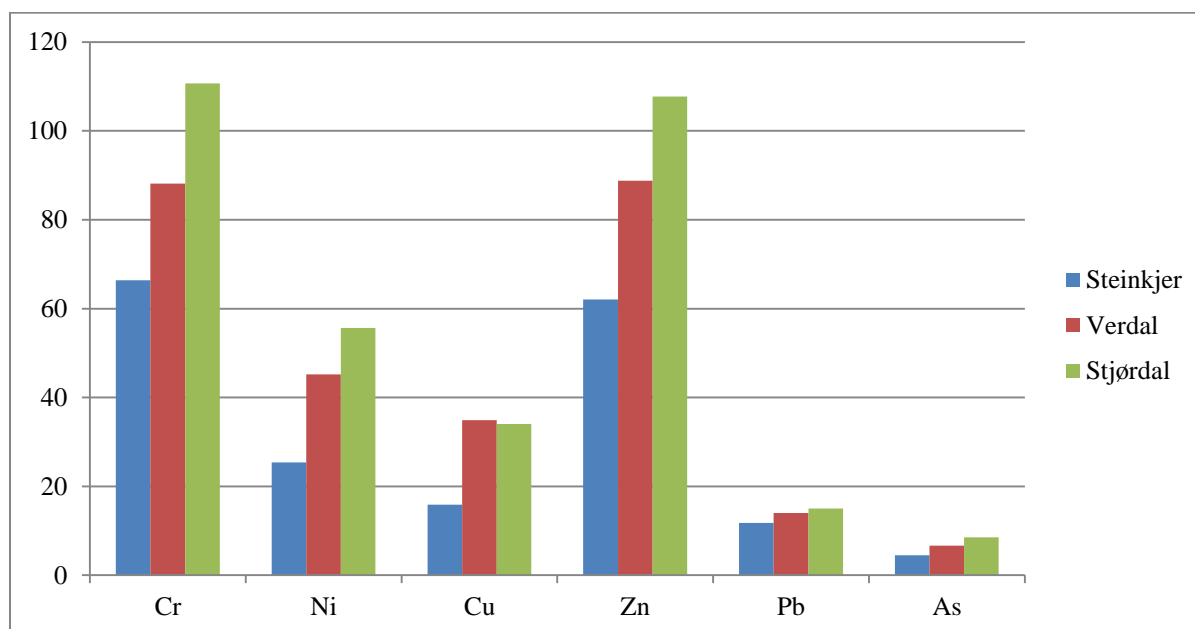
Tabell 13: Klassifisering basert på gjennomsnitt av øverste 20 cm

Grunnstoff	Steinkjer	Verdal	Stjørdal
Arsen	4,47	6,67	8,52
Bly	11,80	14,02	15,03
Kadmium	0,076	0,068	0,087
Kobber	15,88	34,88	34,06
Krom	66,4	88,2	110,7
Kvikksølv	0,014	0,017	0,021
Nikkel	25,40	45,17	55,68
Sink	62,00	88,8	107,7

Tabell 14: Klassifisering basert på høyeste konsentrasjon i øverste 20 cm

Grunnstoff	Steinkjer	Verdal	Stjørdal
Arsen	6,37(4 cm)	8,75 (4cm)	14,25 (4cm)
Bly	14,29 (4cm)	15,35(4cm)	19,79 (6cm)
Kadmium	0,102 (6 cm)	0,098 (14cm)	0,143 (8cm)
Kobber	20,50 (2cm)	41,09 (12 cm)	40,63 (10cm)
Krom	68,3 (18cm)	94,5 (8cm)	115,1 (10cm)
Kvikksølv	0,061 (2cm)	0,030 (8 cm)	0,042 (6cm)
Nikkel	27,51(4cm)	48,20 (14cm)	59,98 (20cm)
Sink	74,8 (2cm)	95,8 (8 cm)	137,3 (6 cm)

I tabellene 13 og 14 tilsvarer blå bakgrunnsnivå, grønn tilsvarer god kvalitet, mens gul tilsvarer moderat kvalitet.



Figur 51: Sammensetningen for gjennomsnitt av øverste 20 cm. X-aksen viser utvalgte metaller og y-aksen viser konsentrasjoner (ppm)

Tabell 13 og 14 viser at sedimentene utenfor Verdalselva og Stjørdalselva er de sedimentene som er forurenset i høyest grad basert på grenseverdiene satt av KLIF. Figur 51 illustrerer forskjellen i konsentrasjoner basert på gjennomsnittet av de øverste 20 cm. Konsentrasjonene for de fleste grunnstoffene er likevel på bakgrunnsnivå, noe som tyder på at elvene er forholdsvis lite påvirket av menneskelig aktivitet, selv for den høyeste verdien i de øverste lagene. Siden elvene ved lokalitetene er viktige bidragsytere til materialet som sedimenters

svarer den generelt gode kvaliteten godt til det Miljødirektoratet (2012) rapporterer om at vanntilstanden i Norge er generelt god. I tillegg viser figur 5 at den største delen av ferskvannet i Trøndelag har god kvalitet.

Konsentrasjonene som ligger over bakgrunnsnivå er kobber, krom og nikkel.

Konsentrasjonene for både kobber og krom ligger for øvrig innenfor klassifiseringen «god», men konsentrasjonen av nikkel tilsvarer moderat kvalitet for Verdalselva og Stjørdalselva.

Kilder til nikkel kan være for eksempel fra mikronæringsstoffer tilsatt i gjødsel, vulkaner og fra krigføring. I tillegg fant Klein (1972) forhøyede verdier av nikkel i område med flyplass sammenlignet med andre områder. Både Verdal og Stjørdal er jordbruksområder, og nikkel fra gjødsel kan derfor være en kilde til nikkel. Aske fra vulkaner kan også vært fraktet til disse områdene fra store utbrudd på Island. Andre verdenskrig kan også ha ført til rester fra krigføring. Verdien av nikkel er også høyest i Stjørdal, hvor Trondheim lufthavn Værnes ligger, noe som samsvarer med funnene til Klein (1972). I tillegg inneholder berggrunnen i nedslagsfeltet til både Stjørdalselva og Verdalselva bergarten grønnstein. Dette er en bergart med høyt innhold av både krom og nikkel (Andersson, et al., 2010). Siden tilførsel fra berggrunnenn (værprosesser) er en viktig kilde til metaller i sedimenter kan det høye innholdet i berggrunnen forklare den høye konsentrasjonen av nikkel og krom i sedimentkjernene.

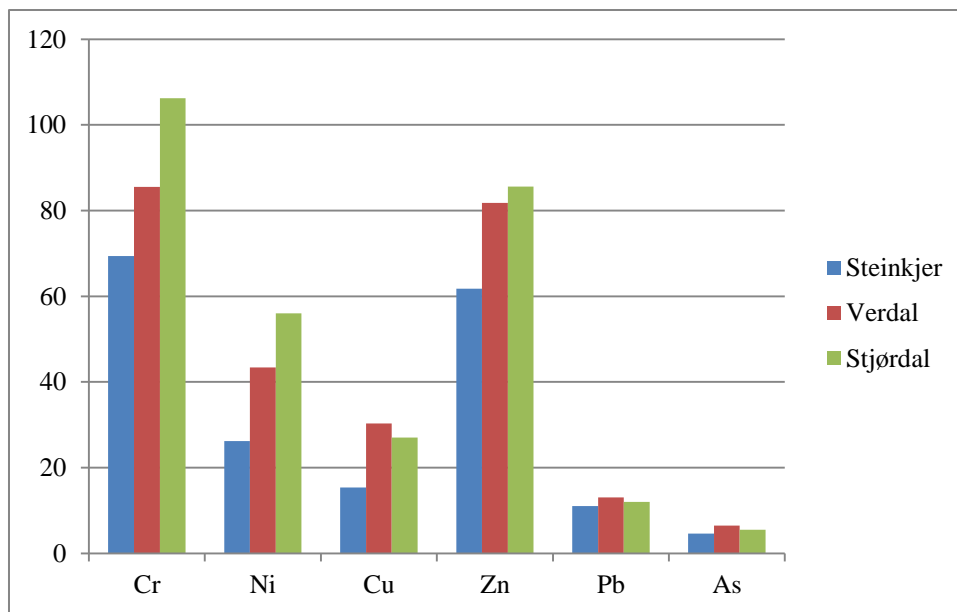
Stort sett alle konsentrasjonene i tabell 14 er høyere i sedimentene utenfor utløpet til Stjørdalselva og Verdalselva enn utenfor utløpet til Steinkjerelva. Dette kan knyttes til at sedimentene i både Verdal og Stjørdal kan være påvirket av gruvedrift og Verdal kan være påvirket av industri som bedrives i havneområdet. Stjørdal kan også være påvirket av driften ved Trondheim lufthavn Værnes og den store utbyggingen der i tillegg til avrenning fra rullebaner. Forsvaret har i tillegg en stasjon i Stjørdal for utdanning av soldater. Det kan tenkes at tilførsel fra områder brukt i forbindelse med denne stasjonen fører til økte konsentrasjoner for grunnstoffer relatert til våpenbruk. Eksempel er bly, som viser den høyeste konsentrasjonen i sedimentet utenfor Stjørdalselva.

Både Verdal og Stjørdal er også preget av økende trafikk og utbygging siden starten av 1900-tallet. Til sammenligning er Steinkjerområdet preget av mindre industri og befolkningsvekst enn de to andre lokalitetene, noe som kan forklare at konsentrasjonene er noe lavere her.

Likevel kan forskjellen i konsentrasjoner forklares ved forskjeller i den totale uorganiske fraksjonen, som er mye lavere for sedimentet utenfor Steinkjerelva, enn for de to andre sedimentene (jf. vedlegg 1).

I vedlegg 3 er det lagt ved en tabell som viser korrelasjonen mellom samtlige diskuterte grunnstoffer og aluminium. Korrelasjonskoeffisientene for både nikkel og krom er høy for alle lokalitetene ($>0,7$). Dette tyder på at nikkel og krom stammer fra samme kilde som aluminium, nemlig berggrunnen. Derfor kan de høye konsentrasjonene av nikkel og krom forklares med at det er høyt innhold av disse grunnstoffene i berggrunnen, og ikke til betydelig tilførsel gjennom menneskelig aktivitet. Når det gjelder grunnstoffene som har forhøyede verdier i urbane områder; kadmium, sink og bly, er korrelasjonene lavest for Stjørdalselva. Dette antyder at sedimentet utenfor Stjørdal er mest preget av urbanisering, selv om metallene også kan ha andre kilder enn urbanisering. Dette samsvarer godt med at Stjørdal er kommunen i Nord-Trøndelag med høyest innbyggertall. Generelt sett har grunnstoffene i sedimentet i Steinkjer høyere korrelasjonskoeffisienter enn de to andre elvene, noe som antyder at dette området er minst preget av metalltilførsel fra antropogene kilder.

Det var tydelig for alle tre lokaliteter at den største antropogene påvirkningen finnes i de øverste 20 cm, spesielt for Stjørdalselva og Steinkjerelva. Dette indikerer at mesteparten av den antropogene tilførselen har skjedd i relativt nyere tid. Dette var forventet på forhånd både fordi alle de tre lokalitetene hadde lave innbyggertall langt tilbake i tid, og fordi Nord-Trøndelag var sent ute med tanke på industrialisering. I figur 52 er konsentrasjonene ved 50 cm satt opp for de samme grunnstoffene som i figur 51, for å illustrere bakgrunnsnivåer ved de ulike lokalitetene.



Figur 52: Sammensetningen ved 50 cm. X-aksen viser utvalgte metaller og y-aksen viser konsentrasjoner (ppm).

Figur 52 viser at selv før antropogene påvirkninger antas å påvirke i stor grad var konsentrasjonen av samtlige metaller lavest i Steinkjerelva. Ved å sammenligne denne figuren med figur 51 er det mulig å se at konsentrasjonene av kobber er betraktelig høyere for både Verdalen og Stjørdal i øvre 20 cm og konsentrasjonen av sink er høyere i øvre lag for sedimentet utenfor Stjørdalselva. Dette bekrefter at det er disse lokalitetene som er mest preget av menneskelig aktivitet i nyere tid. Både bly og arsen er også høyere ved alle lokalitetene i øvre 20 cm, men det er ikke like stor forskjell som for sink og kobber. Nikkel og krom ligger derimot på samme nivå ved begge dybdene, noe som igjen bekrefter at berggrunnen står for den viktigste tilførselen av disse metallene.

5.9 Metodekritikk og diskusjon av feilkilder

5.9.1 Den informative verdien av sedimentprøvene

Baudo Giesy og Muntau (1996) henviser til en rekke faktorer som påvirker den informative verdien av en sedimentprøve. Av disse faktorene er det et utvalg som kan kontrolleres av den eller de som skal analysere en prøve. Dette gjelder type prøveoppsamler, prøveutstyr, håndtering av prøver og påliteligheten til analysen. Prøveoppsamleren i dette prosjektet er ansett som passende og pålitelig i forhold til bevaring av den informative verdien, både siden den kan ta lange nok prøver i forhold til formålet med analysen, og at den ikke er ansett som

en kilde til kontaminering. Håndteringen av prøvene ble gjort på en måte som skulle motvirke kontaminering, og for å sikre at prøvene er så representative som mulig (det ble valgt korte intervaller for de øvre lagene der variasjonen i konsentrasjoner ble antatt å være størst). Prøvene ble fryst for at ikke flyktige forbindelser ikke skulle mistes. Når det gjelder påliteligheten til laboratorieanalysen ble ICP-MS valgt på grunn av dens fordeler med tanke på deteksjonsgrenser og at det kan detektere et stort utvalg av grunnstoffer, samtidig. Den analytiske prosessen kan likevel være kilde til feilkilder, som vil diskuteres senere. Det antas at den informative verdien til sedimentkjerneprøvene er opprettholdt for faktorer som kan kontrolleres av den som gjennomfører en analyse. Det finnes likevel antakelser gjort i dette prosjektet som kan gjøre at resultatene ikke nødvendigvis er korrekte. Dette gjelder oppdeling av prøvene, antakelser om uforstyrret sediment, representativheten til dybdeprofiler og normaliseringsprofiler og grunnlaget for datering.

5.9.2 Innsamlingsmetoden og behandlingen av prøven

Kjerneprøvene er alle tre på over 170 cm. Dette gir grunnlag for å undersøke påvirkninger langt tilbake i tid, noe som var målet med dette prosjektet. Når prøvene ble oppdelt var det kun en liten del av de store intervallene (10 cm og 5 cm) som ble tatt med videre til preparering for analyse. Det var også kun en liten fraksjon av dette som ble pulverisert og dekomponert, og det som da er representativt for et relativt tykt lag blir kun en liten del. Dette kan føre til at noen partikler med høyere eller lavere innhold av metaller ikke kommer med og utvalget som kommer med trenger ikke være representativt for hele 10/5cm-intervallet. For de kortere intervallene er prøvene muligens mer representative siden en større fraksjon ble tatt ut.

Et annet problemområde er at det i dette prosjektet antas at lagene i sedimentet er jevnt fordelt. Dette trenger ikke være tilfelle, og en prøve kan derfor inneholde ulike lag selv om det blir sett på som en fast dybde.

5.9.3 Dybdeprofiler og normalisering

Å se på sedimenter som en uforstyrret oppsamlingsplass for forurensninger er ikke nødvendigvis riktig. Farmer (1991) påpeker at akvatiske systemer, som sedimenter er en del av, er dynamiske systemer der temperatur-induserte fysiske strukturer i vannkolonnen, biologisk aktivitet, vannkjemi, fysisk og biologisk blanding av sediment og sedimentære diagenetiske prosesser kan påvirke transporten, partikkelforbindelser, utvekslingen mellom sediment, vertikale profiler i sedimenter og vannkvaliteten i seg selv (Farmer, 1991). Vallette-

Silver (1993) påpeker at også bølge- og strøm aktivitet kan forstyrre sedimentene i elvemunningen og derfor også resultatet av historieprofilen. Dette betyr at det må tas hensyn til at det finnes flere faktorer som kan påvirke hvordan metaller beveger seg i og rundt sedimentene, og at det blir unøyaktig å anta at alle metaller som kommer i vannet og binder seg til partikler som avsettes uforstyrret og at dybdeprofiler derfor er et riktig bilde på tidsprofilen til metallene i sedimentet.

I tillegg vil naturlig variasjon i tilførselen fra berggrunnen være et problem dersom en kun studerer dybdeprofiler. Ved å normalisere med aluminium blir disse naturlige variasjonene tatt hensyn til, og tilførsel fra antropogene kilder kan spores. Det finnes likevel også begrensninger ved denne metoden.

Schropp og Windom (1988) listet opp en rekke begrensninger ved. Punktene på denne listen er stort sett tatt hensyn til, men et problemområde kan likevel bidra til å sette spørsmålstegn ved resultatene i dette prosjektet som er basert på normaliseringsprofiler. De nevner at kvikksølv byr på spesielle problemer; det er mer flyktig enn de andre metallene, det har et svakt inverst forhold med aluminium og konsentrasjonene er så lave og nær deteksjonsgrensen at presisjonen og nøyaktigheten blir redusert. Også for andre grunnstoffer med lave konsentrasjonen, for eksempel kadmium, vil presisjonen og nøyaktigheten være redusert. Det vil derfor kunne settes spørsmålstegn til om disse grunnstoffene burde inkluderes i dateringen av utslag i normaliseringsprofilene. Både kadmium og kvikksølv er kommentert, men en datering er likevel aldri gjort basert på utslag i disse grunnstoffene alene.

5.9.4 Datering

Dateringen av funn i kjerneprøvene er gjort basert på sammensetningen av grunnstoffer som har utslag ved en bestemt dybde. Disse grunnstoffene kan likevel ha flere kilder, og dateringen kan derfor være misvisende. Spesielt ved i øvre lag av sedimenter der påvirkningen er stor kan dateringene være ukorrekte. Dateringene, og derfor forslagene til sedimenteringshastighetene, er derfor kun veiledende.

5.9.5 Diskusjon av feilkilder

I en analytisk prosess er det flere områder der feilkilder kan oppstå. Ulike kilder til feil deles inn i tre grupper; tilfeldige feil, systematiske feil og grove feil (Skoog, et al., 2004).

Tilfeldige feil er en feilkilde som eksisterer i alle analyser og som aldri kan elimineres fullstendig. En tilfeldig feil går ut på at resultatene i en analyse sprer seg rundt en middelværdi, og er reflektert i presisjonen til målingen (Skoog, et al., 2004). Et eksempel på en tilfeldig feil for analysene i dette prosjektet kan være endring i trykk eller temperatur.

Systematiske feil fører til at middelværdien i et datasett er forskjellig fra den aksepterte verdien, og vil føre til at feil i en serie av replikate målinger vil være for høy eller for lav. Et eksempel på en systematisk feil kan være et uventet tap av en flyktig analytt når prøven varmes opp. Systematiske feil kan igjen deles i tre grupper; instrumentelle feil, metodiske feil og personlige feil (Skoog, et al., 2004):

- 1) Instrumentelle feil handler om at alle typer instrumenter har potensielle kilder for feil. Eksempler kan være at pipetter og volumetriske flasker ikke måler opp eksakte volumer, eller at elektriske instrumenter er følsomme for temperaturendringer og krever nøyaktig kalibrering.
- 2) Metodiske feil forekommer dersom reagenter og reaksjoner som brukes i analysen ikke framtrer på en ønskelig måte. Eksempler på dette kan være at noen reaksjoner går raskere enn andre eller at noen specier er ustabile. Metodiske feil er ofte vanskelig å oppdage og er den mest alvorlige av de systematiske feilene.
- 3) Personlige feil handler om feil som begås på grunnlag av personlige vurderinger. Eksempler som kan føre til personlige feil er uforsiktighet, uoppmerksomhet eller personlige begrensninger ved personen som foretar analysen.

I denne analysen vil instrumentelle feil være en mulig feilkilde, men det er vanskelig å kontrollere. Metodiske feil som kan ha oppstått er feilkilder forbundet med preparering av prøvene. Sedimentprøvene ble knust før de skulle dekomponeres, og det er derfor mulig at de har adsorbent for eksempel vann fra lufta. Varmedannelse under knusing kan også ha ført til tap av flyktige forbindelser.

Ved dekomponering og fortykning finnes det også muligheter for feil. Alle disse feilkildene er mulig i gjennomføringen av analysen, men det ble blant annet kjørt blankprøver for å korrigere for forurensninger i løsningsmiddelet. I tillegg er muligheten for tap av flyktige forbindelser begrenset ved å bruke Ultraclave, der prøvebeholderen er lukket. Det er likevel også mulig at tap av flyktige forbindelser har skjedd tidligere i prosessen, for eksempel da

kjerneprøvene ble delt opp på grunn av temperaturendringer og lufttilførsel da kjerneprøven ble hentet opp, eller i knusing av prøven.

Den tredje typen feil som kan oppstå i en analyse, grove feil, er vanligvis store feil som skjer kun av og til, kan føre til at resultatene enten er for høye eller for lave, og er vanligvis menneskelige feil (Skoog, et al., 2004, s. 95-96). Et eksempel på en grov feil kan være kontaminering, som er en trussel under hele den analytiske prosessen.

Under innsamling av sedimentprøvene vil for eksempel prøvetakeren være en kilde til forurensning, samt utstyret som ble brukt til å skjære opp prøvene i biter og benken der prøvene ble puttet i prøveglass. Utstyret ble skylt med vann mellom hver gang, men dette var ikke destillert vann og både vannet og personene som behandlet utstyret kan være kilder til forurensning. Den indre delen av røret som kjerneprøven ble tatt med er laget av plast, og prøven var ikke i kontakt med blyloddet på oversiden av røret. I tillegg ble prøven hentet ut av kjerneprøven tatt fra midt i røret, og kontaminering fra prøvetakeren er derfor ikke sannsynlig. Etter prøvene ble satt i prøveglassene ble det også satt lokk på slik at prøvene ikke skulle være i kontakt med luft eller andre kilder til kontaminering.

På laboratoriet ble de tørkede sedimentprøvene knust og veiet. Miljøet i laboratoriet er også en kilde til forurensning. Selv om knusingen ble gjort på et underlag av plastfolie kan plast være en kilde til tungmetaller (Alloway, 2013), og når prøvene ble knust øker overflatearealet, noe som gir økt risiko for reaksjoner på overflaten. Plastmaterialet som ble brukt har imidlertid vært brukt ved tidligere forsøk og har ikke vist seg å kontaminere med metaller. I tillegg har også det sertifiserte referansematerialet som ble brukt vært behandlet med samme plast uten å vise kontaminering av metaller.

For å hindre kontaminering via glass og annet utstyr som ble brukt på laboratoriet, ble det vasket med ultrarent vann etter hver prøve. Rørene som prøven skulle dekomponeres i var i tillegg vasket med salpetersyre (HNO_3). Milliliterpumpe ble brukt for å måle mengde av syre som ble tilsatt før dekomponeringen for å minimere menneskelige feil. Disse pumpene var derimot slitte, og kan ha vært kilde til instrumentelle feil.

Risikoen for kontaminering blir høyere når konsentrasjonen av analytten blir lavere. Siden noen av de utvalgte grunnstoffene har lave konsentrasjoner, for eksempel kvikksølv og kadmium, er disse derfor ekstra utsatt for kontaminering.

En analyse med ICP-MS kan også være påvirket av interferenser. Dette inkluderer lineær respons, matrikseffekter, drift, spektrale interferenser, matrikseffekter fra medfølgende specier og matrikseffekter fra løsemiddel. Drift kan reduseres ved å plassere instrumentet i omgivelser med kontrollerte temperatur- og fuktighetsbetingelser, noe som er tilfellet for ICP-MS instrumentet brukt i dette prosjektet. De viktigste feilkildene til ICP-MS er matrikseffekter og spektrale interferenser. Matrikseffekter er minimert ved å bruke fortynnede løsninger. Forekomsten av spektrale interferenser antas å være lav siden det er valgt ut topper i massespektrumet som har lav sannsynlighet for spektrale interferenser basert på kunnskap om spektrale interferenser.

Et annet problem ved en analyse kan være deteksjonsgrensen til instrumentet som brukes. Deteksjonsgrensen til ICP-MS er relativt god, men for noen grunnstoffer (for eksempel kadmium og kvikksølv) kan den være for høy. Det er likevel ikke et stort problem i dette prosjektet siden resultater fra grunnstoffer med lave konsentrasjoner ikke er brukt til å datere hendelser alene.

En annen mulig feilkilde er at prøvene kan ha fått feil nummerering, og utslag kan dermed dateres feil. Det kan også være gjort feil i de matematiske beregningene der analyseresultatene ble regnet tilbake til fast materiale og korrigert for blankprøver. Det kan også vært gjort feil i forbindelse med uthenting av resultater og oppsett av profiler.

5.10 Kvalitetssikring/kvalitetskontroll

Laboratorier burde regelmessig overvåke kvaliteten av analysen som gjennomføres der. Det finnes en rekke tilnærminger til dette, men i det minste burde passende blankprøver kjøres sammen med analysene som gjennomføres for å korrigere for kontaminering. For å gi en indikasjon på repeterbarheten og presisjonen til målingene burde replikate målinger kjøres for prøvene. For å sammenligne med prøver med kjente konsentrasjoner kjører man et sertifisert referansemateriale sammen med analysene. I dette referansemateriale er metallkonsentrasjonene bestemt på forhånd av flere laboratorier og ved flere analytiske metoder (Alloway, 2013, kap 4.9).

For å sikre kvaliteten av en analyse burde nøyaktigheten og presisjonen av analysen bestemmes. Nøyaktighet innebærer hvor nær målingen er den sanne verdien. Nøyaktigheten

til analysen vil indikere om det er en systematisk feil i målingen. Presisjon innebærer nærheten av et sett målinger i forhold til hverandre. Ved å måle presisjonen måles reproduserbarheten til en analyse. Presisjonen er ofte oppgitt i standardavvik (Alloway, 2013, kap 4).

Ved NTNU er nøyaktigheten til ICP-MS-instrumentet verifisert mot et sertifisert referansemateriale. Reproduserbarheten av analysene oppnås ved å kjøre kontinuerlige, replikate analyser av det sertifiserte referansematerialet.. Nøyaktigheten til instrumentet blir også verifisert ved å kjøre prøver med sertifisert innhold av metaller.

I analysen gjort i dette prosjektet er nøyaktigheten til ICP-MS-målingene verifisert mot det sertifiserte referansematerialet Soil GBW-07408. Presisjon er oppgitt med relativt standardavvik (RSD) i prosent for tre kjøringar av både sertifisert referansemateriell og de reelle prøvene. Blankprøver ble også kjørt sammen med prøvene for å undersøke for kontaminering i løsningsmidler. Alle konsentrasjoner som er oppgitt er korrigert for blankprøver.

For å kontrollere nøyaktigheten og presisjonen i denne analysen er 11 grunnstoffer valgt ut for å se på nærhet til faktisk verdi i referansematerialet og det relative standardavviket til målingen av de replikate analysene av det sertifiserte referansematerialet, jf. tabell 15. Grunnstoffene er valgt på grunnlag av at det er grunnstoffer som er diskutert i forbindelse med dateringer funn i normaliseringsprofiler og dybdeprofiler.

Tabell 15: Utvalgte grunnstoffer med analytiske verdier for referansemateriale og relativt standardavvik

Grunnstoff	Analytisk verdi ved NTNU (ppm)	Sertifisert verdi (ppm)	Prosentavvik (%)	Gjennomsnitt for relativt standardavvik (%)
Nikkel	30,9	31,5	1,90	5,02
Kobber	22,4	24,3	7,82	2,42
Fosfor	768	775	0,900	2,57
Vanadium	74,0	81,0	8,64	4,75
Sink	64,6	68,0	5,00	2,88
Arsen	13,4	12,7	5,50	2,77
Vismut	0,305	0,300	1,67	4,18
Krom	60,7	68,0	10,7	2,67
Mangan	627	650	3,50	4,07
Kobolt	11,4	12,7	10,2	3,30
Kvikksølv	0,0158	0,0170	7,06	31,6
Kadmium	0,109	0,130	16,2	20,1
Antimon	0,116	1,00	88,4	4,7

Tabell 15 viser verdiene for det sertifiserte materialet som er målt ved NTNU, den faktiske verdien i det sertifiserte referansematerialet og prosentavviket mellom disse. I siste kolonne vises gjennomsnittet for det relative standardavviket for de replikate kjøringene av referansematerialet målt ved NTNU. Prosentavviket er regnet ut for å se på forskjellen fra den faktiske verdien i det sertifiserte referansematerialet for å måle nøyaktigheten til analysen. Standardavviket viser presisjonen i målingen av sedimentprøven. Prosentavviket for de fleste grunnstoffene i analysen ligger under 11 prosent, og fosfor hadde avvik på bare 0,90 prosent. Dette viser at nøyaktigheten for analyse av disse grunnstoffene er stor, og det kan derfor antas at å si noe om spredningen av disse stoffene i sedimentet er gyldig. Når det gjelder kadmium og spesielt antimon er prosentavviket stort og nøyaktigheten i målingen av disse grunnstoffene er derfor dårlig. Resultat basert på disse grunnstoffene burde ikke alene si noe om et utslag i normaliseringsprofilen for å datere en hendelse.

De lave relative standardavvikene viser at presisjonen til analysen av referansematerialet er god, sett bort fra for kvikksølv og kadmium. At presisjonen til målingen av kvikksølv og kadmium er lav skyldes lave konsentrasjoner nær deteksjonsgrensen og gjør at de ikke burde legges mye vekt på funn i profilene. I dette prosjektet er resultatene til kvikksølv og kadmium inkludert, men de blir aldri brukt alene for å forklare et utslag i profiler.

Tabell 16: Presisjon av målinger gjort i forbindelse med dette prosjektet

Grunnstoff	Gjennomsnittlig RSD Steinkjer (%)	Gjennomsnittlig RSD Verdal (%)	Gjennomsnittlig RSD Stjørdal (%)
Magnesium	4,2	4,9	4,5
Aluminium	5,4	4,9	4,9
Fosfor	3,2	3,3	3,5
Svovel	3,7	4,6	3,7
Kalsium	4,3	3,9	4,1
Vanadium	4,2	5,3	4,2
Krom	4,2	4,5	4,6
Mangan	3,8	4,2	4,4
Jern	3,8	4,4	4,3
Kobolt	3,6	3,6	4,8
Nikkel	4,4	4,7	4,1
Kobber	3,5	4,1	5,0
Sink	3,4	3,4	3,3
Kadmium	21	23	22
Molybden	5,9	6,6	6,7
Tinn	4,6	5,8	5,7
Antimon	12	17	14
Thallium	3,7	3,3	4,2
Bly	2,1	2,9	2,8
Vismut	5,4	4,4	4,9
Uran	2,1	2,8	2,7
Arsen	3,1	3,4	3,0
Kvikksølv	29	25	30

Tabell 16 viser at presisjonene til analysen av de fleste grunnstoffene fra kjerneprøvene stort sett er gode (RSD<5%). Grunnstoffer som peker seg ut med dårlig presisjon er kadmium, antimon og kvikksølv. Disse grunnstoffene har også vist seg å ha dårlig nøyaktighet (jf. tabell 15), og grunnstoffene brukes derfor ikke alene til å datere utslag.

6. Konklusjon

I dette prosjektet var målet å undersøke sedimentkjernerprøver fra utløpet til tre av de større elvene i Nord-Trøndelag. Det ble lett etter spor fra antropogen tilførsel som kunne knyttes til ulike historiske hendelser ved de ulike lokalitetene. Det ble tatt kjernerprøver på opp til 187 cm for å undersøke antropogene tilførsel langt tilbake i tid. Dybdeprofiler og profiler der grunnstoffene var normalisert mot aluminium ble laget for et utvalg grunnstoffer som ble antatt å ha høye nok konsentrasjoner og ha en historisk relevans.

I sedimentet ved utløpet til Steinkjerelva hadde mange av grunnstoffene høye verdier i forhold til aluminium i de øvre lagene av sedimentet, for eksempel kobber, sink og bly. Dette gjaldt blant annet metallene kobber, sink, arsen og bly. Dette ble antatt å skyldes antropogen påvirkning, og ble knyttet til blant annet trafikk og tilførsel via jordbruk. Dypere i sedimentet hadde flere grunnstoffer utslag i sin normaliseringsprofil og sammensetningen av grunnstoffene med utslag ble brukt til å datere disse utslagene. Hendelser som ble brukt til å datere dybder i sedimentet var andre verdenskrig, oppstart av jernmalmsgruve i Verran og gruvedrift med utvinning av svovel- og kobberkis. Et forslag til sedimenteringshastighet ble satt opp og viste at basert på dateringene som var gjort har sedimenteringshastigheten vært svært varierende gjennom forskjellige perioder.

I sedimentet ved utløpet til Verdalselva var det en mindre økende trend av konsentrasjoner oppover i sedimentet, men de fleste grunnstoffer hadde høye konsentrasjoner her sammenlignet med sedimentet ved utløpet til Steinkjerelva. I normaliseringene mot aluminium fantes det to store utslag med et utvalg av grunnstoffer som ble knyttet til historiske hendelser. Ved 4 cm hadde flere grunnstoffer utslag som kunne knyttes til generell menneskelig aktivitet som byutvikling og trafikk samt sammenheng med forbindelser brukt i jordbruk. Dateringen i sedimentet ble gjort på grunnlag av hendelsene andre verdenskrig og oppstart av Aker Verdal på starten av 70-tallet. Klimatiske variasjoner ble knyttet til funn i aluminiumskonsentrasjonen for å datere lavere lag av sedimentet.

I sedimentet utenfor Stjørdalselva var konsentrasjonene igjen økende i de øvre lagene. Ved denne lokaliteten var konsentrasjonen av de aller fleste grunnstoffene høyest, for eksempel kobber, sink og bly. Historiske hendelser som ble brukt til å datere dybdene i sedimentet var starten av bruk av organotinnforbindelser i jordbruket, andre verdenskrig, gruvedrift. I tillegg

ble den lille istid forsøkt datert ved å studere aluminiumskonsentrasjonen i denne kjerneprøven.

Sammenligninger med grenseverdier fra KLIF ble gjort, og viste at for de fleste grunnstoffene ved alle lokalitetene var konsentrasjonene på bakgrunnsnivå. Unntak fra dette var konsentrasjonen av kobber, krom og nikkel i sedimentene ved utløpene til Verdalselva og Stjørdalselva. Innholdet av kobber og krom gir i begge sedimentene tilstandsklassen «god», og innholdet av nikkel gir tilstandsklassen «moderat». En kombinasjon av høye konsentrasjoner og lave korrelasjonskoeffisienter tyder på at sedimentet ved utløpet til Stjørdalselva er mest påvirket av menneskelig aktivitet av de tre lokalitetene. Dette antas å kunne knyttes til driften av Trondheim lufthavn Værnes, militær øvingsstasjon, trafikk og det faktum at dette er Nord-Trøndelags mest folkerike kommune. De høye krom og nikkelkonsentrasjonene ble for øvrig knyttet til det høye innholdet av disse grunnstoffene i berggrunnen ved både Verdal og Stjørdal. Korrelasjonskoeffisienter for grunnstoffene mot aluminium viste også at den største antropogene tilførselen av de fleste grunnstoffer var i Stjørdalsområdet. Dette antas å kunne knyttes til driften av lufthavnen, den militære øvingsstasjonen, trafikk og det faktum at dette er Nord-Trøndelags mest folkerike kommune. For alle tre lokalitetene var det tydeligere utslag i de øvre lagene som kunne knyttes til antropogene hendelser og kilder. Dateringer for de dypeste lagene var vanskelige og svært usikre.

7. Forslag til videre arbeid

I dette prosjektet er det forsøkt å kartlegge variasjoner i konsentrasjoner av ulike grunnstoffer gjennom tiden ved å studere sedimentkjerner ved tre ulike lokaliteter. Det er derimot ikke tatt mer enn én kjerneprøve ved hver lokalitet. Ved å ta flere kjerneprøver kan homogeniteten i sedimentene sjekkes, noe som anbefales å gjøre i fremtiden.

Det kan også settes spørsmålsteget ved om oppkuttingsintervallene til kjerneprøvene var lange nok. For å få et bedre bilde over spredningen kan det i fremtiden tas kortere intervaller av de øvre lagene av sedimentene for å få høyere oppløsning i profilene, og derfor kanskje få en mer nøyaktig datering.

Det er forsøkt å sette opp en sedimenteringshastighet for å datere ulike utslag i profilene som er studert. Denne metoden har fungert til en viss grad, men det er noe usikkert hvilke utslag som hører til hvilken antropogen hendelse tilbake i tid. Sedimenteringshastigheten bør derfor bestemmes med mer nøyaktige metoder for å kunne datere utslagene mer nøyaktig. Eksempler på slike metoder er datering med de radioaktive isotopene ^{210}Pb og ^{137}Cs .

For å undersøke dagens tilstand i det hydrologiske systemet kan det være ønskelig å ta vannprøver sammen med sedimentprøvene, og det anbefales derfor å gjøre det i fremtiden.

Litteraturliste

- Alloway, B. J. (2013). *Heavy Metals in Soil* (3. utg.). London: Springer.
- Andersson, M., Ottesen, R.T., og Langedal, M. (2010). Geochemistry of urban surface soils - Monitoring in Trondheim, Norway, 156(3-4) *Geoderma*, s. 117
- Askheim, S. (2011). *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/Stj%C3%B8rdal%2Fn%C3%A6ringsliv> (Hentet: 13 mars 2014)
- Barceloux, D. G. (1999). Molybdenum., *Clinical toxicology*, 37(2) (s. 233). Marcel Dekker Inc.
- Baudo, R., Giesy, J. og Muntau, H., 1990. *Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place pollutants*. USA: CRC Press, Inc
- Berger, H. M. og Bremset, G., 2005. *Status for laksebestanden i Verdalsvassdraget: Vurderinger av produksjonspotensial basert på ungfiskundersøkelser og bonitering*, s.l.: Norsk institutt for naturforskning.
- Birch, L., Hanselmann, K. W. og Bachofen, R. (1996) Heavy metal conservation in Lake Cadagno sediments: Historical records of antropogenic emissions in a meromitic alpine Lake. *Water Research*, 30(3) s. 697-687.
- Bratberg, E. (2012). *Store Norske Leksikon*. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/gj%C3%B8dsel> (Hentet: 28 Januar 2014)
- Bryhni, I., og Spjeldnæs, N. (2012). *Store Norske Leksikon*. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/vulkan%2Fgeologi> (Hentet: 5 februar 2014)
- Buffle, J. og Leppard, G. (1995) Characterization of Aquatic Colloids and Macromolecules. 1 Structure and Behavior of Colloidal Material. *Environmental Science & Technology*, 29(9) s. 2169-2175
- Calmano, W., Hong, J. og Förstner, U (1993) Binding and Mobilisation og Heavy Metals in Contaminated Sediments Affected by pH and Redox Potential. *Water Science and Technology*, 28(8-9) s. 223-235
- Cheatham, M. M., Sangrey, W. F., og White, W. M. (1993). Sources of error in external calibration ICP-MS analysis of geological samples and an improved non-linear drift correction procedure. *Spectrochimica Acta*, 48(3) s 487-489.
- De, A., 2003. *Environmental Chemistry*. (5 utg.). New Dehli: New Age International Limited
- Drageset, T.-A. (2002). *Flomberegning for Verdalselv*. Norges vassdrags- og energidirektorat

- Elimelech, M., Gregory, J., Jia, X. og Williams, R. A., (1995) *Particle Deposition & Aggregation*. Woburn: Butterworth-Heinemann, Reed Elsevier Group
- Emelyanov, E. M. (2005). *The Barrier Zones in the Ocean*. Kaliningrad: Springer-Verlag.
- Evans, E. H. og Giglio, J. J. (1993) Interferences in Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 8(1-18) s. 18
- Farmer, J. G. (1991). The perturbation of historical pollution records in aquatic sediments. *Environmental Geochemistry and Health*, 13(2) s. 76-83.
- Faye, G. (1992). *Geokjemiske undersøkelser i Trondheimsfjorden*. Norges Geologiske Undersøkelse.
- Forsvaret. (2013, Mars 18). *Forsvaret.no*. Tilgjengelig fra: <http://forsvaret.no/om-forsvaret/fakta-om-forsvaret/kart-tjenestesteder-i-norge/alle-tjenestesteder/vernes/Sider/vernes.aspx> (Hentet: 17 mai 2014)
- Gambrell, R. P., Khalid, R. A. og Patrick, W. H. J. (1980) Chemical Availability of Mercury, Lead, and Zinc in Mobile Bay Sediment Suspension as Affected by pH and Oxidation-Reduction Conditions. *Environmental Science & Technology*, 14(4) s. 431-436
- Gazeau, F., Quilblrier, C., Jansen, J. M., Gattuso, J.-P., Middelburg, J. J., og Heip, C. H. (2007). Impact of elevated CO₂ on shellfish calcification. *Geophysical Research Letters*. 34(7) s. 1-5
- Geodatasenteret, Miljødirektoratet (2007) *Miljødirektoratet*. Tilgjengelig fra: <http://elvedelta.miljodirektoratet.no/delta-118.htm> (Hentet: 25 februar 2014)
- Guo, T., Delaune, R. og Patrick, W. H. J. (1997) The Effect of Sediment Redox Chemistry on Solubility/Chemically Active Forms of Selected Metals in Bottom Sediment Receiving Produced Water Discharge. *Spill Science & Technology Bulletin*, 4(3) s. 165-175
- Holzman, D., (1997) Plane pollution. *Environmental Health Perspectives*. 105(12) s. 1300-1305
- Kartverket, (2014) *Norgeskart*. Tilgjengelig fra: <http://beta.norgeskart.no> (Hentet: 25 februar 2014)
- Ketterer, M., Wetzel, W., Layman, R., Matisoff, G., og Bonniwell, E. (2000). Isotopic Studies of Sources of Uranium in Sediments of the Ashatabula River, Ohio, U.S.A. *Environmental Science and Technology*, 34(6) s. 966-972
- Klaasen, C. D., 2013. *Casarett & Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons*. (8 utg.). USA McGraw-Hill Education.

Klein, D. H., (1972) Mercury and Other Metals in Urban Soils. *Environmental Science & Technology* 6 (6) s. 560-562

Klima- og miljødepartementet, (2002) *Regjeringen.no*. Tilgjengelig fra: <http://www.regjeringen.no/nb/dep/kld/dok/regpubl/stmeld/20012002/stmeld-nr-12-2001-2002-/3/5.html?id=326596> (Hentet: 18 mars 2014)

Løkken, H. O. (Udatert). *Avinor*. Tilgjengelig fra: : http://www.avinor.no/lufthavn/trondheim/omoss/70_Lufthavnens+historie (Hentet: 13 mars 2014)

Manahan, S. E. (2010). *Environmental Chemistry*. (9. utg) Boca Raton: CRC Press Taylor & Francis Group.

Meteorologisk institutt. (udatert) *Met.no*. Tilgjengelig fra: http://www.met.no/Klima/Klimautvikling/Klima_siste_150_ar/Regioner/Trondelag/ (Hentet: 29 april 2014)

Meteorologisk institutt (udatert b). *Met.no*. Tilgjengelig fra: http://www.met.no/Klima/Klimautvikling/Klima_siste_1000_ar/ (Hentet: 29 April 2014)

Milestone, 2008. *milestonesicom*. Tilgjengelig fra: : <http://milestonesicom.powweb.com/files/UC-Brochure.pdf> (Hentet: 23 mars 2014)

Miljødirektoratet (2009) *Miljøstatus*. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/miljomal/Mal-og-nokkeltall/Elvar-og-innsjoar/God-tilstand-for-vassforekomstar/Delen-av-ferskvatn-og-grunnavatn-som-har-god-kjemisk-og-okologisk-tilstand-eller-godt-okologisk-potensial/oko-status-vann/> (Hentet 17 januar 2014)

Miljødirektoratet (2011) *Miljøstatus*. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/Tema/Ferskvann/Elver-og-innsjoer/Sartrekk-ved-norsk-vassdragsnatur/> (Hentet 17 januar, 2014)

Miljødirektoratet (2012) *Miljøstatus*. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/Tema/Ferskvann/Elver-og-innsjoer/#D> (Hentet 17 januar 2014)

Miljødirektoratet (2013a) *Miljøstatus*. Tilgjengelig fra: : <http://fylker.miljostatus.no/Nord-Trondelag/Tema-A-A/Vann/> (Hentet: 26 mars 2014)

Miljødirektoratet (2013b) *Miljøstatus*. Tilgjengelig fra: <http://fylker.miljostatus.no/Nord-Trondelag/Tema-A-A/Kjemikalier/> (Hentet: 26 mars 2014)

- Miljødirektoratet (2013c) *Miljøstatus i Norge*. Tilgjengelig fra: http://www.miljostatus.no/Tema/Ferskvann/Miljogifter_ferskvann/Avrenning-fra-gruver/Mindre-kisgruver/Nord-Trondelag-gruver/ (Hentet: 24 februar 2014)
- Miller, J. og Miller, J. (1992) *Statistics for analytical chemistry*. (2.utg). England.:Ellis Horwood Limited.
- Nashoug, O. (1999). *Vannkvaliteten i Mjøsa - før og nå. Mjøsovervåkingen gjennom 25 år*. Styringsgruppa for overvåking av Mjøsa
- Nelson, B. W. (1972) *Environmental Framework of Coastal Plain Estuaries*. Boulder: The Geological Society of America
- Nord-Trøndelag fylkeskommune (2010) *Landbruksmelding for Trøndelag*. Nord-Trøndelag fylkeskommune
- Nordtug, J., Thorsen, H. W. og Wollan, G. (2000) *Fylkeshovedstad Steinkjer*. Steinkjer: Nord-Trøndelagsforskning
- Norges geologiske undersøkelse, 2014. *Nasjonal berggrunnsdatabase*. Tilgjengelig fra : <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/> (Hentet: 15 mai 2014)
- Norges Geotekniske Institutt, (2008) Stability of contaminated sediments. *NGI's Strategic Institute program 2003-2008*
- Olesik, J. W. (1991). Elemental Analysis Using ICP-OES and ICP/MS - An Evaluation and Assessment of Remaining Problems. *Analytical Chemistry*, 63(1) s. 12-20
- Olsen, H.,(2009) *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: http://snl.no/Trondheim_lufthavn%2C_V%C3%A6rnes (Hentet: 13 mars 2014)
- Perillo, G., (1995) *Geomorphology and sedimentology of Estuaries*. Amsterdam: Elsevier Science B.V.
- Petterson, L.E. (2007). *Flomberegning for Steinkjerelva og Ognå (128.Z)*. Norges vassdrags- og energidirektorat
- Rosvold, K. og Stokkan, J. (2014 a) *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/Steinkjer> (Hentet: 13 mars 2014)
- Rosvold, K., og Stokkan, J. (2014 b) *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/Nord-Tr%C3%B8ndelag> (Hentet: 13 mars 2014)

- Rui, I. J., 2009. *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: http://snl.no/Mer%C3%A5ker_gruver (Hentet: 12 april 2014)
- Ruiz-Fernández, A., Hillarie-Marcel, C., Páez-Osuna, F., Ghaleb, B. og Soto-Jiménez, M.. (2003) Historical trends of metal pollution recorded in the sediments of the Culiacan River Estuary, Northwestern Mexico. *Applied Geochemistry*, 18(4) s. 577-588.
- Sakshaug, E., og Killingtveit, Å. (2000). *Trondheimsfjorden*. Trondheim: Tapir forlag
- Sandvik, E., 2006. *Steinkjer kommune*. Tilgjengelig fra : <http://www.steinkjer-kommune.net/eggevandring/egge/index.php?meny=57> (Hentet: 25 mars 2014)
- Scheicher, N., Kramar, U., Dietze, V., Kaminski, U. og Norra, S. (2012) Geochemical characterization of single atmospheric particles from the Eyjafjallajökull volcano eruption event collected at ground-based sampling sites in Germany. *Atmospheric Environment*, 48 s.113-121
- Schropp, S. J., og Windom, H. L. (1988). *A Guide to the Interpretation of Metal Concentrations in Estuarine Sediments*. Tilgjengelig fra: http://www.floridadep.org/waste/quick_topics/publications/documents/sediment/estuarine.pdf (Hentet: 26 mai 2014)
- Skevik, O., (2006) *Steinkjer kommune*. Tilgjengelig fra: <http://www.steinkjer-kommune.net/eggevandring/egge/index.php?meny=53> (Hentet: 25 mars 2014)
- Skjei, J., (2006) *Steinkjer kommune*. Tilgjengelig fra : <http://www.steinkjer-kommune.net/eggevandring/egge/index.php?meny=112> (Hentet: 25 mars 2014)
- Skoog, D. A., West, D. M., Holler, F. J., og Crouch, S. R. (2004). *Fundamentals of Analytical Chemistry* (8. utg.) Belmont: Brooks/Cole, Cengage learning.
- Statens forurensningstilsyn (2007). *Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter*. Statens forurensningstilsyn.
- Store norske leksikon*. (2009) Tilgjengelig fra: <http://snl.no/V%C3%A6rnes> (Hentet: 13 mars 2014)
- Store norske leksikon*. (2011) Tilgjengelig fra: <http://www.snl.no/Trondheimsfjorden> (Hentet: 24 februar 2014)
- Store norske leksikon* (2013a).. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/industri> (Hentet: 26 mars 2014)

Store norske leksikon. (2013b) Tilgjengelig fra: <http://www.snl.no/Steinkjerelva> (Hentet: 24 februar 2014)

Store norske leksikon, (2013c). Tilgjengelig fra: <http://www.snl.no/Verdalselva> (Hentet: 24 februar 2014)

Store norske leksikon. (2013d) Tilgjengelig fra: <http://www.snl.no/Stjørdalselva> (Hentet: 24 februar 2014)

Tretvik, A.M, Sandvik, P.T., Kirkhusmo, A. og Stugu, O.S. (2005) Livsgrunnlag i endring. Stugu, O. S. (red.) *Trøndelags historie Bind 3*. Trondheim: Tapir akademisk forlag, s. 393-403

Stumm, W., og Morgan, J. J. (1996). *Aquatic Chemistry*. (3. utg) USA: John Wiley & sons, inc.

Syvitsky, J. P. og Murray, J. W., (1981). Particle interaction in fjord suspended sediment. *Marine Geology*, 39(3-4), s. 215-216.

Thorsnæs, G. og Rosvold, K., (2014) *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/Verdal> (Hentet: 13 mars 2014)

Tsunogai, S., Yonemaru, I. og Kusakabe, M., (1979) Post depositional migration of Cu, Zn, Ni, Co, Pb and Ba in deep sea sediments. *Geochemical Journal*, 13 s. 239-252.

Tunstad, E. (2007). *Forskning.no*. Tilgjengelig fra: <http://www.forskning.no/Artikler/2007/september/1189357125.79> (Hentet: 17 mai 2014)

Valette-Silver, N. J. (1993). The Use of Sediment Cores to reconstruct Historical Trends in Contamination of Estuarine and Coastal Sediments. *Estuaries* 16(38), s. 577-588.

Verran kommune, (2011) *Verran kommune*. Tilgjengelig fra: <http://www.verran.kommune.no/om-verran-kommune.4514493-106630.html> (Hentet: 26 mars 2014)

Walpole, R. E., Myers, R. H., Myers, S. L. og Ye, K., (2012) *Probability & Statistics for Engineers and Scientist*. (9. utgave) USA :Pearson Education Inc

Westrich, B., og Fröstner, U. (2007). *Sediment Dynamics and Pollutant Mobility in Rivers*. Berlin: Springer-Verlag

Wibetoe, G., (2009) *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/ICP> (Hentet: 3 mars 2014)

Wolf, R. E., (2013) *Crustal Geophysics and Geochemistry Science Center*. Tilgjengelig fra: <http://crustal.usgs.gov/laboratories/icpms/intro.html> (Hentet: 5 mars 2014)

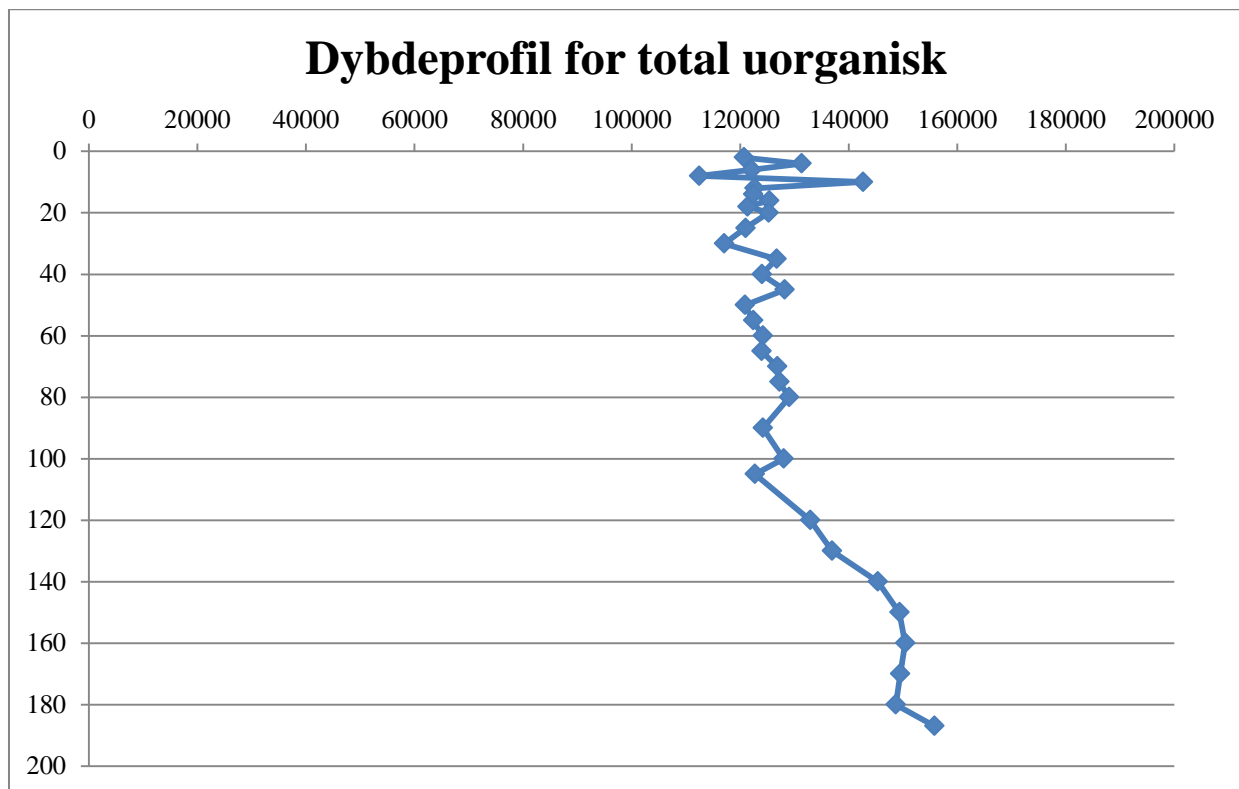
Ystgaard, H.-M., (2006) *Steinkjer kommune*. Tilgjengelig fra: <http://www.steinkjer-kommune.net/eggevandring/egge/index.php?meny=94> (Hentet: 25 mars 2014)

Vedlegg 1: Fraksjon av totalt uorganisk materiale

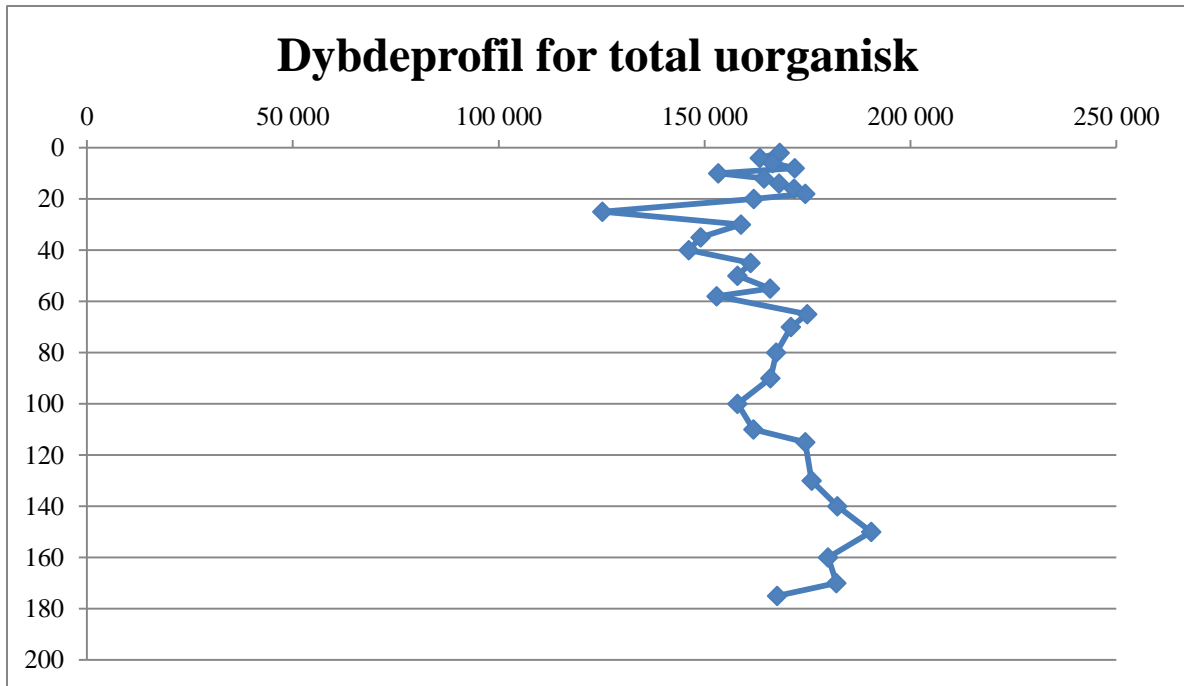
Tabell 1: Fraksjon av totalt uorganisk materiale for alle lokaliteter for hele kjerneprøven

Dybde (cm)	Steinkjerelva (ppm)	Dybde (cm)	Verdalselva (ppm)	Dybde (cm)	Stjørdalselva (ppm)
2	120 702,83	2	168 222,65	2	177 540,05
4	131 291,45	4	163 435,82	4	171 898,33
	132 963,18				
6	122 081,32	6	166 549,53	6	176 109,10
8	112 449,22	8	171 934,67	8	174 370,79
10	142 607,64	10	153 314,64	10	170 060,14
12	122 643,22	12	164 458,28	12	169 682,31
14	122 413,03	14	168 118,07	14	178 212,08
16	125 352,74	16	171 740,55	16	178 857,79
18	121 323,87	18	174 495,65	18	170 593,43
20	125 244,64	20	161 960,94	20	179 214,31
25	120 972,38	25	125 188,49	25	166 351,16
30	117 036,76	30	158 849,91	30	174 050,83
	114 929,15				
35	126 691,34	35	149 037,48	35	184 118,52
40	123 969,71	40	146 177,33	40	172 995,43
45	128 200,09	45	161 179,09	45	162 149,87
50	120 890,66	50	157 990,71	50	168 913,99
55	122 379,69	55	165 944,06	55	168 402,05
60	124 149,45	58	152 955,54	58	162 889,95
65	123 946,99	65	174 916,89	65	161 227,63
70	126 816,99	70	170 996,30	70	161 507,74
75	127 232,70				
80	129 012,20	80	167 405,72	80	70 501,21
90	124 173,91	90	166 018,57	90	164 732,71
100	127 989,60	100	157 994,91	100	168 340,99
105	122 713,72	110	161 846,92	110	158 542,90
	122 009,14	115	174 455,30		
120	132 913,94			120	157 376,32
130	136 935,25	130	175 990,99	130	166 539,00
140	145 369,21	140	182 254,62	140	165 982,25
150	149 336,20	150	190 440,26	150	179 110,40
160	150 413,89	160	180 014,36	160	163 292,14
170	149 473,81	170	182 023,44	170	181 052,71
180	148 658,87	175	167 662,23	180	175 783,77
187	155 790,56			190	172 846,58

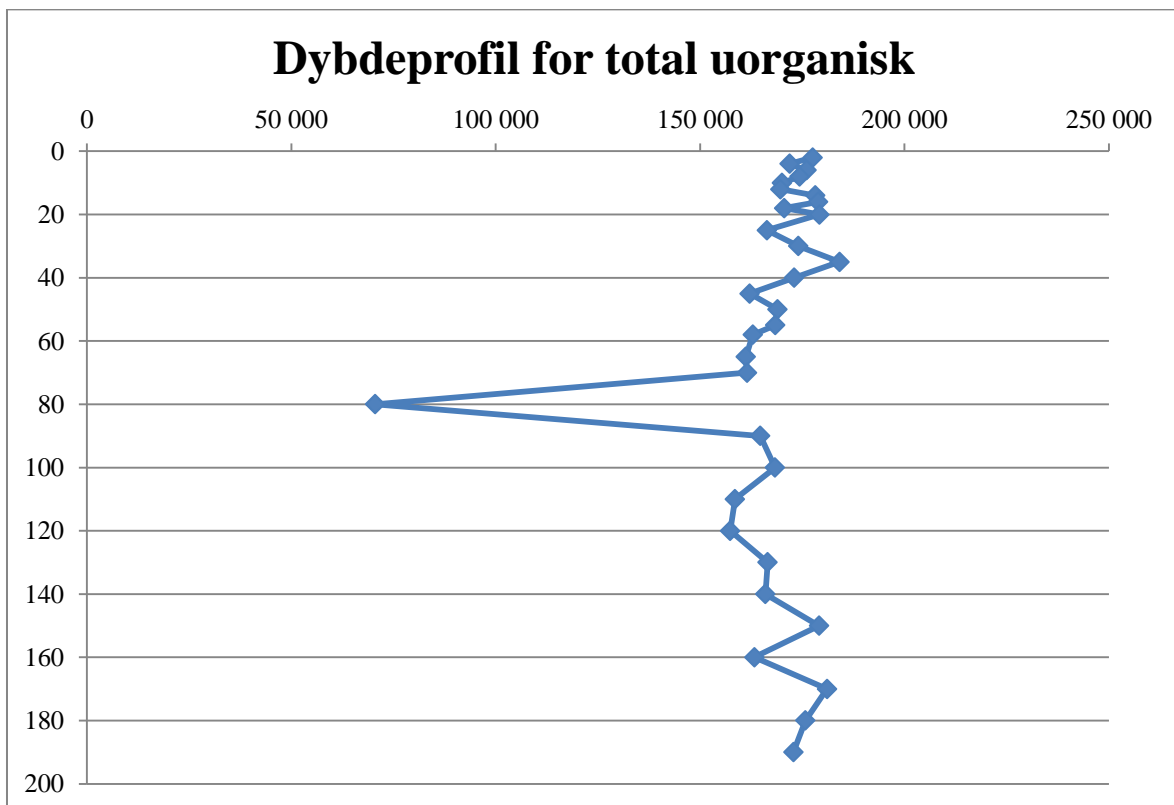
Vedlegg 2: Dybdeprofiler for den totale uorganiske fraksjonen



Figur 1: Dybdeprofil for total uorganisk fraksjon i sedimentet utenfor Steinkjerelva. X-aksen viser konsentrasjonen (ppm), y-aksen viser dybde (cm).



Figur 2: Dybdeprofil for fraksjonen av total uorganisk fraksjon i sedimentet utenfor Verdalselva. X-aksen viser konsentrasjonen (ppm), y-aksen viser dybde (cm)



Figur 3: Dybdeprofil for fraksjon av total uorganisk fraksjon i sedimentet utenfor Stjørdalselva. X-aksen viser konsentrasjonen (ppm), y-aksen viser dybde (cm)

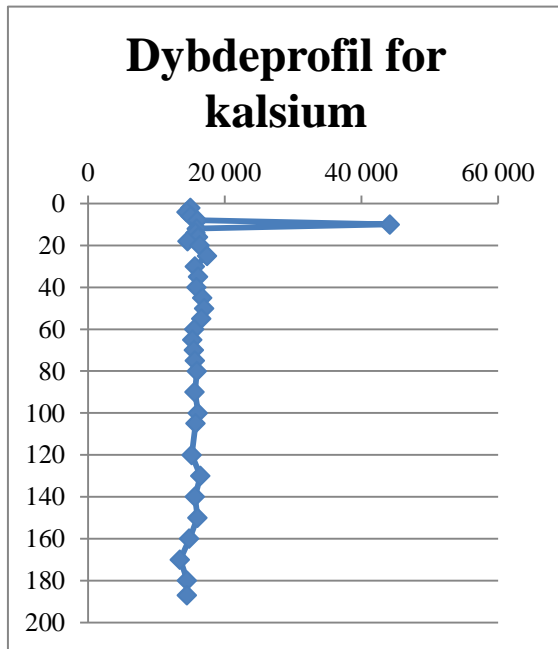
Vedlegg 3: Korrelasjonskoeffisienter

Tabell 2: Korrelasjonskoeffisienter for diskuterte grunnstoffer ved alle lokaliteter

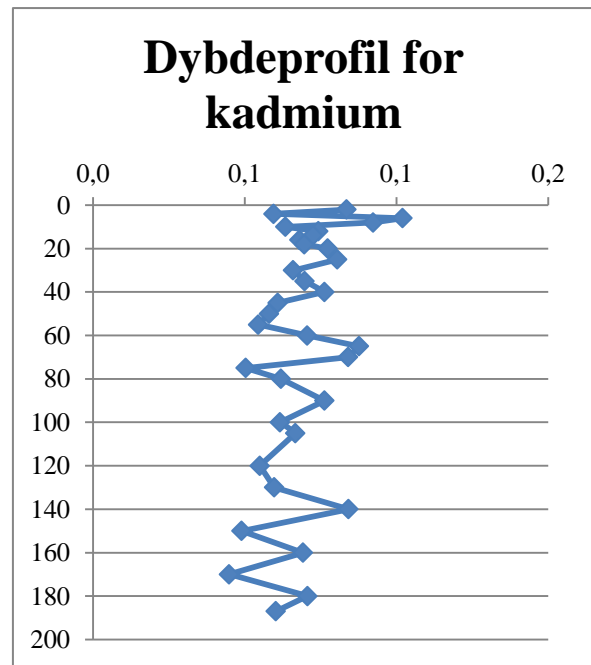
Grunnstoff	Korrelasjonskoeffisient i Steinkjerleva	Korrelasjonskoeffisient i Verdalselva	Korrelasjonskoeffisient i Stjørdalselva
Magnesium	0,90	0,82	0,87
Silisium	0,031	0,051	0,099
Fosfor	0,23	0,065	0,70
Svovel	0,0033	0,20	0,038
Kalium	0,93	0,90	0,84
Kalsium	0,062	0,22	0,57
Vanadium	0,81	0,84	0,78
Krom	0,80	0,77	0,80
Mangan	0,79	0,00090	0,71
Jern	0,89	0,80	0,85
Kobolt	0,89	0,67	0,78
Nikkel	0,90	0,79	0,84
Kobber	0,32	0,050	0,31
Sink	0,67	0,80	0,28
Kadmium	0,14	0,13	0,049
Molybden	0,038	0,13	0,10
Tinn	0,023	0,068	0,029
Thallium	0,88	0,90	0,77
Bly	0,29	0,78	0,21
Uran	0,058	0,32	0,63
Arsen	0,37	0,11	0,041
Kvikksølv	0,00090	0,041	0,036
Antimon	0,0032	0,022	0,021
Vismut	0,40	0,76	0,10

Vedlegg 4: Dybdeprofiler Steinkjer

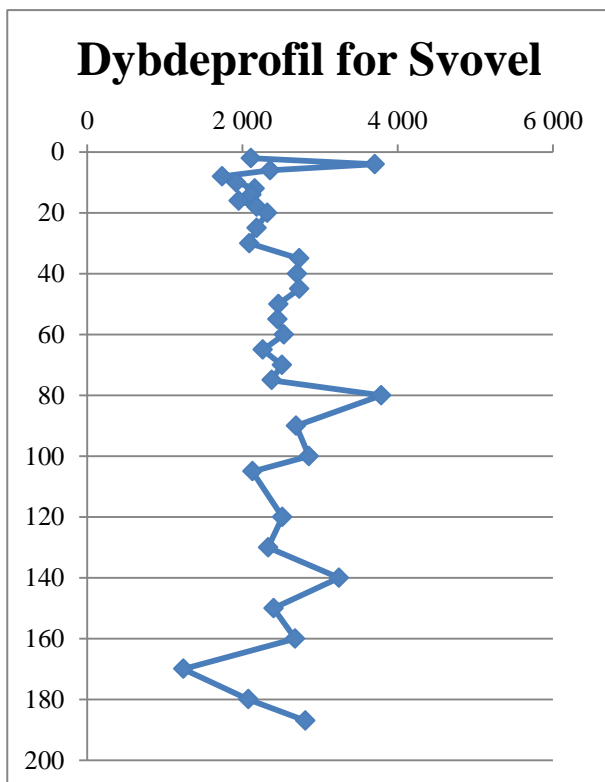
Dybdeprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Steinkjerelva. X-aksen viser konsentrasjon (ppm) og y-aksene viser dybde (cm).



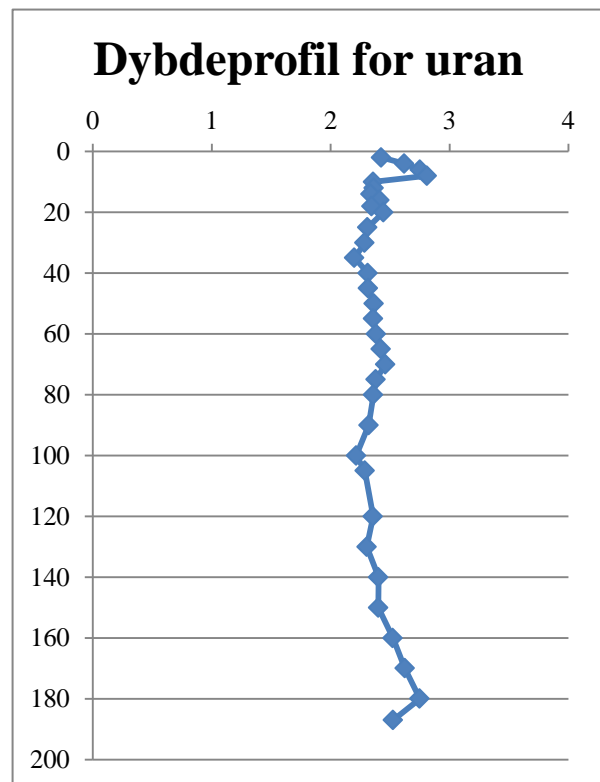
Figur 4: Dybdeprofil. Kalsium. Steinkjer



Figur 5: Dybdeprofil. Kadmium. Steinkjer



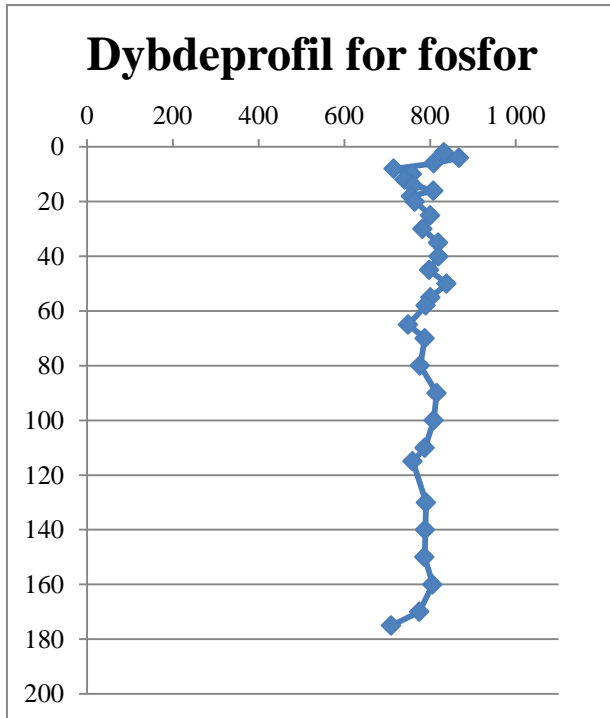
Figur 6: Dybdeprofil for svovel. Steinkjer.



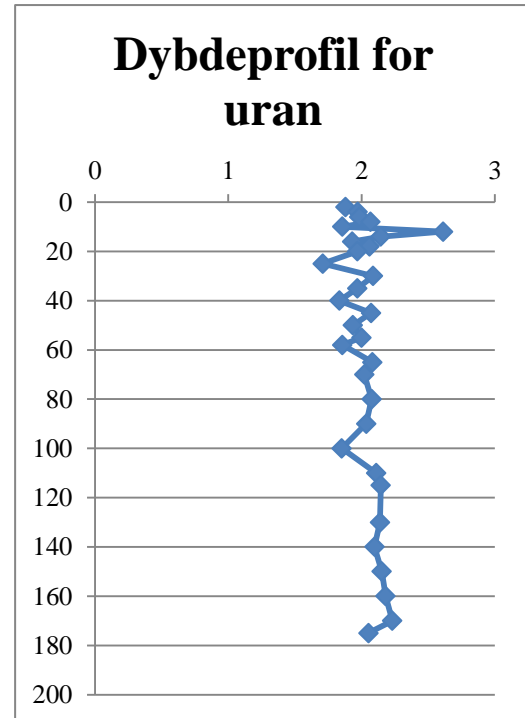
Figur 7: Dybdeprofil for uran. Steinkjer

Vedlegg 5: Dybdeprofiler Verdal

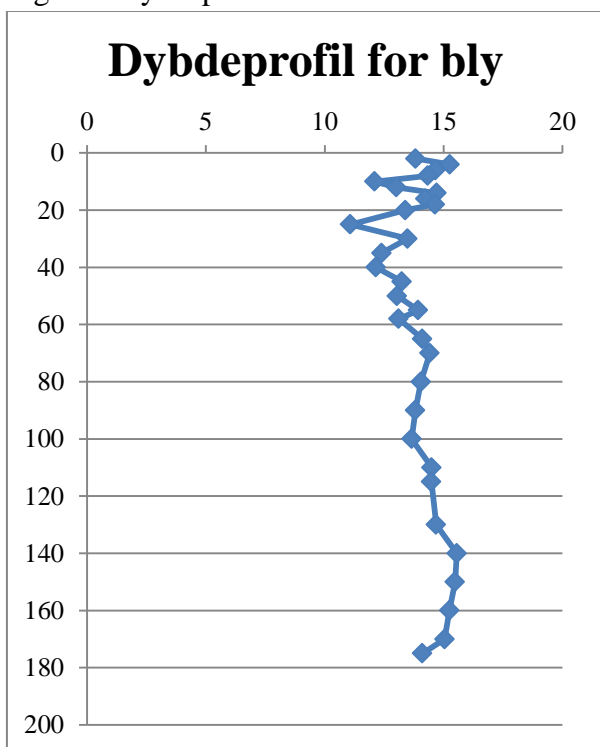
Dybdeprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Verdalselva. X-aksene viser konsentrasjon (ppm) og y-aksene viser dybde (cm).



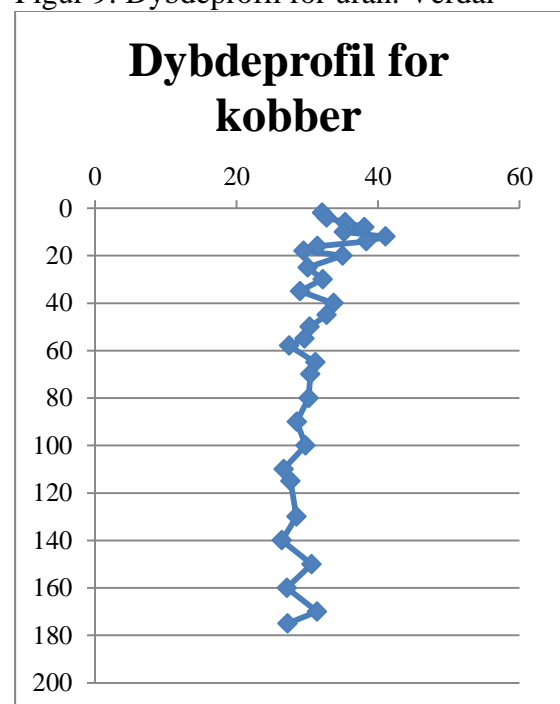
Figur 8: Dybdeprofil for fosfor. Verdal



Figur 9: Dybdeprofil for uran. Verdal

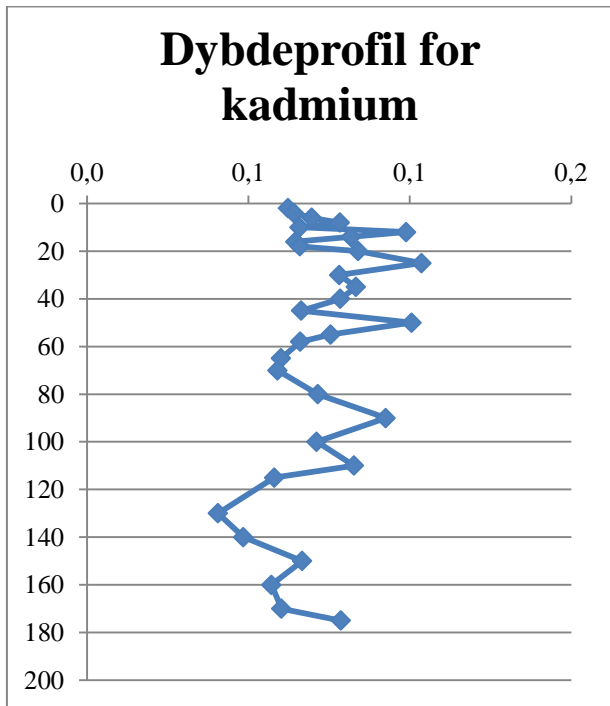


Figur 10: Dybdeprofil for bly. Verdal



Figur 11: Dybdeprofil for kobber. Verdal

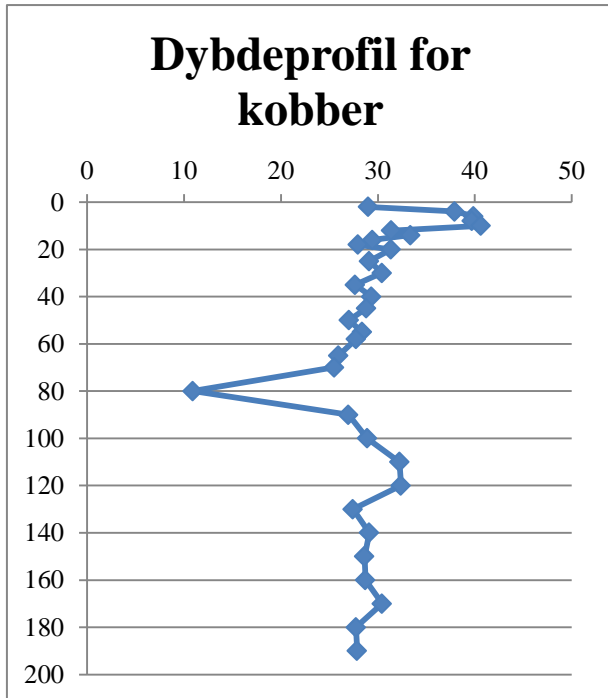
Dybdeprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Verdalselva. X-aksene viser konsentrasjon (ppm) og y-aksene viser dybde (cm).



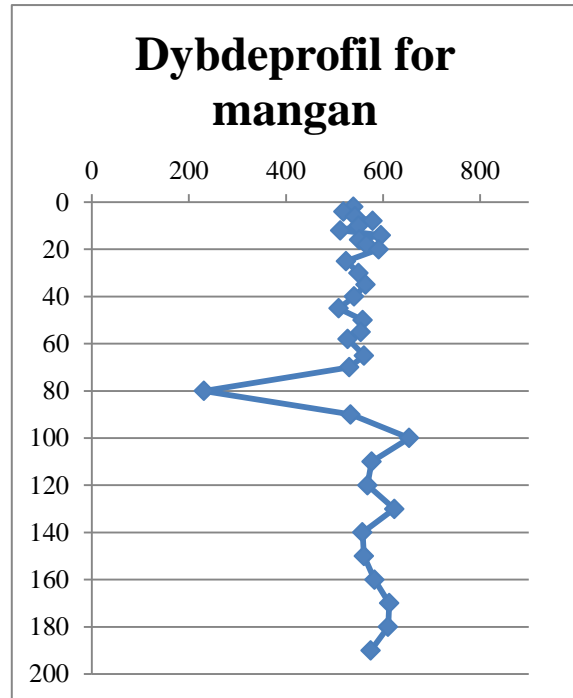
Figur 12: Dybdeprofil for kadmium. Verdal

Vedlegg 6: Dybdeprofiler Stjørdal

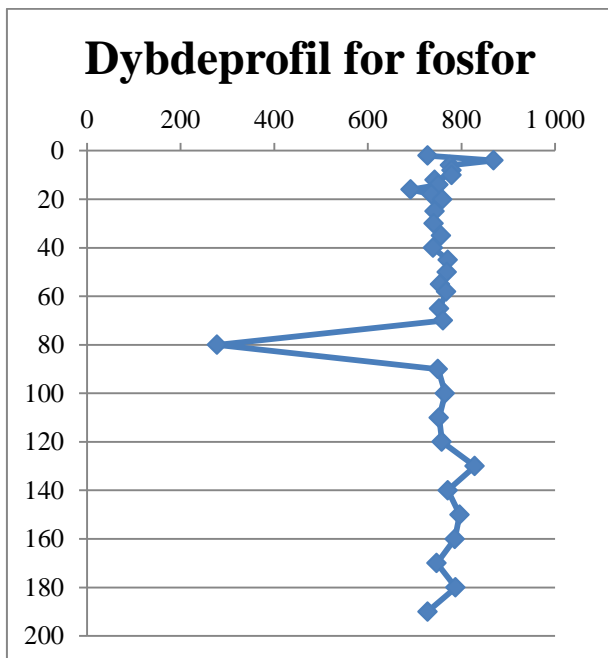
Dybdeprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Stjørdalselva. X-aksene viser konsentrasjon (ppm) og y-aksene viser dybde (cm).



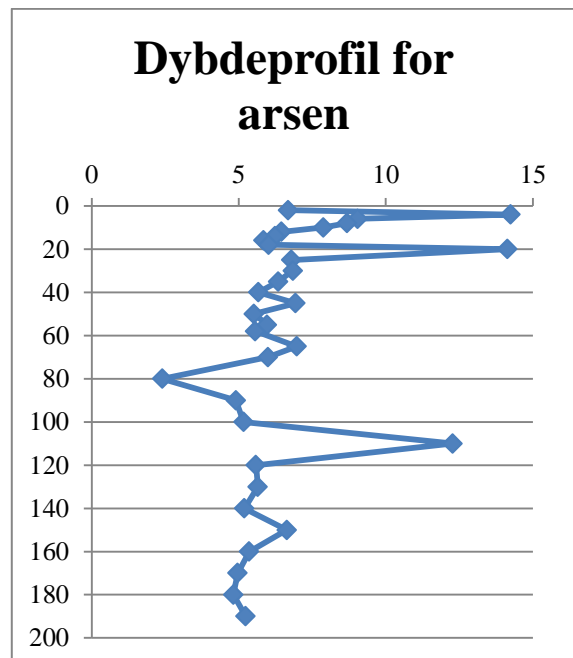
Figur 13: Dybdeprofil for kobber. Stjørdal



Figur 14: Dybdeprofil for mangan. Stjørdal

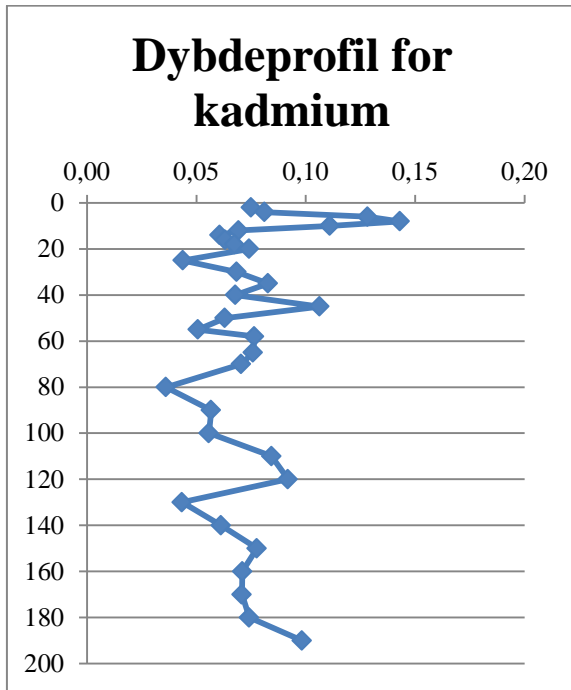


Figur 15: Dybdeprofil for fosfor. Stjørdal

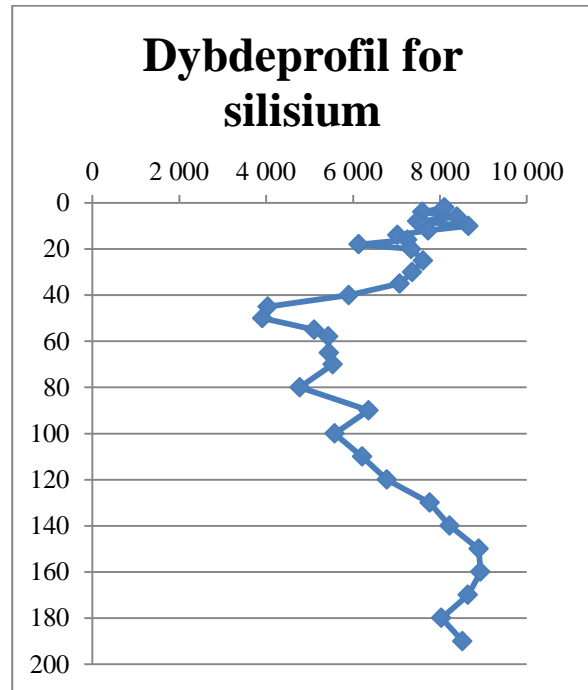


Figur 16: Dybdeprofil for arsen. Stjørdal

Dybdeprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Stjørdalselva. X-aksene viser konsentrasjon (ppm) og y-aksene viser dybde (cm).



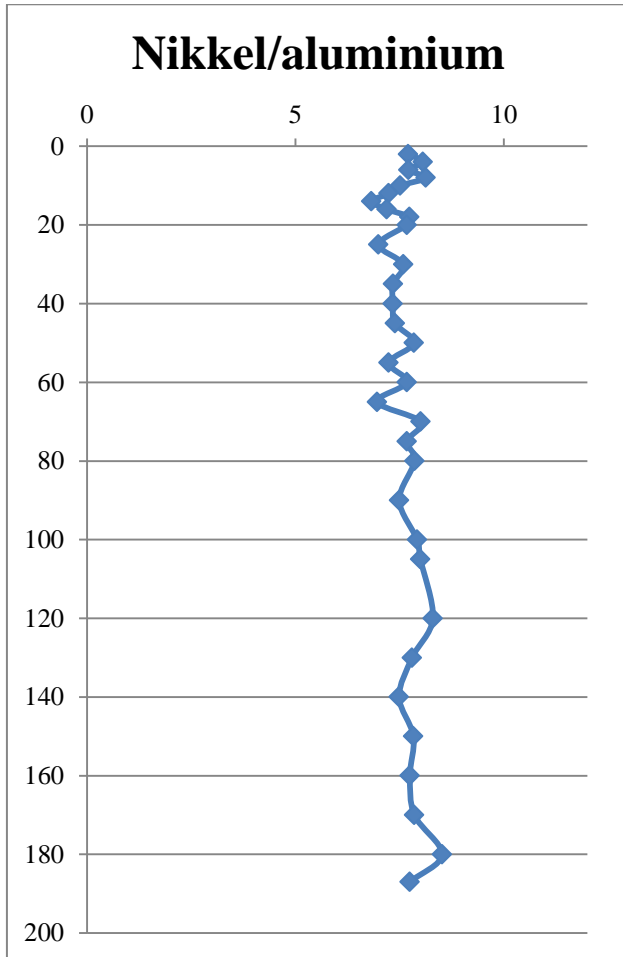
Figur 17 dybdeprofil for kadmium. Stjørdal



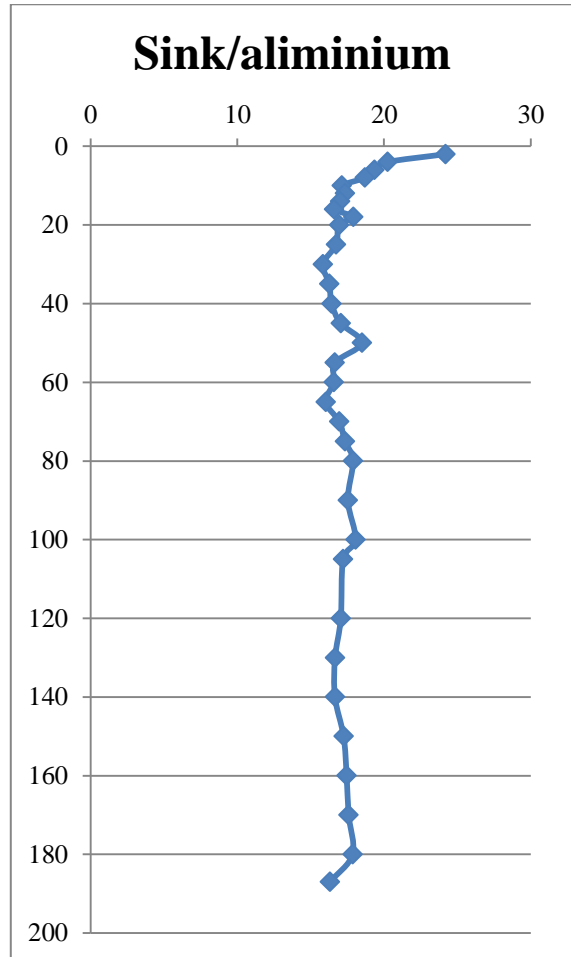
Figur 18: Dybdeprofil for silisium. Stjørdal

Vedlegg 7: Normaliseringsprofiler Steinkjer

Normaliseringsprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Steinkjerelva. X-aksene viser normaliseringsverdien (grunnstoff/aluminium) og y-aksene viser dybde (cm).

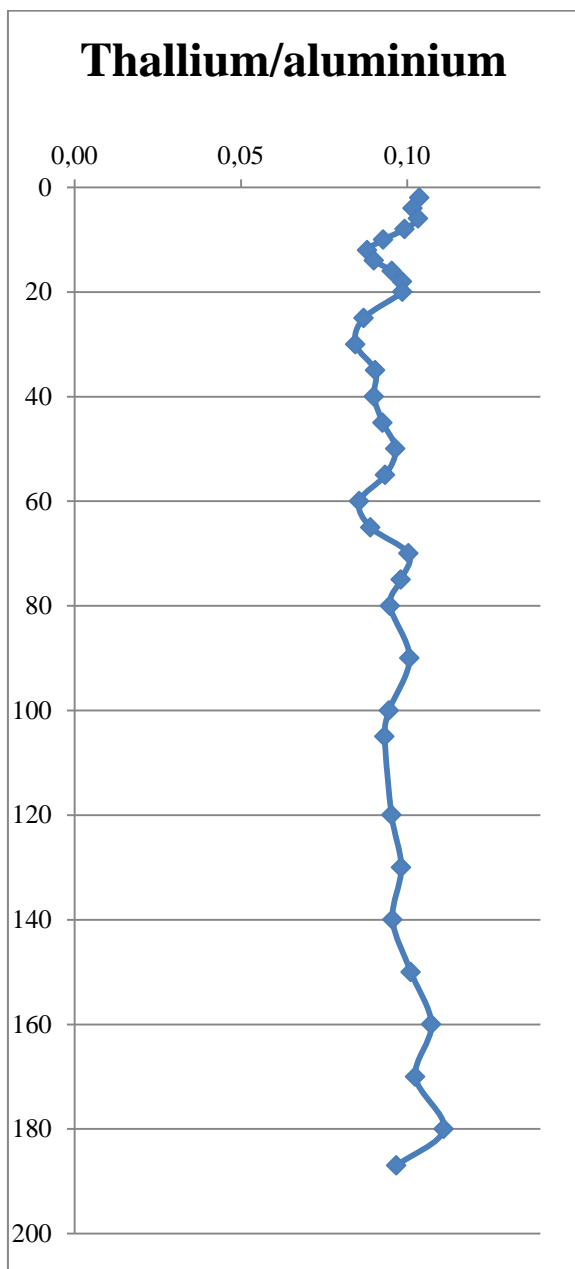


Figur 19: normaliseringsprofil for nikkell.
Steinkjer

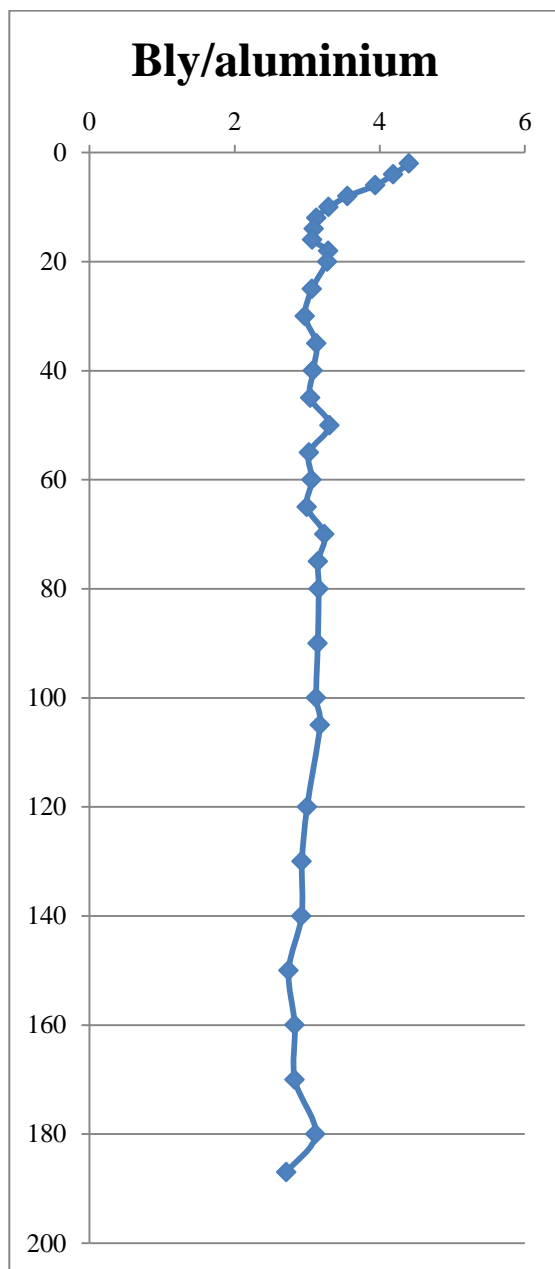


Figur 20: Normaliseringsprofil for sink.
Steinkjer

Normaliseringsprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Steinkjerelva. X-aksene viser normaliseringsverdien (grunnstoff/aluminium) og y-aksene viser dybde (cm).

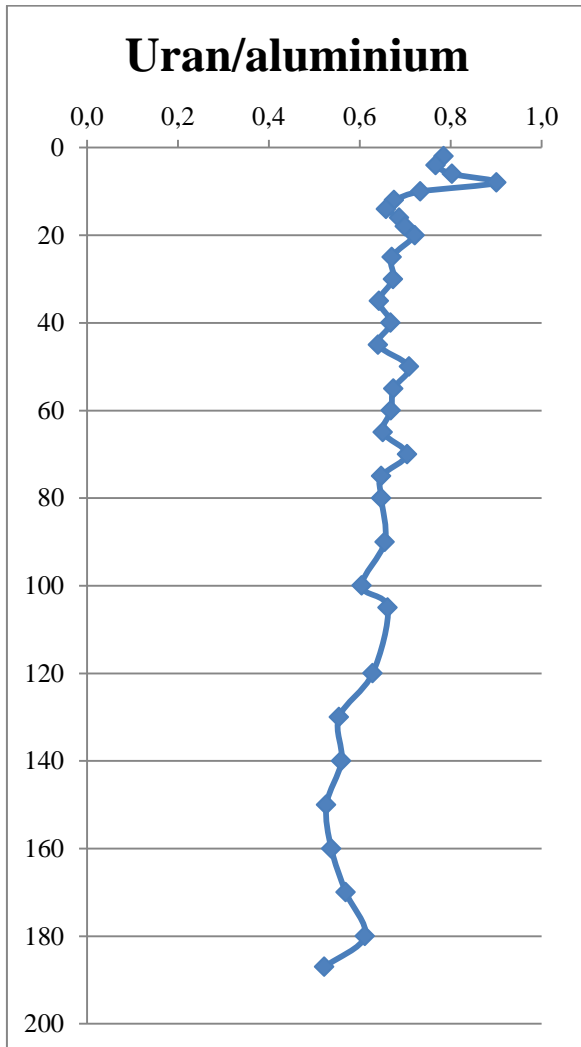


Figur 21: Normaliseringsprofil for thallium. Steinkjer.

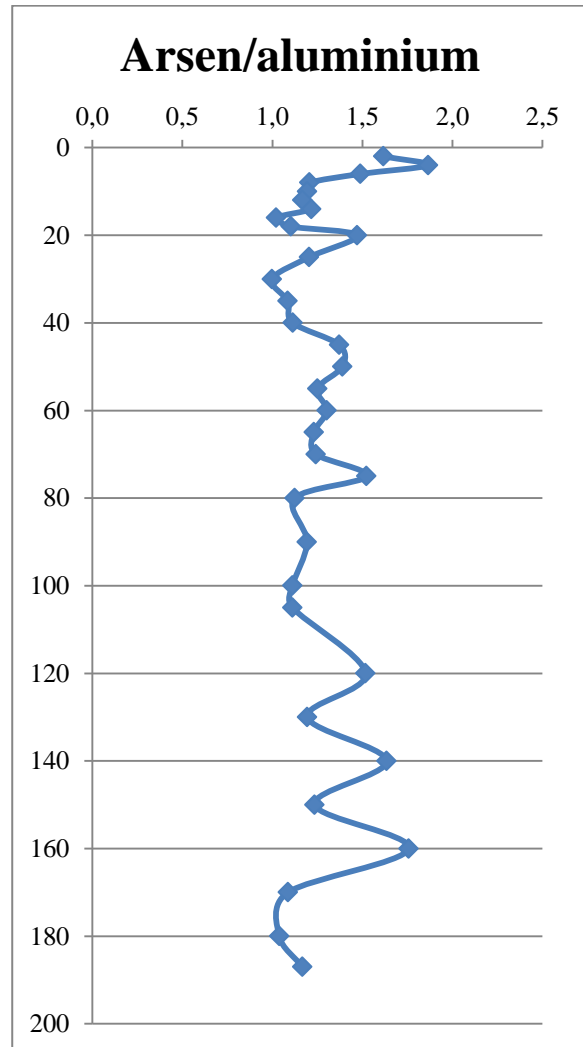


Figur 22: Normaliseringsprofil for bly. Steinkjer.

Normaliseringsprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Steinkjerelva. X-aksene viser normaliseringsverdien (grunnstoff/aluminium) og y-aksene viser dybde (cm).

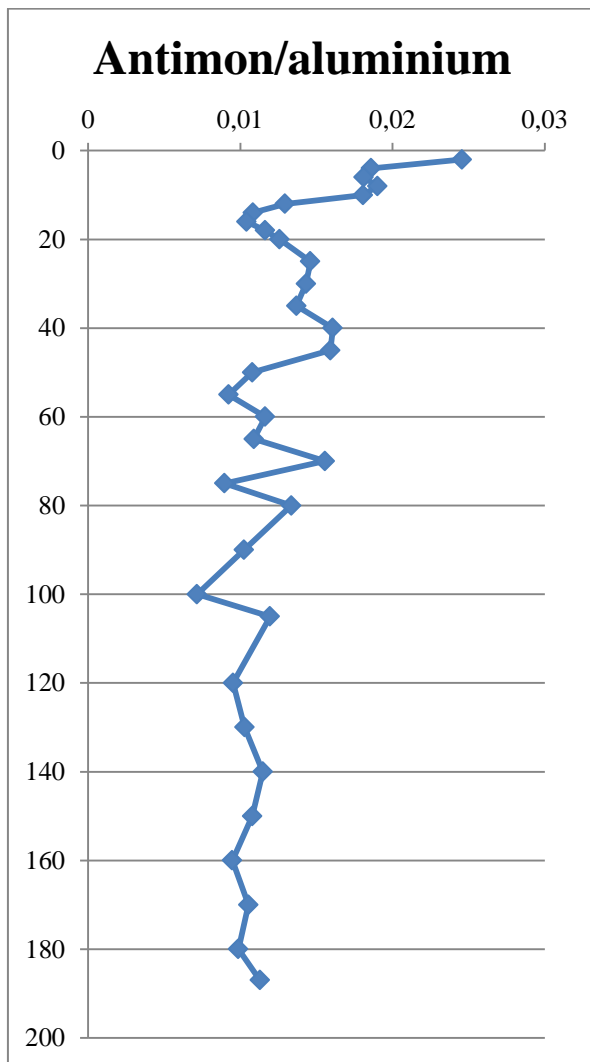


Figur 23: Normaliseringsprofil for uran. Steinkjer

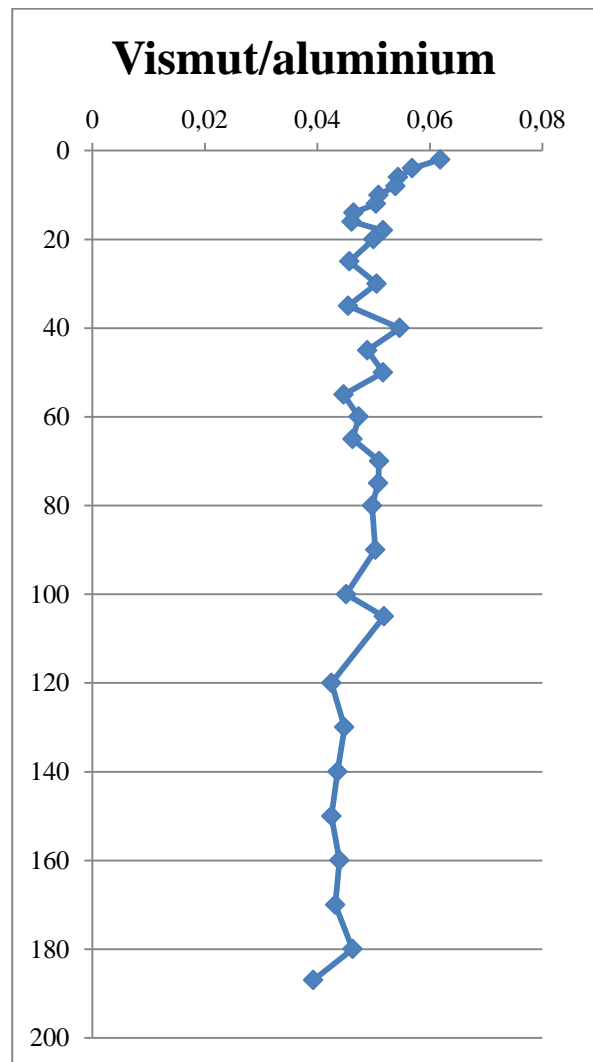


Figur 24: Normaliseringsprofil for arsen. Steinkjer.

Normaliseringsprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Steinkjerelva. X-aksene viser normaliseringsverdien (grunnstoff/aluminium) og y-aksene viser dybde (cm).

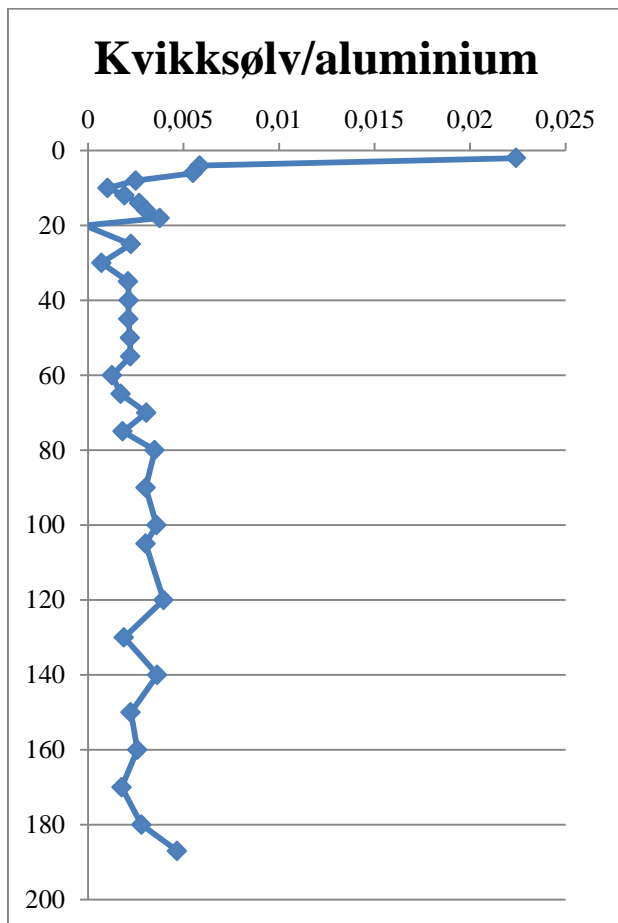


Figur 25: Normaliseringsprofil for antimon. Steinkjer.

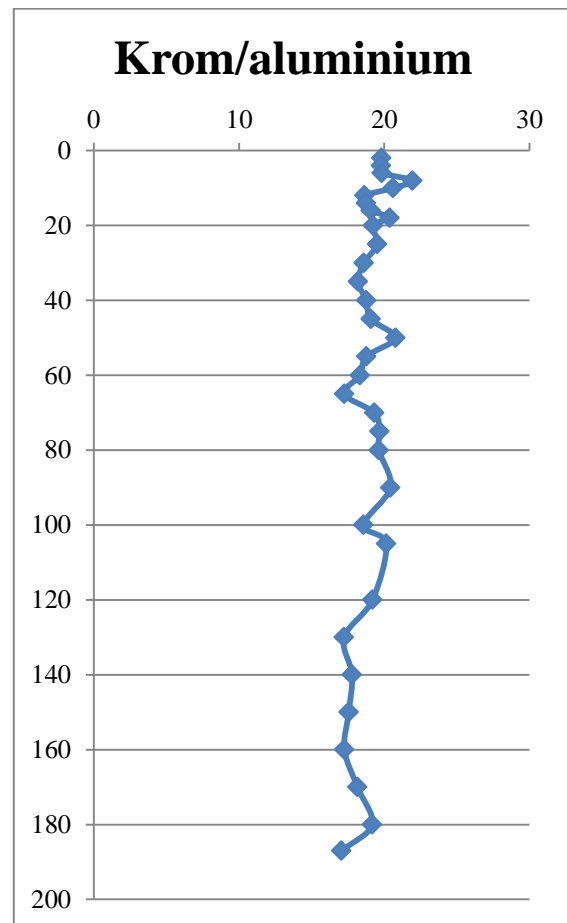


Figur 26: Normaliseringsprofil for vismut. Steinkjer.

Normaliseringsprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Steinkjerelva. X-aksene viser normaliseringsverdien (grunnstoff/aluminium) og y-aksene viser dybde (cm).

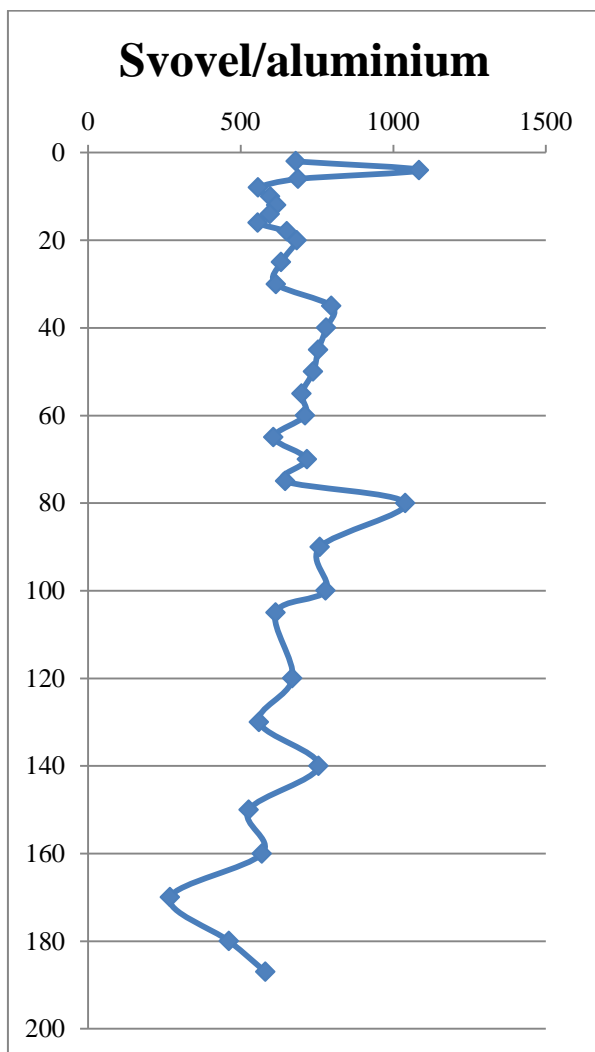


Figur 27: Normaliseringsprofil for kvikksølv. Steinkjer

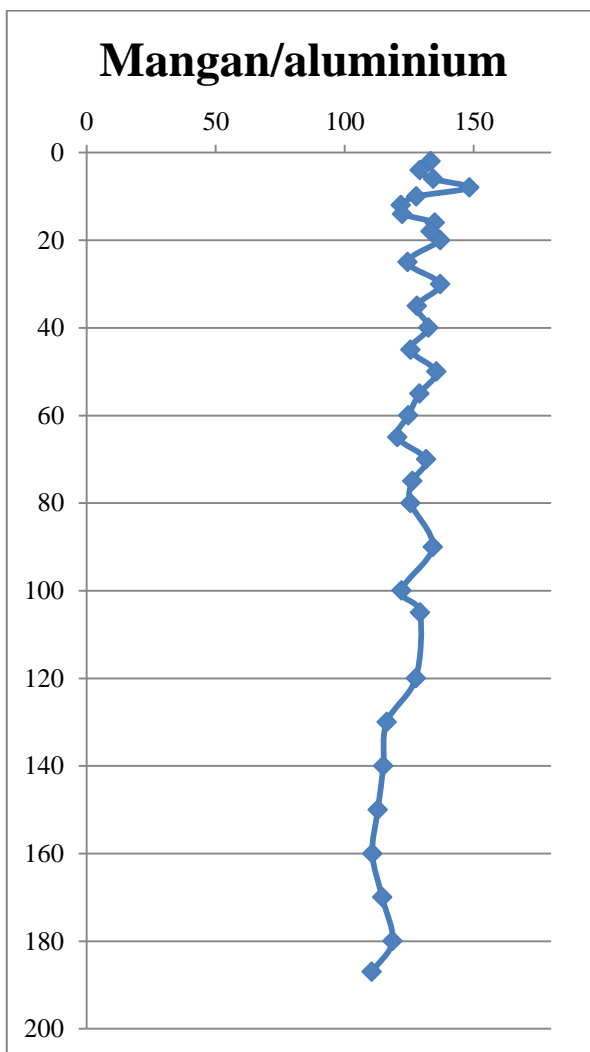


Figur 28: Normaliseringsprofil for krom. Steinkjer.

Normaliseringsprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Steinkjerelva. X-aksene viser normaliseringsverdien (grunnstoff/aluminium) og y-aksene viser dybde (cm).

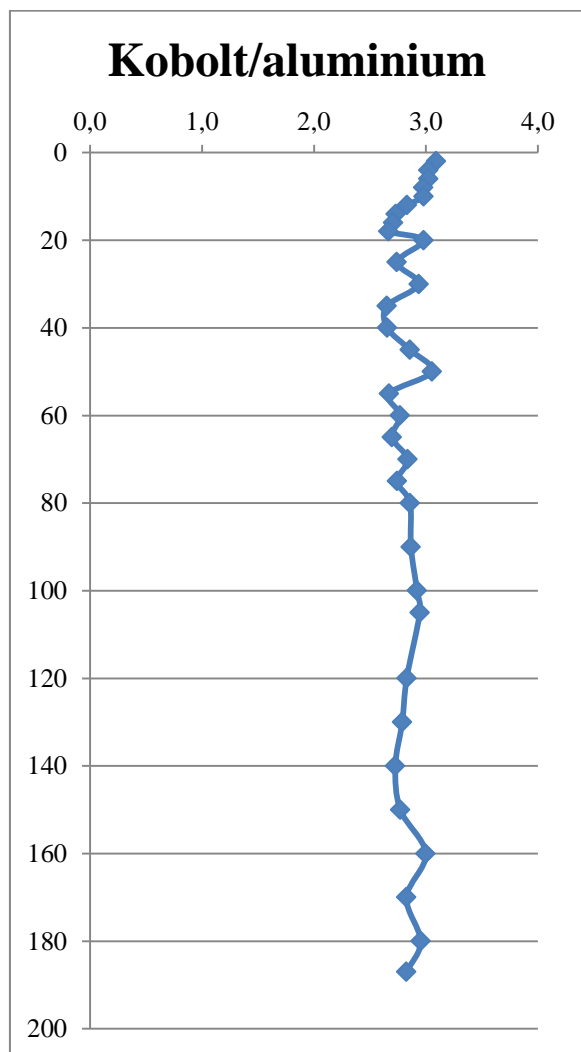


Figur 29: Normaliseringsprofil for svovel. Steinkjer.

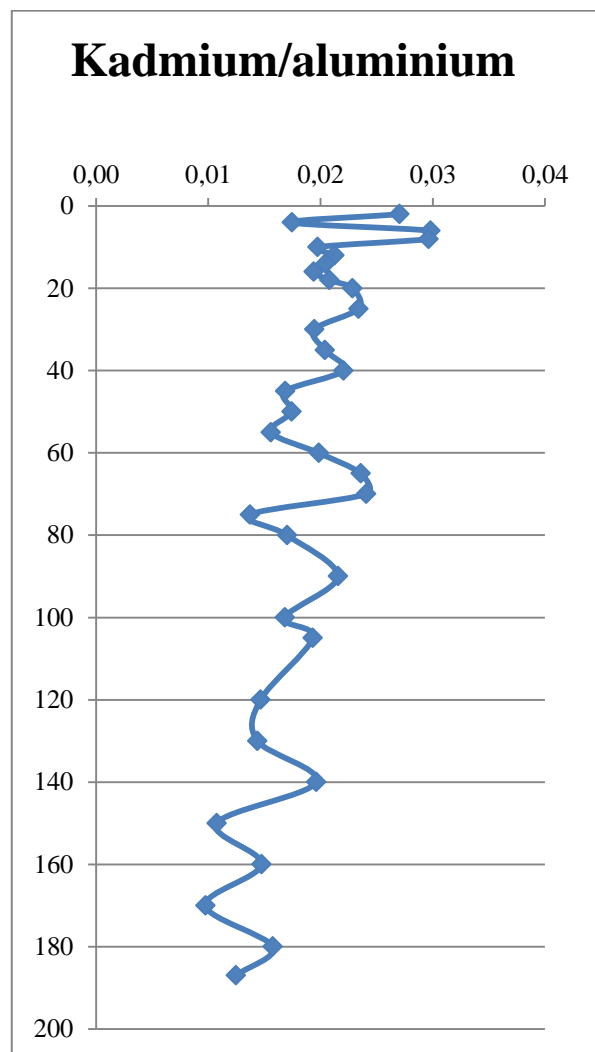


Figur 30: Normaliseringsprofil for mangan. Steinkjer.

Normaliseringsprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Steinkjerelva. X-aksene viser normaliseringsverdien (grunnstoff/aluminium) og y-aksene viser dybde (cm).

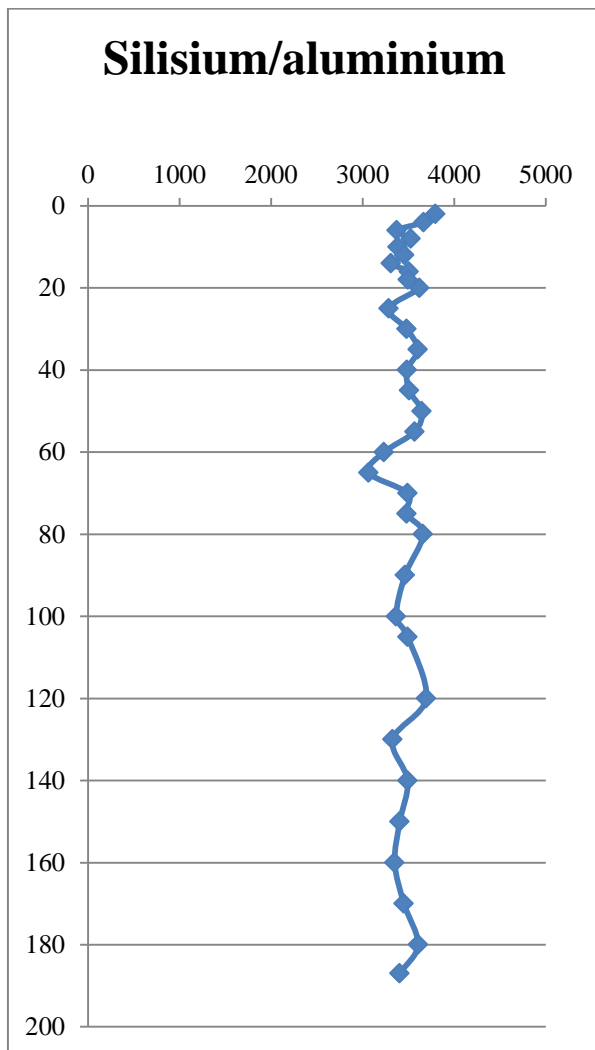


Figur 31: Normaliseringsprofil for kobolt. Steinkjer.



Figur 32: Normaliseringsprofil for kadmium. Steinkjer.

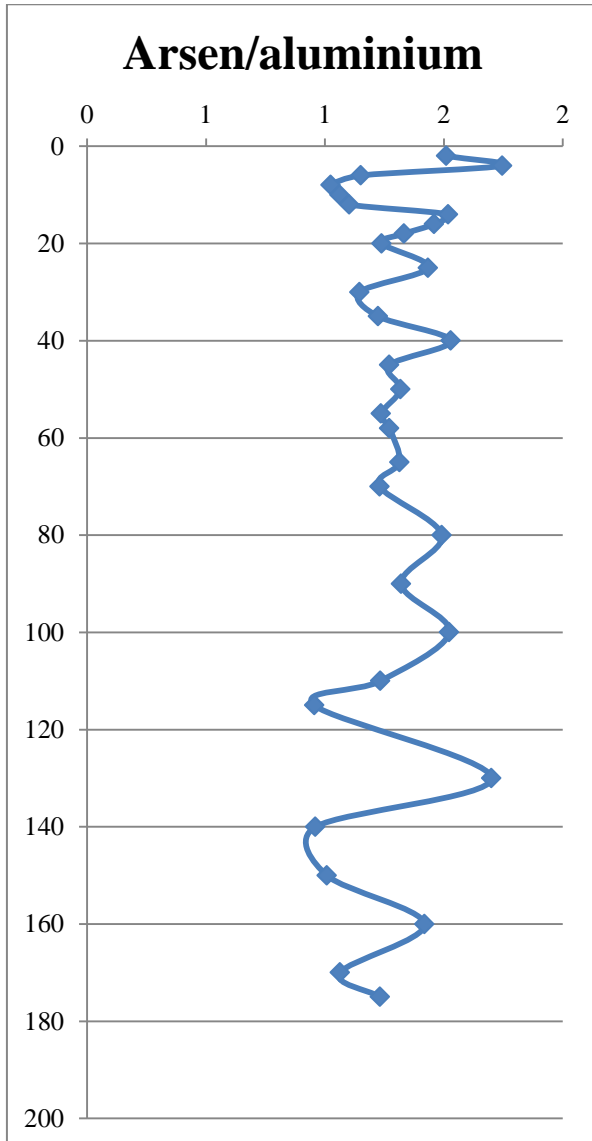
Normaliseringsprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Steinkjerelva. X-aksene viser normaliseringsverdien (grunnstoff/aluminium) og y-aksene viser dybde (cm).



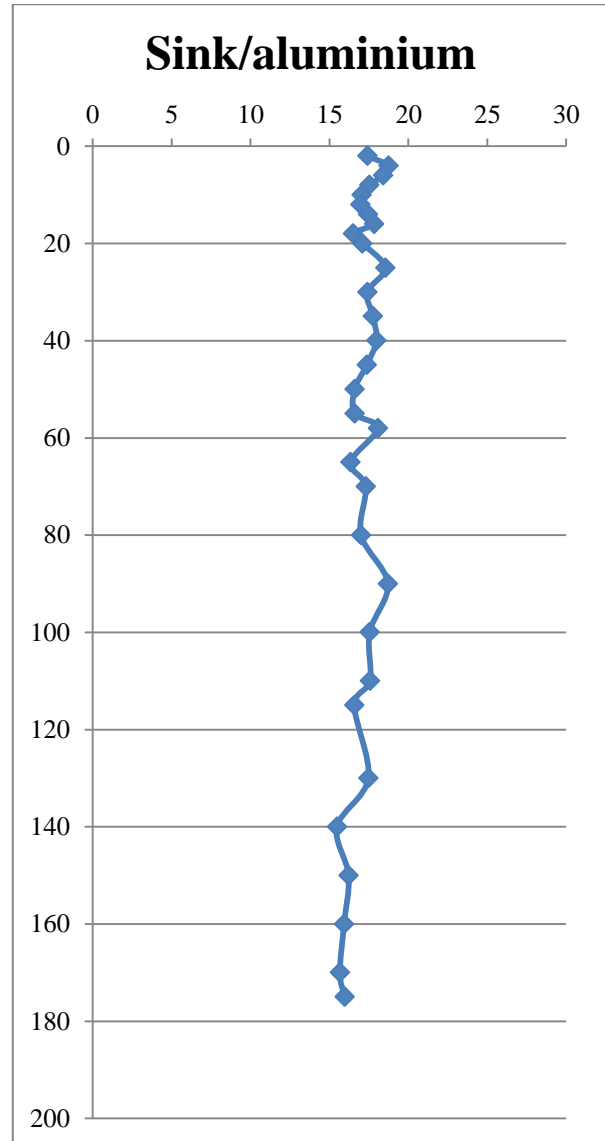
Figur 33: Normaliseringsprofil for silisium. Steinkjer.

Vedlegg 8: Normaliseringsprofiler Verdal

Normaliseringsprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Verdalselva. X-aksene viser normaliseringsverdien (grunnstoff/aluminium) og y-aksene viser dybde (cm).

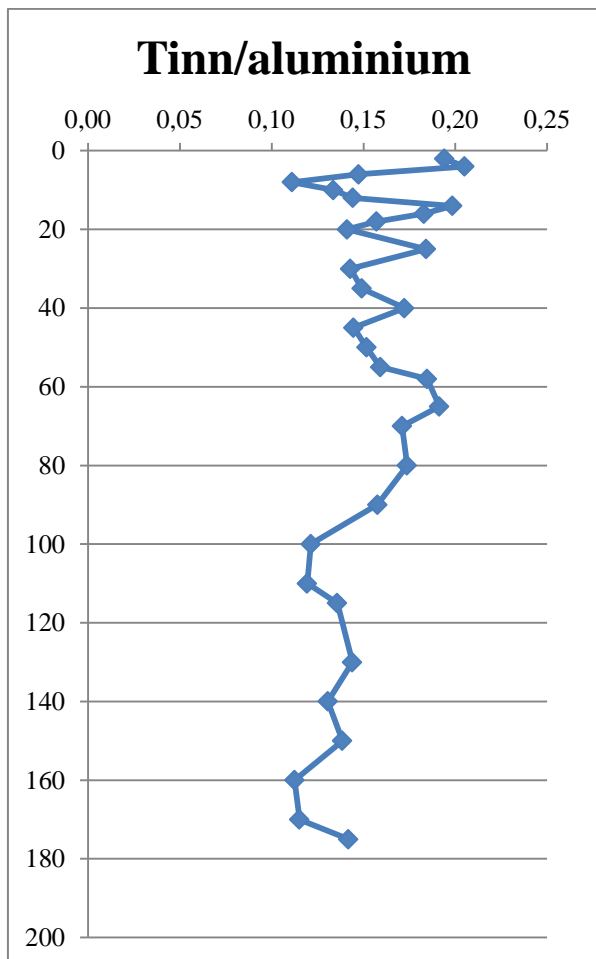


Figur 34: Normaliseringsprofil for arsen. Verdal

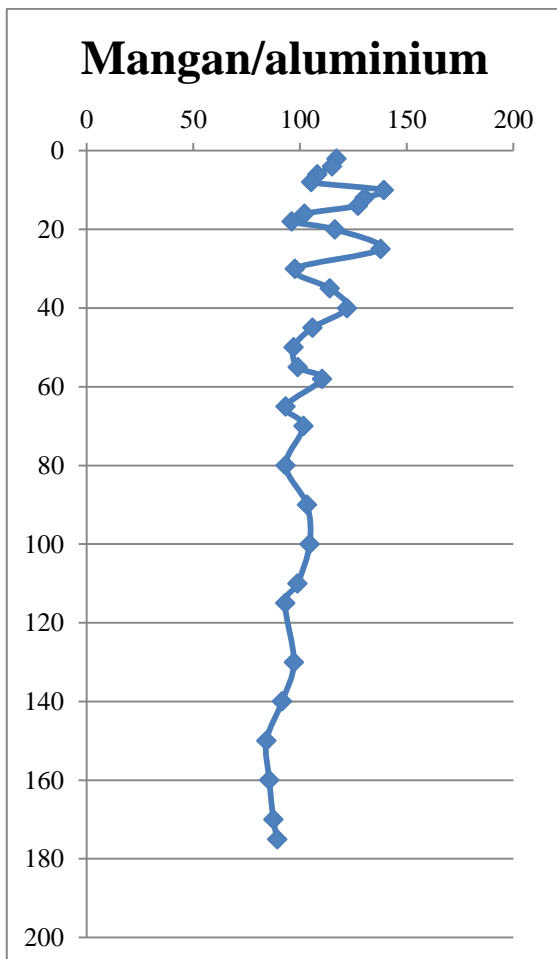


Figur 35: Normaliseringsprofil for nikkell. Verdal

Normaliseringsprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Verdalselva. X-aksene viser normaliseringsverdien (grunnstoff/aluminium) og y-aksene viser dybde (cm).

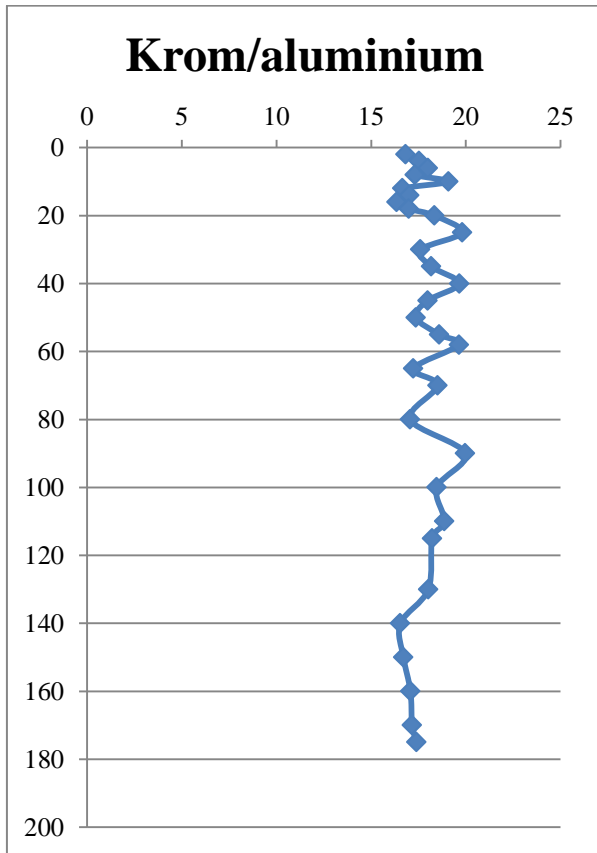


Figur 36: Normaliseringsprofil for tinn. Verdal

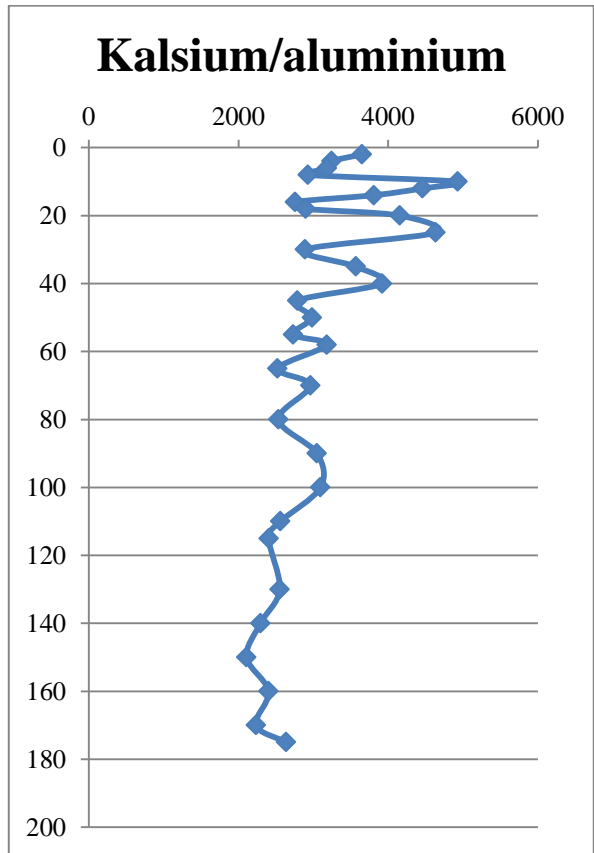


Figur 37: Normalisering for mangan. Verdal

Normaliseringsprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Verdalselva. X-aksene viser normaliseringsverdien (grunnstoff/aluminium) og y-aksene viser dybde (cm).

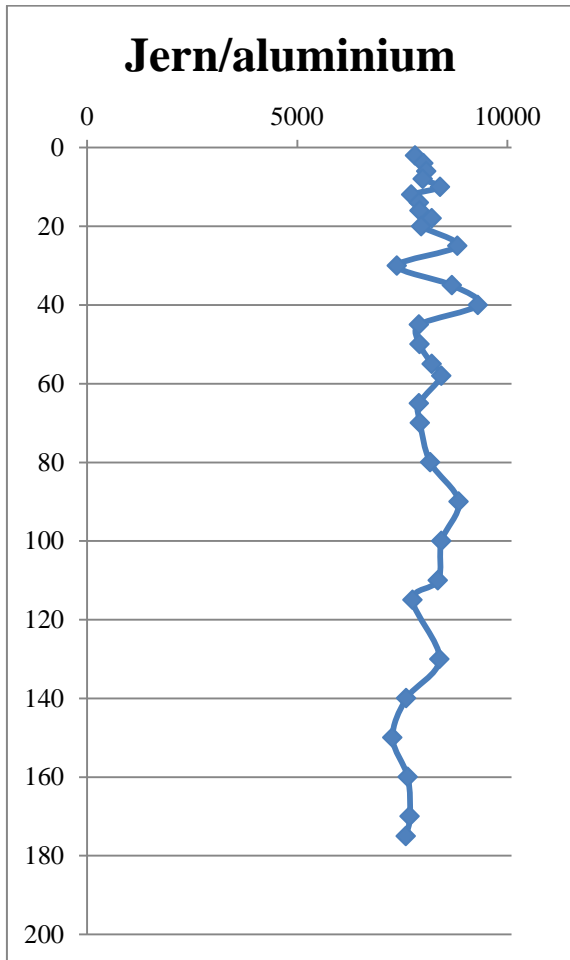


Figur 38: Normaliseringsprofil for krom. Verdal

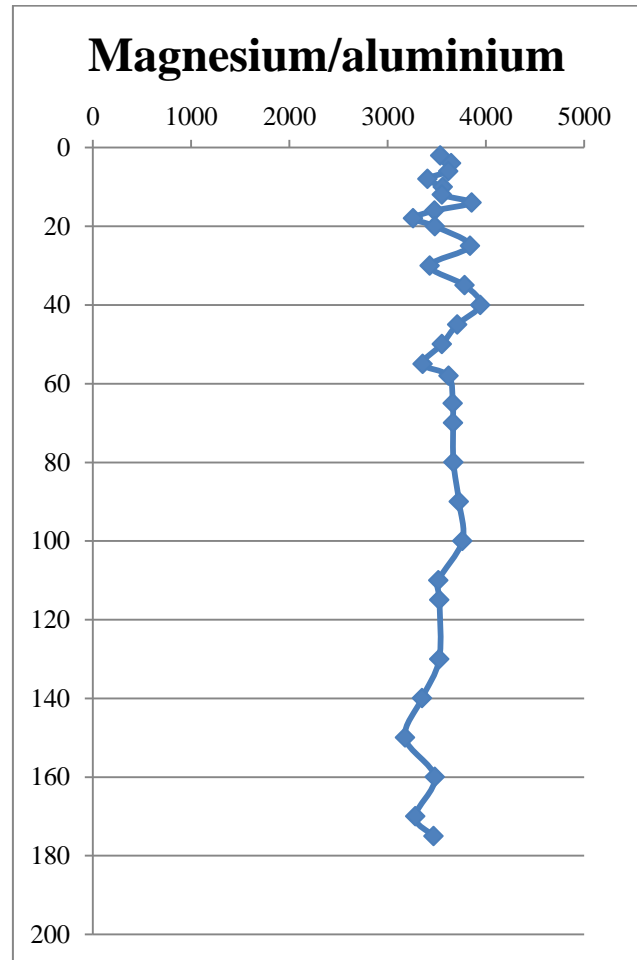


Figur 39: Normaliseringsprofil for kalsium. Verdal.

Normaliseringsprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Verdalselva. X-aksene viser normaliseringsverdien (grunnstoff/aluminium) og y-aksene viser dybde (cm).

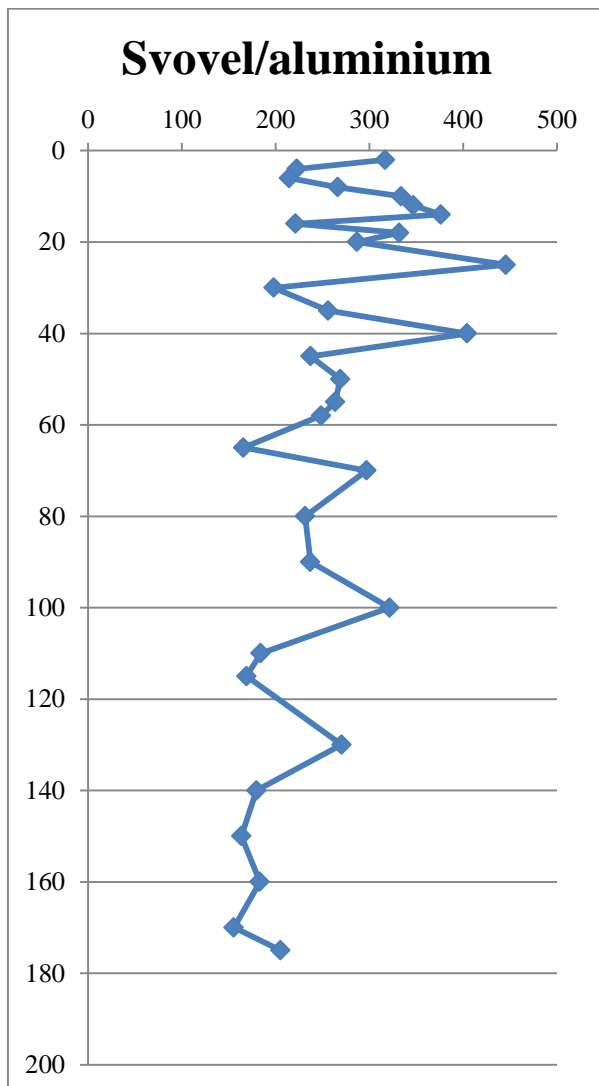


Figur 40: Normaliseringsprofil for jern. Verdal

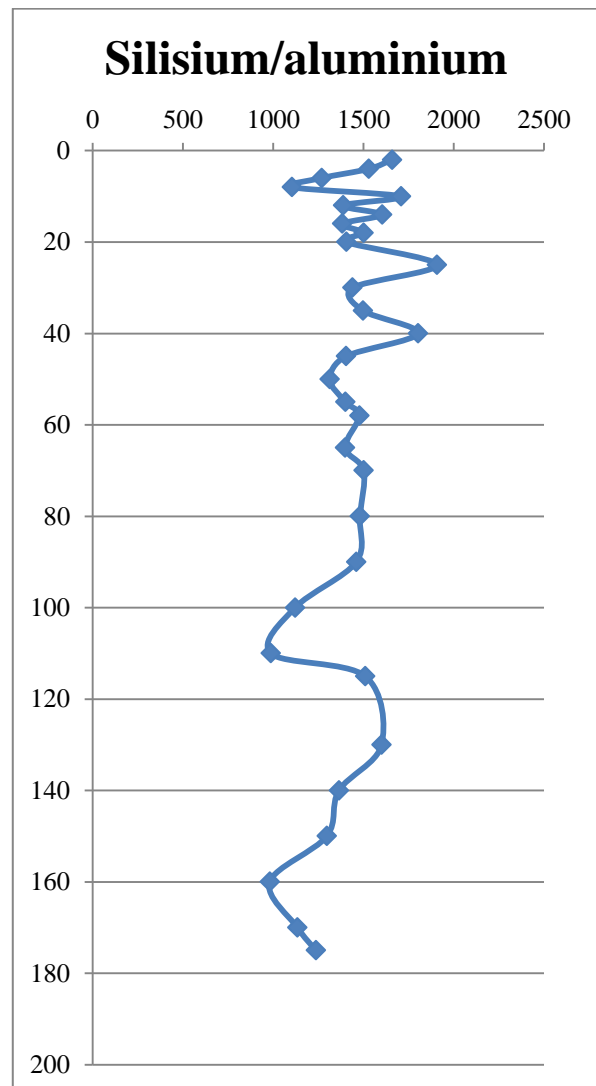


Figur 41: Normaliseringsprofil for magnesium. Verdal

Normaliseringsprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Verdalselva. X-aksene viser normaliseringsverdien (grunnstoff/aluminium) og y-aksene viser dybde (cm).

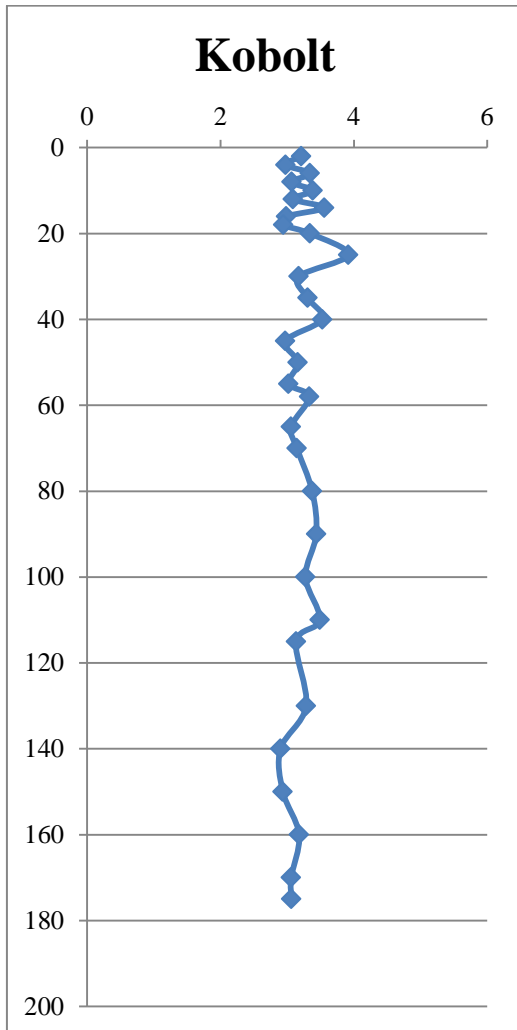


Figur 42: Normaliseringsprofil for svovel. Verdal

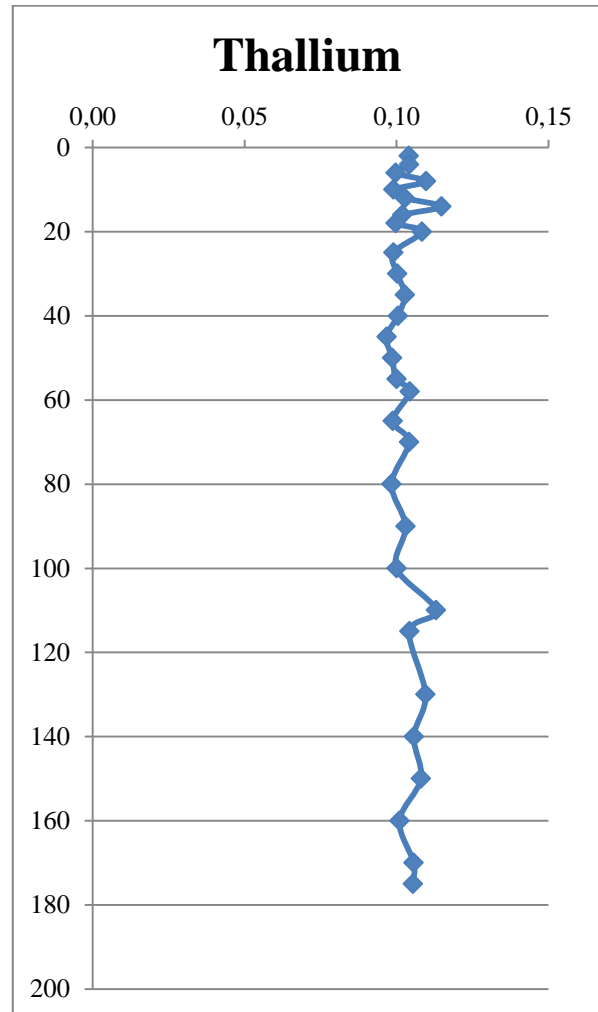


Figur 43: Normaliseringsprofil for silisium. Verdal

Normaliseringsprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Verdalselva. X-aksene viser normaliseringsverdien (grunnstoff/aluminium) og y-aksene viser dybde (cm).



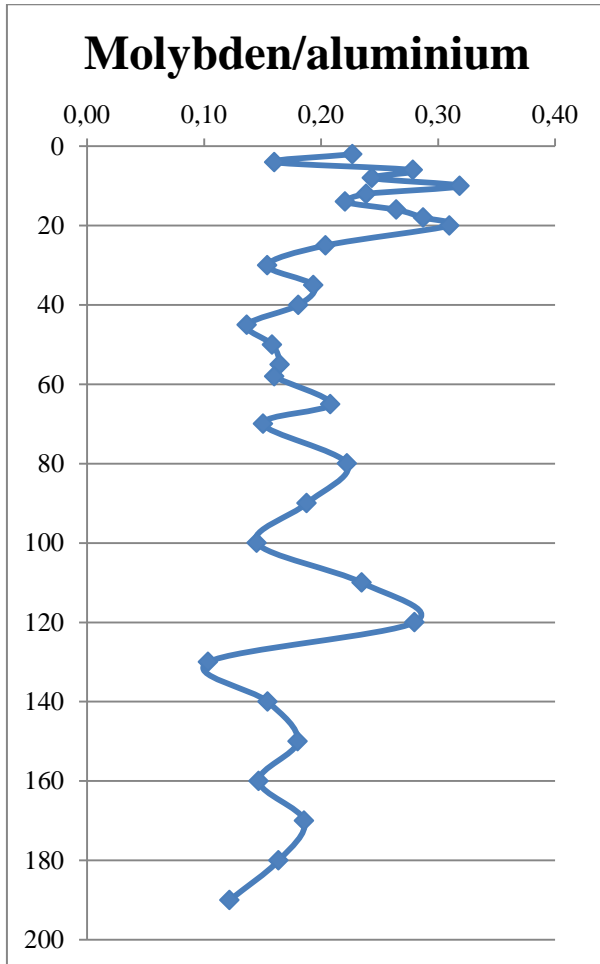
Figur 44: Normaliseringsprofil for kobolt. Verdal



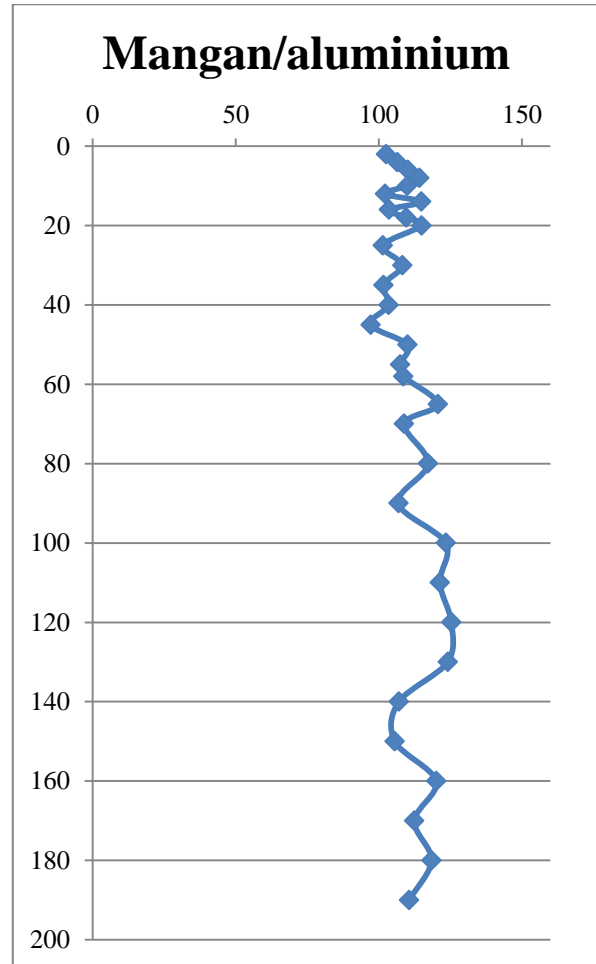
Figur 45: Normaliseringsprofil for thallium. Verdal

Vedlegg 9: Normaliseringsprofiler Stjørdal

Normaliseringsprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Stjørdalselva. X-aksene viser normaliseringsverdien (grunnstoff/aluminium) og y-aksene viser dybde (cm).

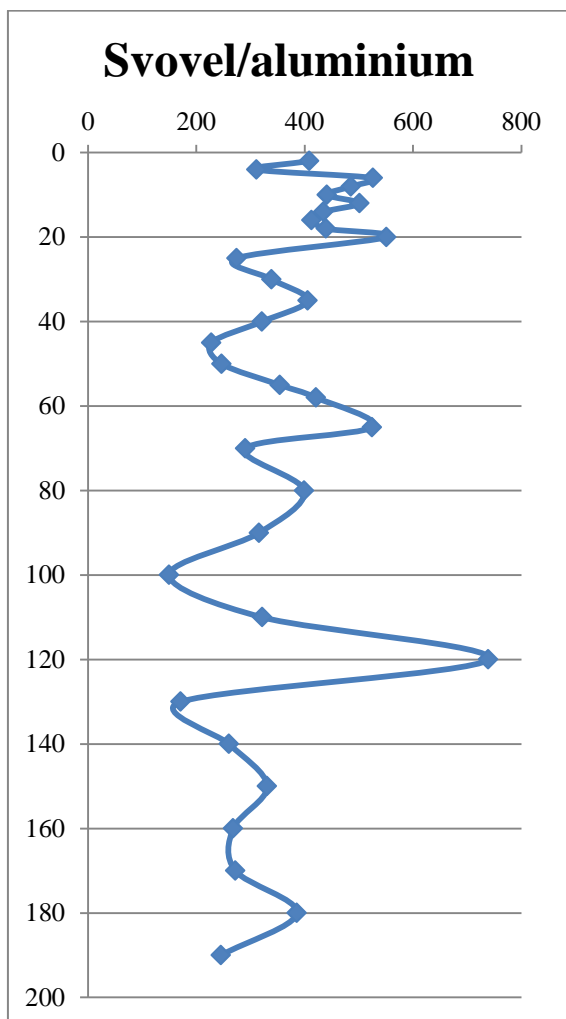


Figur 46: Normaliseringsprofil for molybden. Stjørdal

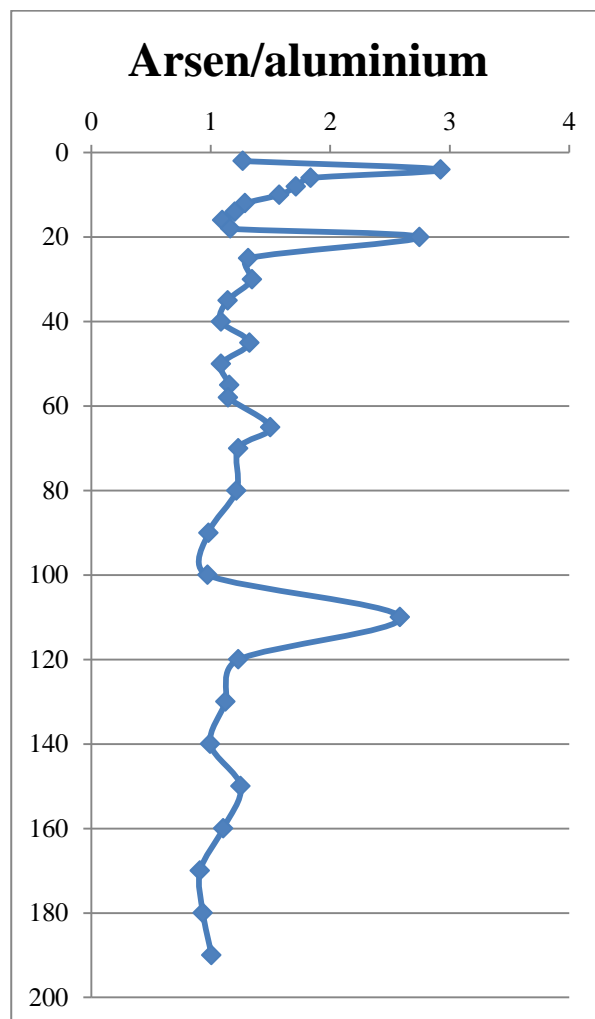


Figur 47: Normaliseringsprofil for mangan. Stjørdal.

Normaliseringsprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Stjørdalselva. X-aksene viser normaliseringsverdien (grunnstoff/aluminium) og y-aksene viser dybde (cm).

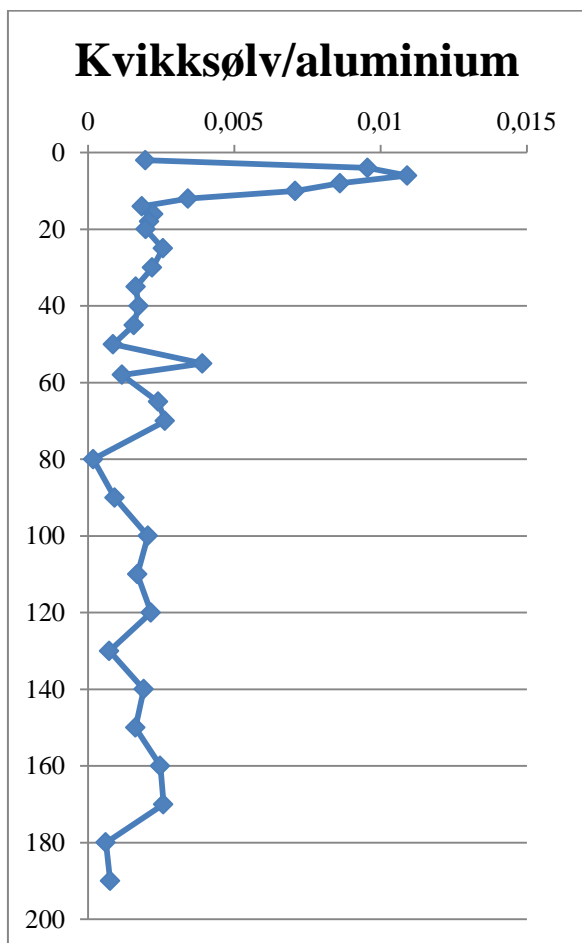


Figur 48: Normaliseringsprofil for svovel. Stjørdal.

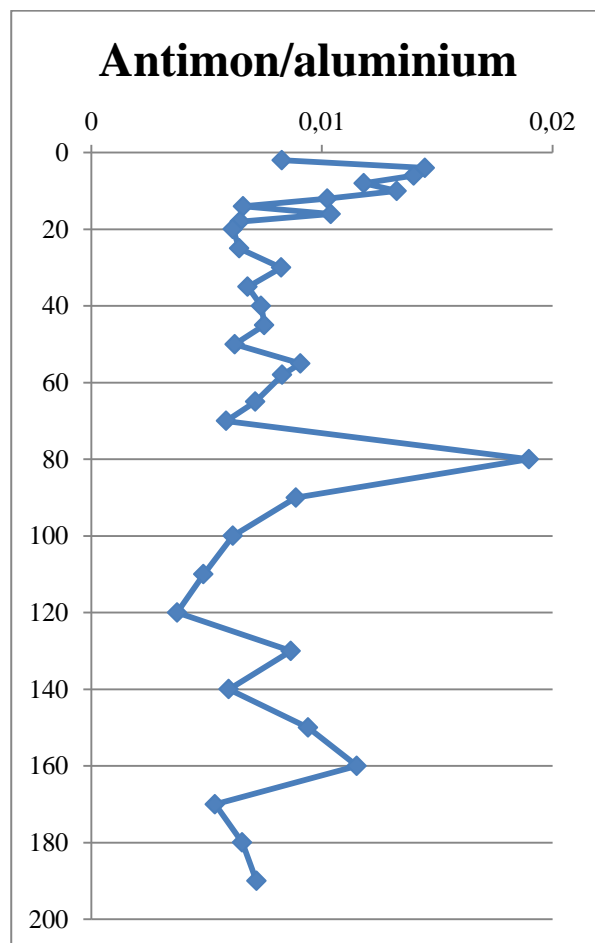


Figur 49: Normaliseringsprofil for arsen. Stjørdal

Normaliseringsprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Stjørdalselva. X-aksene viser normaliseringsverdien (grunnstoff/aluminium) og y-aksene viser dybde (cm).

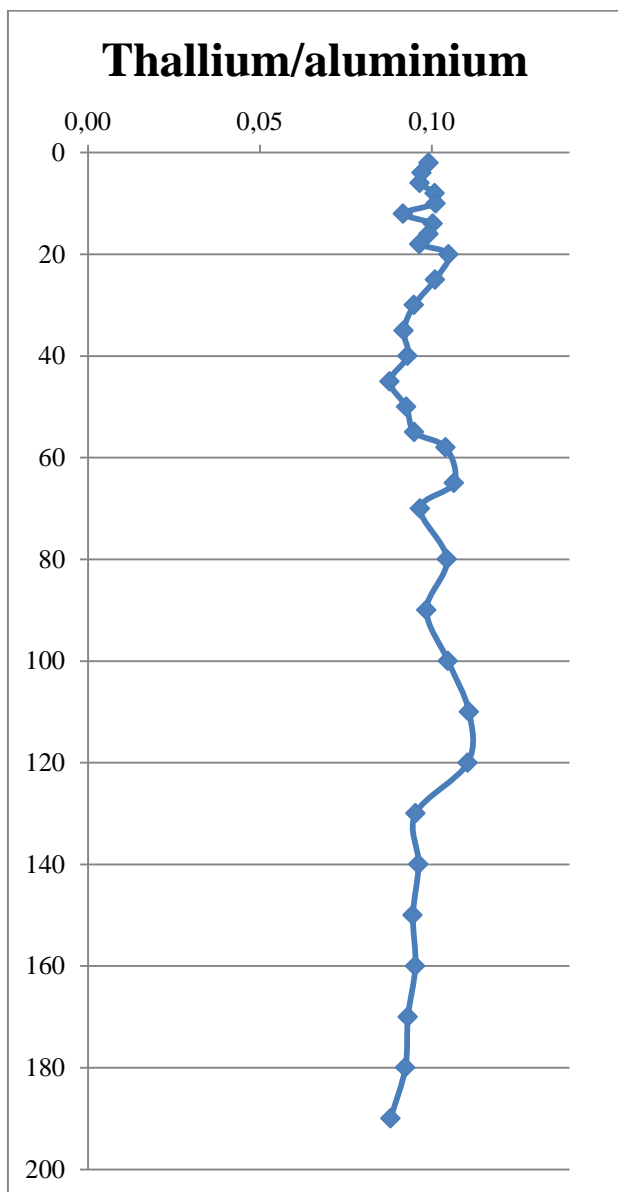


Figur 50: Normaliseringsprofil for kvikksølv. Stjørdal.

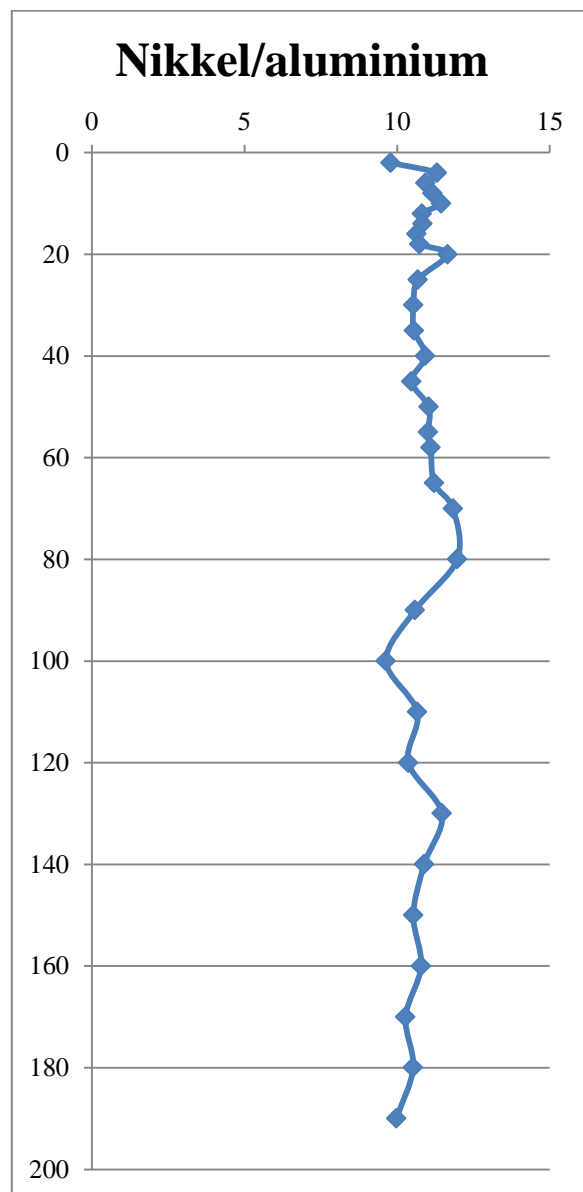


Figur 51: Normaliseringsprofil for antimon. Stjørdal.

Normaliseringsprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Stjørdalselva. X-aksene viser normaliseringsverdien (grunnstoff/aluminium) og y-aksene viser dybde (cm).

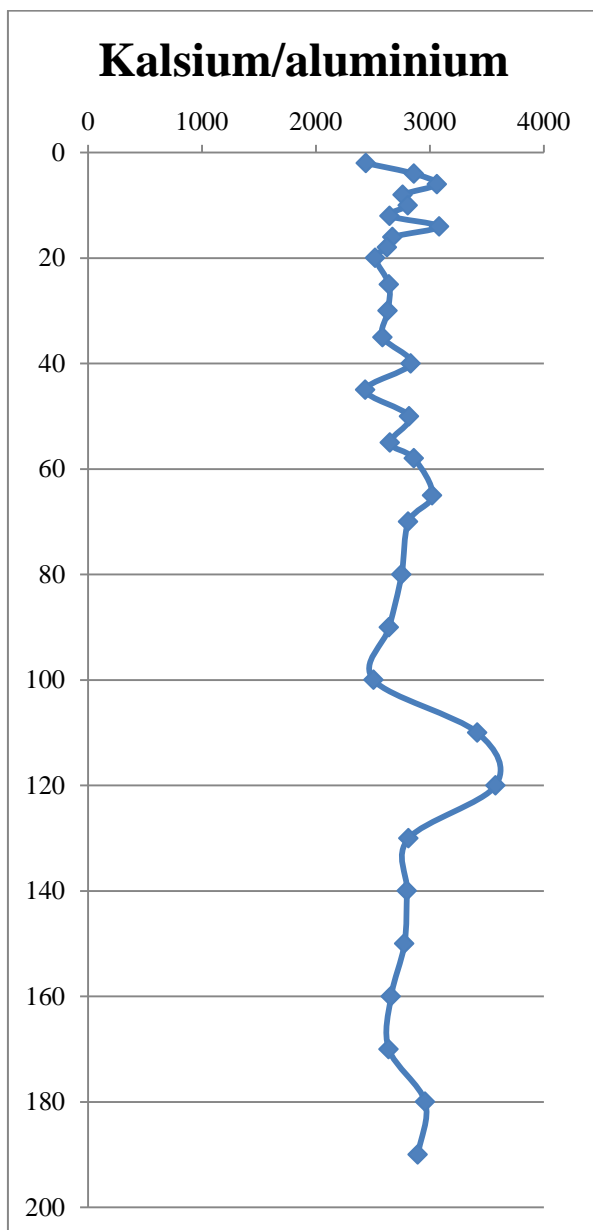


Figur 52: Normaliseringsprofil for thallium. Stjørdal

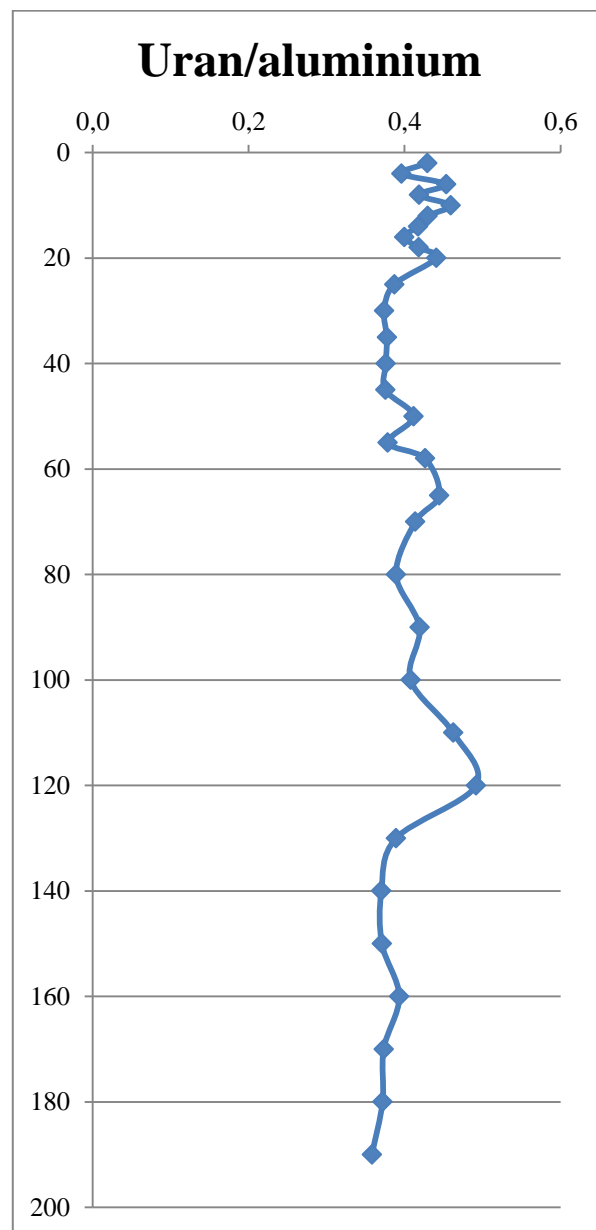


Figur 53: Normaliseringsprofil for nikkel. Verdalen.

Normaliseringsprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Stjørdalselva. X-aksene viser normaliseringsverdien (grunnstoff/aluminium) og y-aksene viser dybde (cm).

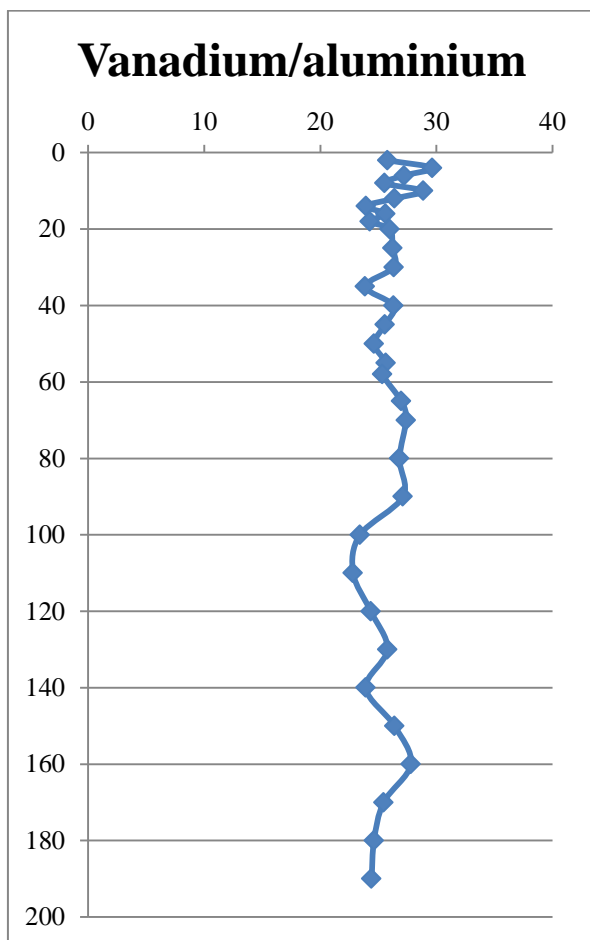


Figur 54: Normaliseringsprofil for kalsium. Stjørdal.

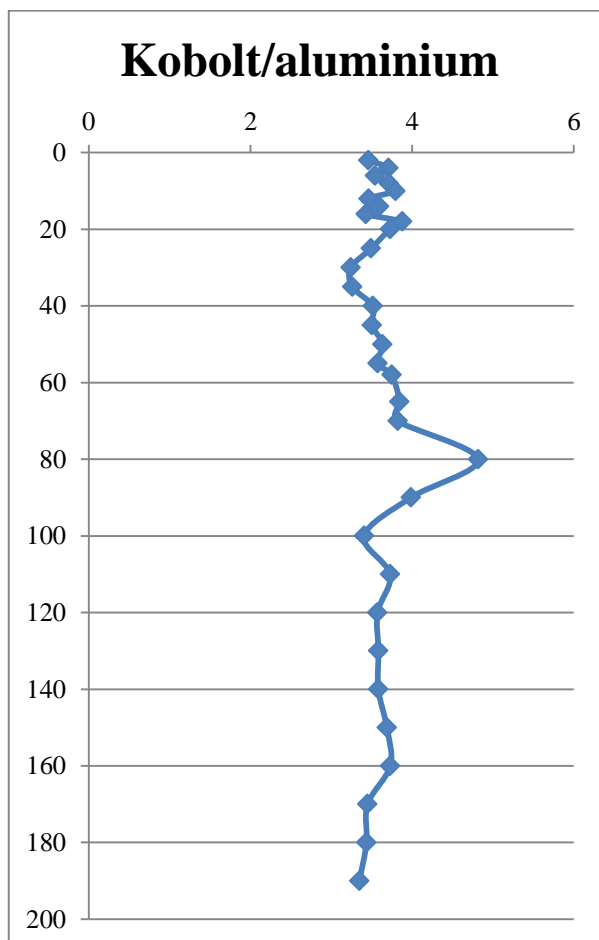


Figur 55: Normaliseringsprofil for uran. Stjørdal.

Normaliseringsprofiler for ulike grunnstoffer i sedimentkjernen tatt utenfor utløpet til Stjørdalselva. X-aksene viser normaliseringsverdien (grunnstoff/aluminium) og y-aksene viser dybde (cm).



Figur 56: Normaliseringsprofil for vanadium. Stjørdal.



Figur 57: Normaliseringsprofil for kobolt. Stjørdal.

Vedlegg 10: Eksempler på utregninger

Eksempel på utregning av sedimenteringshastighet

Dersom avstanden i sedimentet er 20 cm og den antatte dateringen for denne dybden er 130 år regnes sedimenteringshastigheten ut på følgende måte:

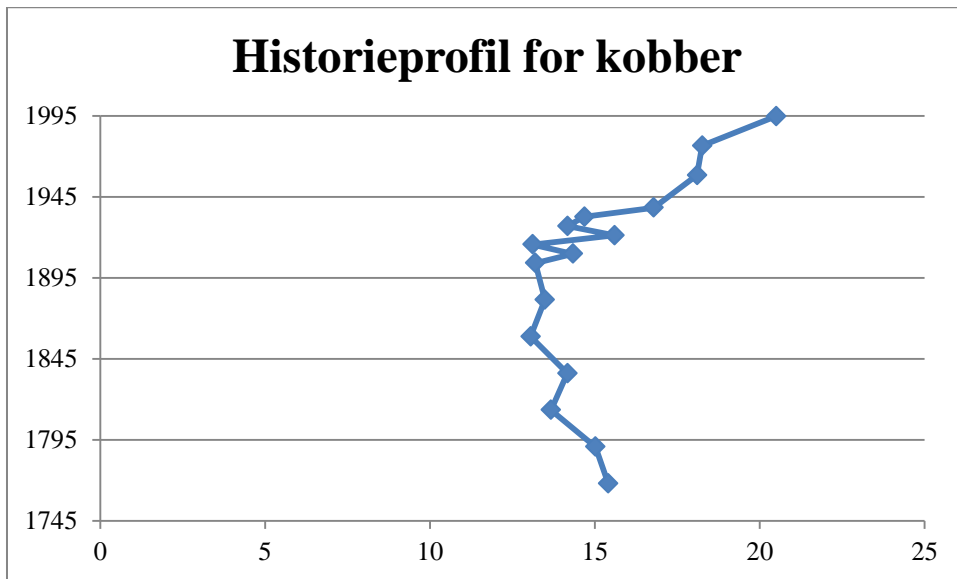
$$\frac{200mm}{130 \text{ år}} = 1,5 \text{ mm/år}$$

Eksempel på utregning av prosentavvik:

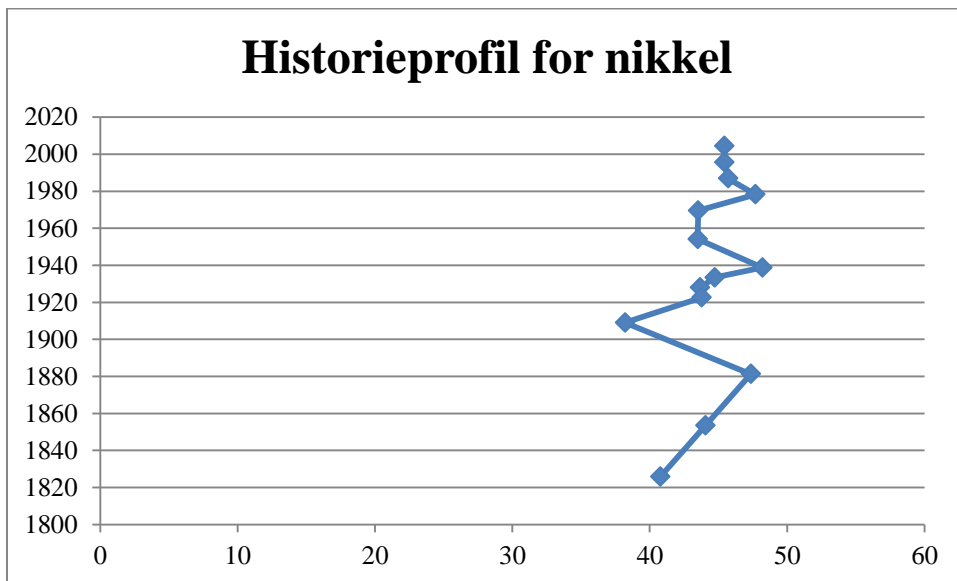
Dersom medianen for en konsentrasjon er 50 500 ppm og man ønsker å sammenligne det med en konsentrasjon på 43 000ppm regnes prosentavviket ut på følgende måte:

$$\frac{50500 - 43000}{50500} \times 100 = 15\%$$

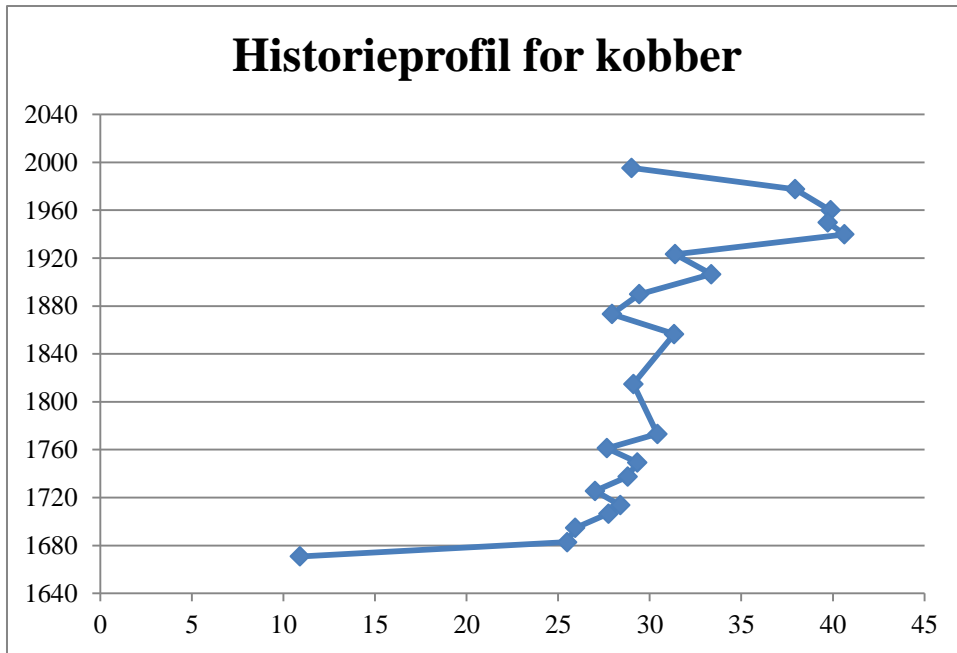
Vedlegg 11: Historieprofiler



Figur 58: Historieprofil for kobber i sedimentet utenfor Steinkjerelva. X-aksen viser konsentrasjon (ppm) og y-aksen viser årstall.

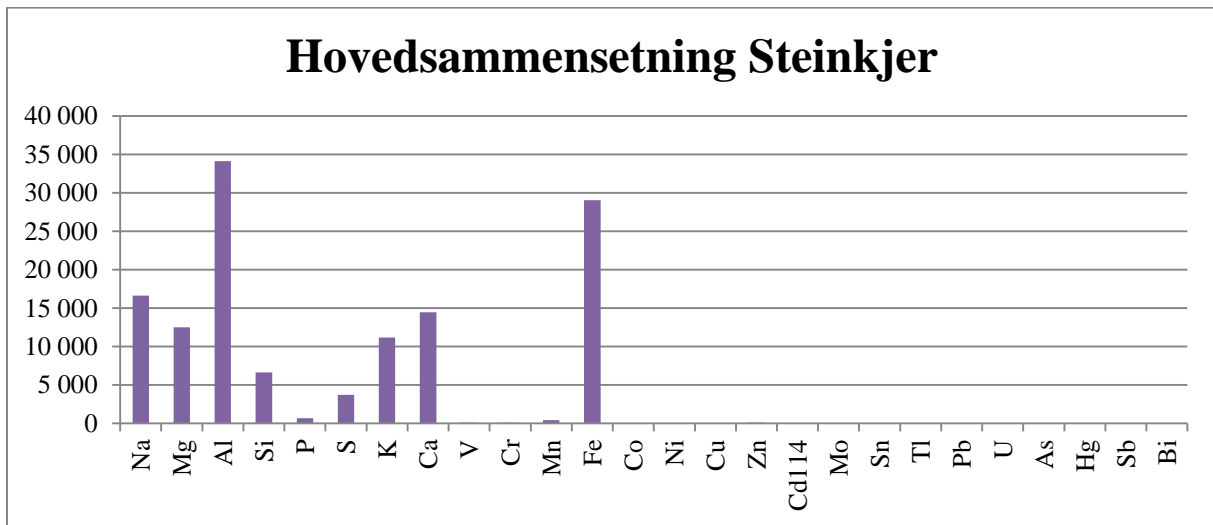


Figur 59: Historieprofil for nikkel i sedimentet utenfor Verdalselva. X-aksen viser konsentrasjon (ppm) og y-aksen viser årstall.

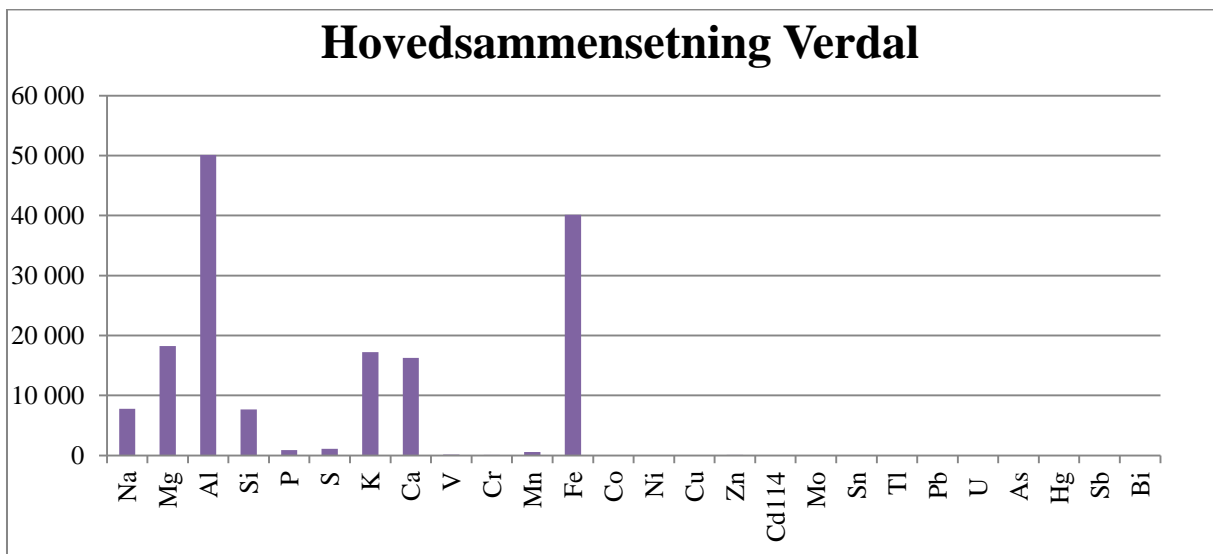


Figur 60: Historieprofil for kobber i sedimentet utenfor Stjørdalselva. X-aksen viser konsentrasjon (ppm) og y-aksen viser årstall.

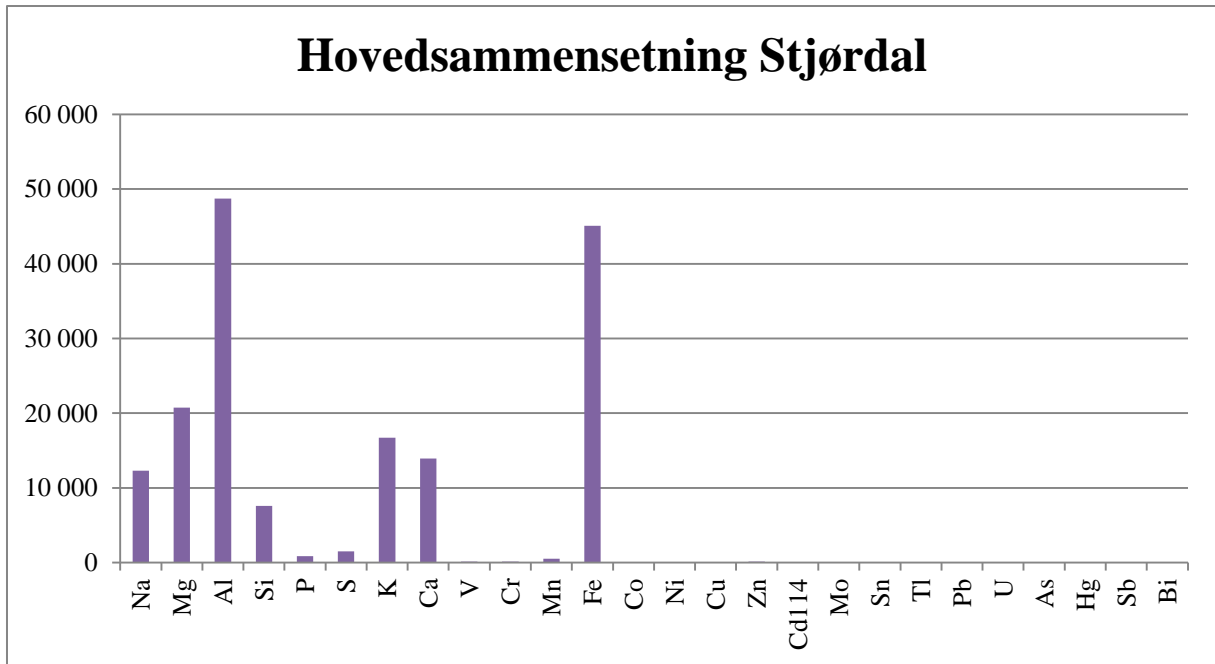
Vedlegg 12: Hovedsammensetninger



Figur 61: Hovedsammensetning i sedimentet utenfor Steinkjerelva. Y-aksen viser konsentrasjoner (ppm), x-aksen viser grunnstoffer

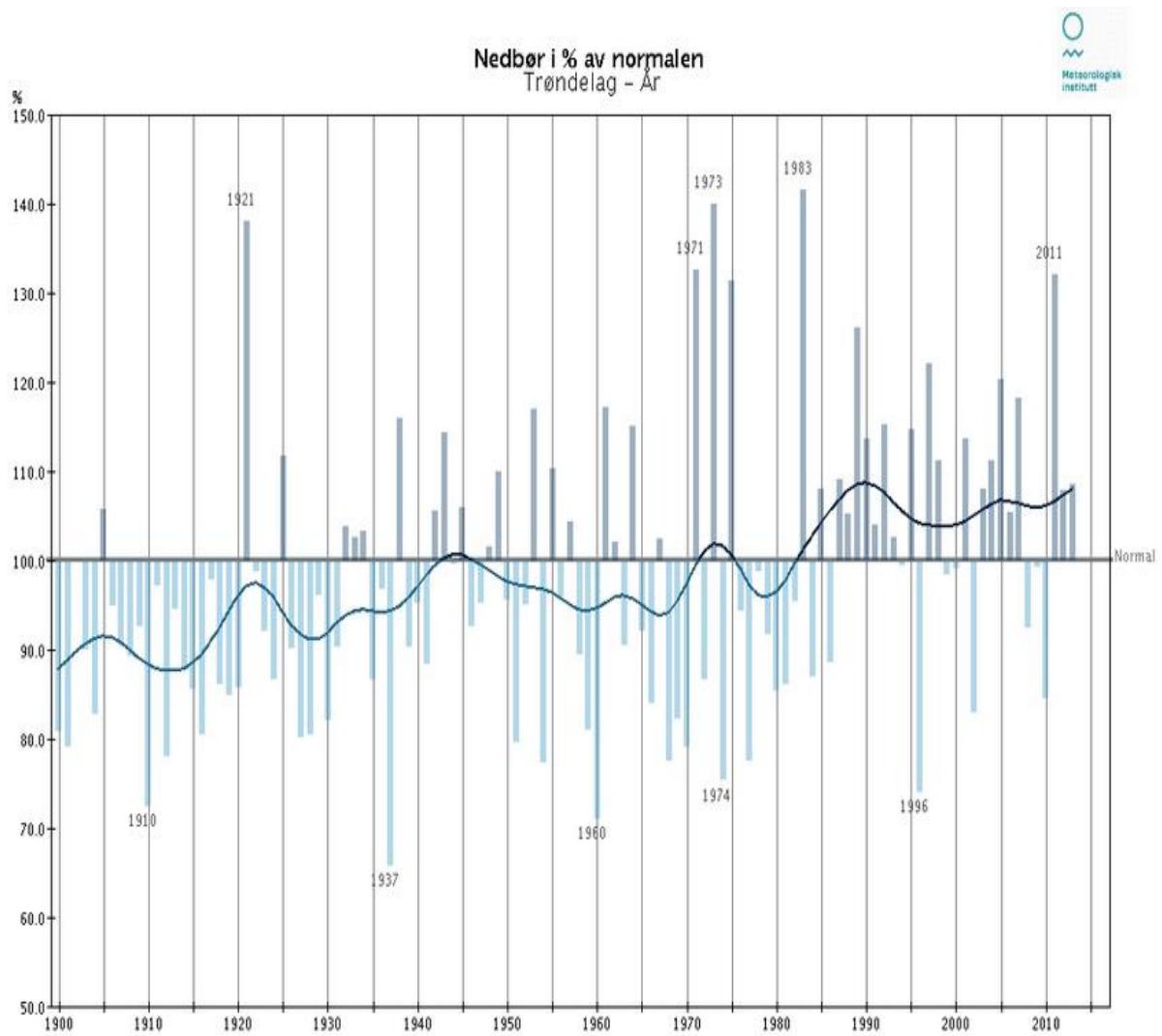


Figur 62: Hovedsammensetning i sedimentet utenfor Verdalselva. X-aksen viser grunnstoffer og y-aksen viser konsentrasjoner (ppm)

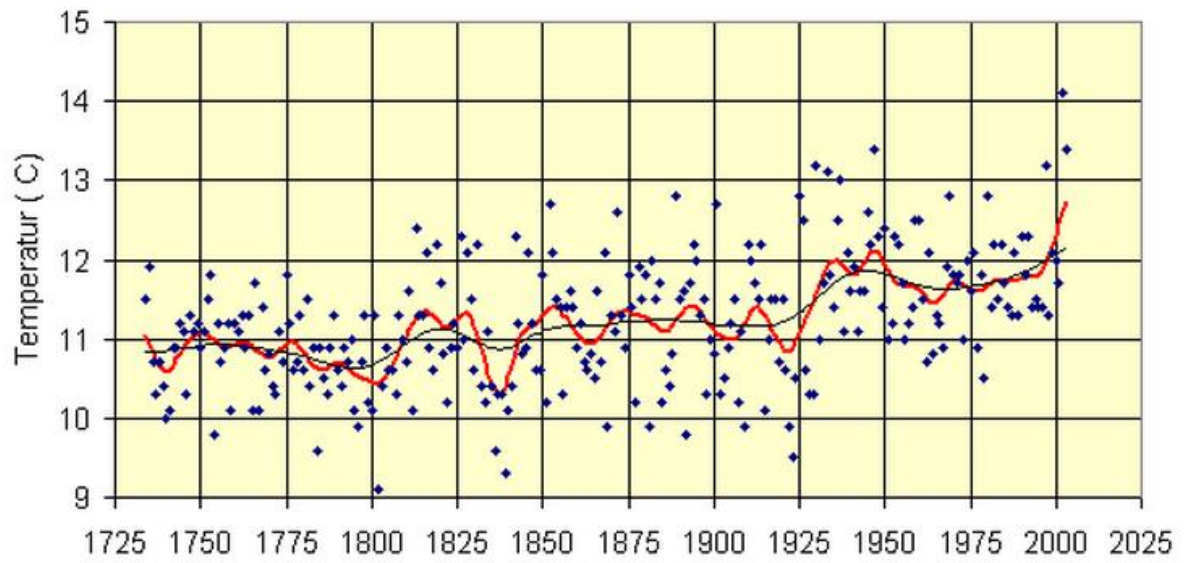


Figur 63: Hovedsammensetning i sedimentet utenfor Stjørdalselva. X-aksen viser grunnstoffer og y-aksen viser konsentrasjoner (ppm).

Vedlegg 13: Klimafigurer



Figur 64: Nedbør i % av normalen siden 1900 (Meterologisk institutt, udatert a)



Figur 65: Temperaturvariasjoner siden 1725 (Meterologisk institutt, udatert b). Den røde kurven viser 10-årsvariasjonene, den svarte viser 30-årsvariasjonene.

Vedlegg 14: ICP-MS-målinger Steinkjer

Tabell 3: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Steinkjerelva (Fortsetter på neste side)

Dybde	Mg25(MR)		Al27(MR)		Si29(MR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	11 734	2,5	30 925	2,7	6 505	0,9
4	12 508	11,6	34 133	5,2	6 640	7,5
	13 245	3,2	33 949	2,9	6 366	7,1
6	11 554	5,2	34 261	4,8	6 519	4,9
8	10 994	3,4	31 191	4,7	5 056	3,9
10	10 874	2,9	32 155	3,1	8 076	5,7
12	12 088	5,9	34 967	4,5	7 054	2,5
14	11 740	7,8	35 489	1,1	7 301	3,7
16	12 314	3,0	35 125	4,3	6 523	2,2
18	11 702	8,6	33 509	7,6	6 238	7,1
20	12 255	2,2	33 868	1,2	7 755	1,6
25	11 317	6,3	34 468	7,4	8 005	1,6
30	11 822	2,6	33 963	2,3	7 057	6,6
	11 882	2,1	30 933	2,0	7 045	2,7
35	12 339	3,8	34 270	9,5	6 411	3,8
40	12 069	5,9	34 635	6,5	7 636	6,8
45	12 690	0,6	36 182	7,9	7 665	2,3
50	12 162	1,9	33 379	9,1	5 301	5,2
55	12 482	7,0	34 984	12,4	5 935	3,3
60	11 513	2,0	35 626	2,0	8 176	0,9
65	11 407	7,9	37 218	2,0	6 474	7,0
70	12 201	6,0	34 955	10,1	7 903	1,9
75	12 793	3,1	36 745	5,5	6 792	2,7
80	13 340	7,5	36 458	5,2	6 934	8,6
90	12 263	1,0	35 431	1,7	7 893	1,6
100	12 340	2,2	36 665	4,4	6 755	1,4
105	12 077	2,4	34 597	13,9	7 412	3,1
	12 137	1,1	33 488	8,9	7 542	1,8
120	13 854	2,8	37 521	6,2	6 283	3,1
130	13 820	4,5	41 551	5,5	6 526	7,3
140	14 983	0,6	42 928	8,4	7 521	5,7
150	15 523	3,0	45 605	1,8	7 763	2,7
160	15 728	8,2	46 973	4,8	6 537	8,4
170	15 903	1,4	46 098	7,0	7 523	8,9
180	16 203	6,1	44 959	8,2	6 341	2,0
187	16 454	3,5	48 348	0,6	7 638	4,1

Tabell 3: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Steinkjerelva (Fortsetter på neste side)

Dybde	P31(MR)		S34(MR)		Ca43(MR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	721	5,2	2 108	1,2	15 006	2,2
4	682	4,0	3 704	2,4	14 457	3,1
	705	2,4	3 754	3,1	14 645	5,3
6	720	2,2	2 357	1,7	15 041	2,8
8	740	5,8	1 738	3,6	16 021	3,2
10	708	2,2	1 920	5,7	44 197	3,7
12	709	2,9	2 158	3,1	15 971	3,5
14	689	3,2	2 116	7,4	15 779	5,2
16	689	4,0	1 953	5,9	16 131	1,5
18	700	6,3	2 183	4,5	14 575	3,3
20	735	3,2	2 318	6,0	16 371	2,6
25	708	2,4	2 182	3,3	17 447	1,6
30	738	2,2	2 091	5,1	16 437	8,0
	732	3,2	2 249	1,8	15 647	5,2
35	689	1,9	2 733	3,3	16 145	1,1
40	740	6,0	2 704	4,5	15 912	3,2
45	719	2,2	2 730	1,0	16 727	5,5
50	731	3,8	2 464	5,1	17 029	4,4
55	693	1,0	2 450	3,2	16 627	4,5
60	747	2,2	2 535	4,2	15 561	5,3
65	713	2,3	2 263	4,4	15 312	4,2
70	681	2,3	2 509	3,1	15 523	3,1
75	718	3,1	2 375	1,2	15 683	3,7
80	681	4,7	3 789	3,4	15 925	5,0
90	749	2,4	2 692	4,4	15 632	3,8
100	772	4,5	2 856	4,4	16 103	6,9
105	717	4,7	2 128	2,6	15 756	4,5
	758	1,9	2 221	4,5	15 664	5,8
120	737	1,7	2 514	3,1	15 188	6,0
130	731	2,7	2 330	10,3	16 456	4,0
140	730	2,5	3 243	3,7	15 666	4,5
150	731	6,7	2 402	3,0	16 028	4,2
160	751	5,5	2 679	3,5	14 844	5,4
170	757	1,3	1 238	5,0	13 475	6,7
180	756	1,5	2 078	0,4	14 496	6,3
187	759	1,9	2 810	1,0	14 474	5,3

Tabell 3: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Steinkjerelva (Fortsetter på neste side)

Dybde	V51(MR)		Cr53(MR)		Mn55(MR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	83,0	5,2	61,2	5,2	412	2,6
4	92,2	6,6	67,6	0,5	425	6,4
	93,2	6,5	66,2	5,6	440	2,7
6	92,1	2,1	68,0	2,2	460	3,9
8	92,6	3,8	68,5	4,4	462	0,3
10	85,4	7,4	66,2	5,4	410	7,7
12	95,7	2,0	65,2	6,1	426	5,0
14	92,2	2,1	66,6	5,7	434	0,9
16	88,6	2,5	67,1	1,7	474	3,7
18	88,4	2,3	68,3	2,7	447	1,8
20	92,7	8,7	65,1	6,8	464	7,2
25	90,2	4,7	67,3	3,8	428	5,8
30	87,1	3,7	63,2	7,8	429	3,6
	85,8	8,3	64,5	8,6	465	2,1
35	83,0	4,4	62,4	1,1	439	4,2
40	90,9	0,7	65,0	4,2	459	5,1
45	94,3	3,9	69,0	1,7	454	4,2
50	92,0	1,7	69,4	5,2	452	1,2
55	86,0	1,3	65,7	4,9	451	2,8
60	92,3	5,5	65,3	7,7	444	1,8
65	95,8	0,4	64,2	1,3	448	4,2
70	90,4	7,0	67,5	0,8	460	4,5
75	94,7	2,5	72,3	5,6	464	4,3
80	93,6	1,7	71,6	2,3	458	0,8
90	93,3	2,3	72,4	2,2	475	6,7
100	93,7	5,2	68,1	4,1	447	3,4
105	92,7	3,2	70,3	5,5	447	2,4
	89,9	5,7	69,7	3,6	463	2,7
120	88,7	3,6	72,0	5,1	478	1,8
130	95,6	6,0	71,6	5,7	483	1,4
140	102,6	2,2	76,4	6,9	494	2,3
150	106,9	8,4	80,0	1,2	514	9,7
160	108,2	8,3	81,1	6,2	520	4,0
170	117,1	6,9	83,7	5,1	528	7,2
180	108,0	1,1	86,2	1,9	533	5,1
187	110,4	3,4	82,5	2,2	534	3,8

Tabell 3: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Steinkjerelva (Fortsetter på neste side)

Dybde	Fe57(MR)		Co59(MR)		Ni62(MR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	26 865	4,7	9,56	4,2	23,84	4,1
4	29 049	0,7	10,59	5,8	27,51	2,1
	28 970	1,0	10,32	1,4	26,55	3,3
6	29 487	1,5	10,36	5,0	26,43	4,8
8	26 956	8,0	9,29	4,8	25,36	2,0
10	26 021	0,7	9,58	0,8	24,16	3,0
12	28 523	2,2	9,90	5,0	25,30	3,7
14	28 495	2,4	9,70	4,9	24,21	3,5
16	29 018	4,9	9,51	2,2	25,26	7,0
18	28 705	0,4	8,93	6,4	25,93	3,7
20	30 009	2,6	10,09	6,5	26,00	5,9
25	26 916	1,5	9,45	0,9	24,10	4,9
30	26 161	2,6	9,56	2,9	25,77	2,2
	27 573	3,0	9,97	2,4	26,34	8,6
35	27 157	7,5	9,08	1,0	25,16	3,3
40	28 544	7,0	9,20	3,8	25,40	2,3
45	28 568	6,4	10,34	2,7	26,73	6,5
50	28 947	6,1	10,20	1,7	26,19	1,8
55	28 693	4,5	9,35	3,8	25,32	2,8
60	27 471	2,3	9,87	5,3	27,34	6,8
65	28 449	2,5	10,04	6,1	25,89	7,7
70	27 959	4,0	9,92	7,3	27,98	5,8
75	30 176	2,9	10,08	1,4	28,21	7,4
80	31 132	3,5	10,42	1,9	28,64	2,0
90	28 852	2,4	10,15	1,1	26,53	2,2
100	30 568	6,6	10,71	3,2	29,04	6,6
105	29 393	3,2	10,19	2,6	27,67	2,1
	29 297	5,0	9,70	5,6	25,50	2,7
120	32 082	2,7	10,61	3,4	31,12	4,7
130	31 968	4,1	11,58	3,7	32,39	5,3
140	33 362	7,3	11,70	3,7	32,13	4,8
150	34 994	4,1	12,64	1,7	35,70	6,5
160	37 439	4,4	14,09	2,1	36,38	0,5
170	37 080	2,0	13,03	2,8	36,20	7,0
180	37 221	5,9	13,28	7,8	38,29	2,9
187	38 163	6,8	13,67	5,2	37,43	7,4

Tabell 3: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Steinkjerelva (Fortsetter på neste side)

Dybde	Cu65(MR)		Zn67(MR)		Cd114(MR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	20,50	1,7	74,8	2,8	0,084	16,1
4	18,26	5,1	70,9	7,2	0,045	30,0
	17,86	7,4	69,1	3,6	0,060	19,4
6	18,10	8,0	66,3	1,0	0,102	22,1
8	16,79	4,9	58,3	1,0	0,092	8,5
10	14,69	1,6	55,1	2,1	0,063	26,4
12	14,17	1,8	60,6	3,1	0,074	20,1
14	15,60	2,5	60,4	2,5	0,072	22,1
16	13,11	5,3	58,3	4,8	0,068	5,9
18	14,34	2,0	60,0	2,7	0,070	20,9
20	13,19	1,6	57,4	3,1	0,077	31,1
25	13,48	4,2	57,7	2,0	0,081	16,1
30	13,05	2,5	55,6	2,8	0,066	17,8
	12,69	4,2	53,8	2,7	0,087	21,0
35	14,17	6,4	55,8	3,1	0,070	16,9
40	13,67	1,0	56,9	3,4	0,076	26,4
45	15,02	1,9	61,7	1,3	0,061	14,1
50	15,41	1,5	61,8	4,7	0,058	20,0
55	14,17	4,4	58,2	1,8	0,054	21,1
60	14,64	3,5	59,1	7,8	0,071	22,2
65	14,99	3,2	59,6	3,3	0,088	19,0
70	15,55	2,8	59,3	4,3	0,084	19,4
75	16,12	5,4	63,7	3,1	0,050	36,5
80	16,10	1,0	65,2	4,3	0,062	27,3
90	15,47	2,5	62,1	4,5	0,076	10,1
100	15,32	4,6	66,2	0,9	0,062	20,3
105	14,81	3,3	59,6	2,2	0,061	45,8
	15,58	4,6	61,2	5,9	0,067	8,2
120	16,36	1,7	64,0	0,5	0,055	21,3
130	17,96	1,4	69,2	3,7	0,060	5,8
140	17,08	4,6	71,5	2,4	0,084	27,2
150	18,48	4,2	78,7	5,3	0,049	38,7
160	18,76	2,1	82,0	4,5	0,069	20,2
170	22,27	5,0	81,1	5,0	0,045	22,5
180	18,94	4,5	80,3	3,1	0,071	9,4
187	17,55	5,2	78,9	5,9	0,060	31,2

Tabell 3: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Steinkjerelva (Fortsetter på neste side)

Dybde	Mo98(MR)		Sn118(MR)		Sb121(MR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	1,041	1,4	1,119	10,1	0,076	4,6
4	2,204	4,3	1,221	6,0	0,063	14,2
	2,027	1,8	1,191	0,8	0,058	16,6
6	1,170	0,7	1,055	6,0	0,062	7,2
8	0,766	2,8	0,843	2,4	0,059	17,8
10	0,678	1,2	0,962	2,1	0,058	10,5
12	0,630	5,5	0,981	7,9	0,045	10,3
14	0,630	5,3	0,777	3,3	0,038	17,8
16	0,499	9,7	0,831	0,8	0,037	13,9
18	0,627	4,9	0,930	7,7	0,039	23,1
20	0,747	8,5	0,980	1,7	0,043	18,9
25	0,609	7,3	1,074	4,7	0,050	6,7
30	1,133	7,5	0,907	0,6	0,045	9,1
	1,224	6,9	0,877	6,9	0,044	8,7
35	0,672	10,3	1,079	2,2	0,047	4,5
40	0,921	1,0	1,121	1,9	0,056	18,1
45	0,609	11,8	1,093	4,8	0,058	15,9
50	0,552	11,6	0,751	7,3	0,036	17,6
55	0,512	12,4	0,788	1,1	0,032	2,8
60	0,611	4,8	0,996	8,2	0,041	6,4
65	0,707	4,9	0,759	4,1	0,041	21,1
70	0,605	10,3	1,138	4,9	0,054	18,6
75	0,655	6,4	0,806	4,1	0,033	18,2
80	0,651	3,0	0,607	4,7	0,049	2,3
90	0,650	12,9	0,834	6,6	0,036	7,3
100	0,562	6,0	0,678	3,7	0,026	23,9
105	0,504	6,3	0,829	5,4	0,040	7,4
	0,499	7,1	0,818	5,9	0,046	7,5
120	0,544	1,6	0,777	5,6	0,036	3,4
130	0,708	5,8	0,763	2,7	0,043	10,9
140	0,724	3,7	0,959	6,1	0,049	17,1
150	0,756	4,9	0,933	4,0	0,049	16,7
160	0,571	1,7	0,775	9,5	0,045	11,0
170	0,673	7,7	1,083	5,3	0,049	6,0
180	0,593	3,9	0,986	5,3	0,044	2,7
187	0,683	5,0	0,839	1,5	0,055	26,2

Tabell 3: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Steinkjerelva (Fortsetter på neste side)

Dybde	Tl205(MR)		Pb208(MR)		Bi209(MR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	0,321	3,8	13,62	4,8	0,191	3,4
4	0,357	4,0	14,48	2,0	0,193	6,1
	0,347	3,4	14,29	1,2	0,182	12,1
6	0,354	3,0	13,50	2,4	0,186	9,9
8	0,309	2,7	11,09	3,4	0,168	0,9
10	0,298	4,0	10,61	1,5	0,164	3,1
12	0,308	3,0	10,94	2,6	0,176	6,3
14	0,320	2,4	10,98	0,8	0,165	4,6
16	0,335	2,2	10,80	2,2	0,162	4,1
18	0,330	1,1	11,03	3,3	0,173	2,8
20	0,334	2,2	11,11	1,9	0,169	5,8
25	0,300	5,0	10,57	2,6	0,158	1,0
30	0,287	5,5	10,09	1,0	0,156	1,6
	0,281	5,7	10,18	2,2	0,149	7,1
35	0,310	7,4	10,72	1,2	0,156	6,3
40	0,312	1,0	10,67	4,1	0,189	5,3
45	0,335	4,0	11,01	0,7	0,177	6,2
50	0,322	2,8	11,04	1,4	0,173	3,8
55	0,327	1,8	10,58	0,3	0,156	7,3
60	0,305	1,8	10,92	4,4	0,169	4,4
65	0,331	7,0	11,15	1,5	0,172	4,8
70	0,351	2,3	11,33	3,1	0,178	3,3
75	0,360	4,0	11,58	2,3	0,187	7,6
80	0,346	7,0	11,52	0,5	0,181	8,8
90	0,357	2,1	11,15	2,5	0,178	6,2
100	0,346	9,0	11,45	2,1	0,165	4,4
105	0,322	2,3	11,19	1,6	0,173	5,2
	0,334	3,8	10,99	1,5	0,174	4,5
120	0,357	1,0	11,25	3,4	0,159	6,7
130	0,408	1,8	12,16	0,7	0,186	6,5
140	0,410	4,2	12,55	2,0	0,187	6,0
150	0,461	6,4	12,52	3,4	0,194	1,4
160	0,504	2,4	13,29	0,7	0,206	10,6
170	0,472	3,1	13,04	0,8	0,199	5,4
180	0,499	5,1	14,01	1,8	0,208	4,0
187	0,468	4,9	13,12	2,2	0,190	5,2

Tabell 3: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Steinkjerelva

Dybde	U238(MR)		As75(HR)		Hg202(HR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	2,43	0,5	5,00	1,0	0,069	11,7
4	2,62	1,2	6,27	1,7	0,027	33,1
	2,71	2,2	6,37	0,6	0,020	26,5
6	2,75	1,9	5,10	3,2	0,019	15,8
8	2,81	1,6	3,76	2,3	0,008	10,7
10	2,36	1,8	3,84	2,5	0,003	19,5
12	2,36	1,6	4,08	2,4	0,007	12,1
14	2,34	0,8	4,32	3,2	0,010	26,4
16	2,41	4,5	3,59	0,4	0,011	24,7
18	2,34	2,7	3,70	4,1	0,013	38,1
20	2,44	2,7	4,98	1,8	-0,001	26,6
25	2,31	2,7	4,15	1,6	0,008	28,9
30	2,29	0,9	3,19	3,3	0,006	71,4
	2,22	3,0	3,39	2,3	0,002	11,1
35	2,20	2,1	3,72	4,9	0,007	46,4
40	2,31	1,3	3,86	3,3	0,007	27,0
45	2,32	5,1	4,96	4,6	0,008	27,0
50	2,36	1,0	4,63	3,1	0,007	20,4
55	2,36	1,2	4,37	4,3	0,008	22,0
60	2,38	1,8	4,64	2,2	0,004	48,4
65	2,42	1,9	4,58	5,0	0,006	54,9
70	2,46	4,6	4,34	4,0	0,011	30,1
75	2,38	4,9	5,59	5,0	0,007	45,8
80	2,36	3,0	4,10	4,3	0,013	11,5
90	2,32	0,7	4,23	3,2	0,011	58,3
100	2,22	1,3	4,08	5,3	0,013	23,9
105	2,29	0,8	3,85	2,9	0,010	13,5
	2,27	3,0	3,79	3,5	0,011	26,2
120	2,36	0,8	5,70	3,0	0,015	10,8
130	2,30	3,2	4,96	5,1	0,008	60,8
140	2,40	0,6	7,02	2,2	0,016	25,8
150	2,40	2,5	5,63	3,9	0,010	26,1
160	2,52	1,0	8,26	3,7	0,012	43,3
170	2,62	0,6	5,01	2,8	0,008	21,7
180	2,75	2,0	4,67	3,3	0,013	35,8
187	2,53	2,5	5,64	1,4	0,023	15,1

Vedlegg 15: ICP-MS-målinger Verdal

Tabell 4: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Verdalselva (Fortsetter på neste side)

Dybde	Mg25(MR)		Al27(MR)		Si29(MR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	17 818	4,9	50 395	10,1	8 358	8,2
4	18 260	3,9	50 092	3,6	7 661	7,0
6	18 668	7,8	51 636	1,4	6 550	0,7
8	18 586	6,0	54 597	7,3	6 032	1,9
10	15 786	8,7	44 346	3,8	7 579	8,1
12	17 632	1,2	49 644	7,4	6 887	7,3
14	19 086	1,2	49 541	3,4	7 945	2,8
16	18 643	8,4	53 614	5,0	7 413	0,8
18	17 814	6,3	54 654	2,4	8 209	5,0
20	16 915	1,5	48 599	4,5	6 829	4,6
25	13 635	4,8	35 544	5,8	6 777	3,5
30	17 551	1,9	51 224	6,9	7 375	2,7
35	16 574	5,7	43 808	6,2	6 560	4,4
40	16 153	8,4	40 972	5,4	7 384	9,2
45	18 834	2,6	50 816	8,1	7 130	2,2
50	17 494	6,4	49 270	0,7	6 471	3,7
55	17 538	6,0	52 260	6,3	7 320	4,6
58	16 826	10,0	46 489	5,2	6 871	7,7
65	20 268	3,5	55 341	4,8	7 740	4,5
70	19 287	4,8	52 622	2,4	7 902	4,0
80	19 346	3,6	52 728	0,9	7 808	1,7
90	18 457	5,0	49 552	6,8	7 236	7,0
100	18 485	1,6	49 163	5,2	5 511	7,4
110	18 044	1,6	51 311	4,1	5 068	5,1
115	19 852	2,5	56 298	1,5	8 503	4,9
130	19 162	9,3	54 366	4,8	8 703	4,5
140	20 112	1,7	60 069	11,2	8 195	10,0
150	20 384	3,7	64 172	7,2	8 325	8,2
160	20 683	6,0	59 453	0,5	5 832	5,3
170	19 823	2,3	60 442	4,5	6 858	0,8
175	18 891	9,3	54 509	4,0	6 741	7,7

Tabell 4: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Verdalselva (Fortsetter på neste side)

Dybde	P31(MR)		S34(MR)		Ca43(MR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	833	1,6	1 596	3,3	18 391	2,9
4	868	1,2	1 115	5,5	16 245	2,9
6	809	4,1	1 108	0,7	16 451	2,3
8	716	3,0	1 454	5,5	15 994	1,6
10	758	2,0	1 481	6,3	21 864	4,5
12	741	3,8	1 722	3,7	22 131	7,2
14	760	4,7	1 864	2,7	18 869	6,1
16	808	3,6	1 186	3,6	14 771	2,9
18	756	1,6	1 813	1,5	15 842	1,1
20	765	8,6	1 394	9,4	20 193	3,0
25	801	5,1	1 584	7,7	16 479	3,1
30	782	3,1	1 014	2,1	14 811	5,9
35	819	5,8	1 122	8,4	15 630	2,1
40	820	2,7	1 657	5,5	16 059	5,7
45	798	1,4	1 205	3,6	14 173	1,5
50	839	0,6	1 325	6,6	14 697	3,8
55	802	0,5	1 377	4,3	14 264	3,7
58	790	4,2	1 155	2,9	14 791	1,9
65	749	3,4	917	4,3	13 966	4,7
70	788	4,8	1 562	6,3	15 581	4,1
80	777	6,2	1 221	2,5	13 368	1,3
90	815	1,9	1 174	3,3	15 113	2,8
100	809	1,2	1 581	6,4	15 225	5,5
110	788	3,1	945	2,6	13 141	5,3
115	760	3,2	952	4,9	13 541	3,7
130	791	6,4	1 470	6,3	13 875	3,0
140	789	1,2	1 079	5,5	13 780	6,7
150	787	0,8	1 050	6,1	13 530	3,1
160	806	3,8	1 088	4,6	14 289	7,2
170	775	5,6	940	4,8	13 499	8,8
175	709	3,3	1 119	1,8	14 379	2,4

Tabell 4: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Verdalselva (Fortsetter på neste side)

Dybde	V51(MR)		Cr53(MR)		Mn55(MR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	113,0	3,9	84,8	11,4	590	1,0
4	117,2	6,9	87,8	4,0	576	1,4
6	118,6	5,1	93,0	7,3	558	6,2
8	125,8	2,4	94,5	6,4	574	5,5
10	104,2	9,5	84,7	1,5	618	3,7
12	109,0	9,1	82,7	10,6	647	3,0
14	118,4	5,3	84,4	2,9	630	5,4
16	121,4	4,8	87,7	3,2	547	3,6
18	124,3	1,0	92,8	3,1	525	4,4
20	117,5	2,9	89,1	2,5	565	2,7
25	93,6	6,8	70,4	3,3	490	2,4
30	123,2	1,6	90,2	3,3	500	0,4
35	112,2	4,3	79,6	0,7	499	2,0
40	104,4	6,5	80,6	0,5	500	3,8
45	121,9	1,0	91,4	2,4	538	5,2
50	120,4	3,6	85,5	8,8	478	5,8
55	122,7	9,3	97,2	4,3	517	3,2
58	114,7	3,0	91,3	3,2	513	1,4
65	134,9	7,2	95,4	4,2	516	2,3
70	129,9	4,4	97,4	5,5	535	5,4
80	129,4	7,8	90,0	5,0	492	2,4
90	130,4	3,2	99,0	2,1	512	3,6
100	123,3	6,9	90,8	11,7	514	6,1
110	130,2	7,6	96,9	5,7	507	7,0
115	130,7	7,0	102,6	6,5	524	3,4
130	138,7	6,9	98,0	4,2	528	4,0
140	139,7	2,2	99,4	2,1	550	10,7
150	146,8	8,5	107,2	3,8	541	6,5
160	143,6	4,0	101,5	2,9	509	9,1
170	143,6	5,2	103,7	4,1	529	6,7
175	134,8	5,3	94,9	1,3	487	2,2

Tabell 4: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Verdalselva (Fortsetter på neste side)

Dybde	Fe57(MR)		Co59(MR)		Ni62(MR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	39 351	5,0	16,19	6,2	45,44	8,1
4	40 128	0,3	14,92	3,4	45,44	2,0
6	41 684	4,6	17,27	2,0	45,70	3,8
8	43 654	7,3	16,74	1,3	47,70	2,5
10	37 281	6,0	15,02	6,6	43,53	5,2
12	38 327	1,7	15,33	8,1	43,49	5,0
14	39 125	3,3	17,63	0,8	48,20	6,6
16	42 462	6,2	16,02	3,5	44,73	5,2
18	44 844	4,2	16,09	4,5	43,67	1,6
20	38 653	4,6	16,25	3,0	43,77	2,4
25	31 318	4,2	13,93	0,6	38,20	5,2
30	37 785	3,3	16,26	2,0	47,36	8,4
35	38 057	2,2	14,49	4,2	44,07	3,5
40	38 128	3,3	14,45	0,7	40,77	6,3
45	40 156	2,7	15,11	3,0	44,01	5,4
50	39 003	3,1	15,57	5,1	43,36	4,4
55	42 885	5,1	15,79	6,4	46,92	6,1
58	39 213	5,0	15,49	3,3	44,12	1,9
65	43 736	7,1	16,93	4,6	48,13	9,2
70	41 697	4,9	16,56	2,4	47,34	2,1
80	43 055	1,3	17,80	2,0	46,41	4,2
90	43 819	2,4	17,03	2,4	47,24	6,7
100	41 453	4,8	16,10	2,6	47,25	0,5
110	42 863	3,0	17,90	5,2	48,20	9,0
115	43 609	7,5	17,64	7,3	49,48	3,0
130	45 593	3,3	17,86	1,4	48,98	3,3
140	45 631	2,6	17,41	5,6	51,79	4,5
150	46 643	7,6	18,83	1,1	54,79	5,5
160	45 367	4,5	18,90	5,4	50,02	2,0
170	46 423	6,6	18,49	4,3	51,06	4,6
175	41 363	9,9	16,70	2,6	48,26	6,5

Tabell 4: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Verdalselva (Fortsetter på neste side)

Dybde	Cu65(MR)		Zn67(MR)		Cd114(MR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	32,11	3,2	87,8	3,6	0,051	29,3
4	32,76	3,9	93,9	1,2	0,068	37,9
6	35,37	5,9	95,1	4,2	0,056	22,3
8	38,07	3,1	95,8	2,9	0,048	9,6
10	35,17	7,8	75,6	5,1	0,080	22,7
12	41,09	1,5	84,2	0,6	0,083	20,2
14	38,34	4,7	86,5	5,1	0,098	28,3
16	31,43	2,1	95,6	1,7	0,054	10,5
18	29,49	4,5	90,2	3,2	0,065	43,8
20	35,01	4,8	83,1	3,2	0,077	30,1
25	30,05	5,6	65,9	2,8	0,063	22,8
30	32,18	6,9	89,2	1,7	0,065	36,1
35	28,96	2,6	77,8	2,0	0,053	14,0
40	33,72	3,4	73,7	3,9	0,076	30,4
45	32,76	1,8	88,2	3,2	0,081	33,4
50	30,33	4,5	81,8	2,6	0,051	42,1
55	29,61	4,7	86,8	1,5	0,068	11,6
58	27,45	0,6	84,1	1,9	0,050	36,9
65	31,16	0,9	90,4	2,9	0,059	3,5
70	30,44	4,2	91,0	0,9	0,059	6,4
80	30,20	4,8	89,7	3,1	0,059	29,8
90	28,52	4,3	92,7	3,0	0,041	15,3
100	29,76	6,8	86,3	6,5	0,068	7,9
110	26,66	1,5	90,2	3,5	0,055	6,9
115	27,63	7,1	93,4	4,8	0,047	6,7
130	28,48	1,7	95,0	5,6	0,023	11,5
140	26,41	10,1	93,0	8,1	0,058	36,2
150	30,62	4,7	104,1	1,5	0,058	26,9
160	27,12	4,4	94,7	5,7	0,041	17,3
170	31,39	2,1	94,7	5,1	0,038	30,4
175	27,23	1,9	87,0	5,7	0,072	31,9

Tabell 4: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Verdalselva (Fortsetter på neste side)

Dybde	Mo98(MR)		Sn118(MR)		Sb121(MR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	0,965	4,8	0,978	10,9	0,035	10,6
4	0,748	8,2	1,027	8,9	0,041	9,4
6	0,668	6,7	0,761	4,2	0,030	28,9
8	0,929	8,9	0,607	3,5	0,026	18,7
10	0,824	6,3	0,593	3,1	0,022	13,9
12	0,771	7,1	0,716	0,8	0,035	25,3
14	0,859	9,2	0,983	6,1	0,040	9,4
16	0,664	3,7	0,981	7,2	0,054	12,8
18	1,003	3,1	0,859	4,4	0,037	24,3
20	0,807	13,4	0,686	9,6	0,037	17,5
25	0,560	6,3	0,655	1,9	0,037	20,7
30	0,603	5,7	0,732	9,8	0,037	14,3
35	0,590	5,4	0,653	8,8	0,028	23,8
40	0,771	0,9	0,706	4,6	0,041	29,7
45	0,698	9,8	0,735	7,9	0,044	17,4
50	0,619	13,0	0,748	1,4	0,037	15,8
55	0,775	3,4	0,832	7,4	0,048	18,8
58	0,664	8,7	0,858	2,3	0,045	7,0
65	0,700	2,1	1,059	5,8	0,052	14,5
70	1,145	7,1	0,900	2,8	0,050	10,6
80	0,704	8,4	0,916	1,9	0,042	15,3
90	0,770	2,2	0,781	7,1	0,033	21,4
100	0,638	6,2	0,596	5,1	0,037	5,0
110	0,595	2,4	0,613	6,5	0,029	8,3
115	0,744	12,4	0,764	10,4	0,035	18,0
130	0,686	8,0	0,782	3,6	0,037	34,2
140	0,979	10,3	0,784	9,8	0,073	9,1
150	0,872	5,6	0,889	5,3	0,044	30,2
160	0,669	5,3	0,669	6,6	0,030	6,2
170	0,800	2,4	0,696	8,7	0,031	29,1
175	0,768	6,1	0,773	2,6	0,045	17,0

Tabell 4: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Verdalselva (Fortsetter på neste side)

Dybde	Tl205(MR)		Pb208(MR)		Bi209(MR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	0,524	4,2	13,82	1,5	0,175	4,5
4	0,522	0,6	15,25	1,0	0,191	8,9
6	0,515	3,5	14,65	0,5	0,179	1,2
8	0,599	1,8	14,34	5,4	0,199	2,6
10	0,439	6,3	12,09	1,6	0,158	8,3
12	0,510	5,7	13,01	4,3	0,186	6,8
14	0,568	4,3	14,71	1,5	0,202	5,4
16	0,546	3,5	14,24	2,3	0,187	2,3
18	0,545	6,4	14,65	3,1	0,207	4,4
20	0,526	1,0	13,39	4,8	0,176	5,9
25	0,352	1,7	11,08	1,5	0,144	5,8
30	0,513	1,0	13,49	2,6	0,184	3,7
35	0,450	4,3	12,39	3,8	0,175	2,6
40	0,412	0,3	12,16	3,1	0,165	3,6
45	0,491	7,1	13,25	2,5	0,191	2,6
50	0,485	4,6	13,04	5,4	0,185	4,9
55	0,522	1,2	13,93	3,3	0,188	2,7
58	0,485	2,9	13,11	1,5	0,178	2,0
65	0,546	3,1	14,11	3,8	0,191	2,2
70	0,548	2,9	14,42	2,7	0,195	0,8
80	0,519	2,4	14,04	3,9	0,198	5,1
90	0,510	2,6	13,81	3,8	0,197	6,2
100	0,492	1,8	13,66	4,4	0,183	3,9
110	0,580	0,3	14,50	3,0	0,196	8,3
115	0,587	3,9	14,48	2,7	0,192	4,8
130	0,595	1,2	14,69	1,3	0,207	4,3
140	0,635	4,3	15,55	2,3	0,202	2,5
150	0,693	4,3	15,48	7,0	0,213	7,9
160	0,600	2,9	15,25	1,2	0,207	2,5
170	0,638	2,7	15,04	2,1	0,207	8,4
175	0,575	9,2	14,11	3,0	0,190	2,3

Tabell 4: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Verdalselva

Dybde	U238(MR)		As75(HR)		Hg202(HR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	1,88	3,7	7,61	4,9	0,021	42,6
4	1,97	3,0	8,75	3,7	0,018	3,3
6	1,98	2,2	5,94	0,5	0,022	6,5
8	2,07	2,6	5,59	2,5	0,028	38,1
10	1,85	2,7	4,71	6,7	0,014	18,8
12	2,61	1,5	5,47	5,7	0,017	18,3
14	2,14	4,4	7,52	2,6	0,007	20,1
16	1,93	1,9	7,83	1,6	0,017	26,7
18	2,06	1,4	7,28	4,9	0,014	21,4
20	1,97	4,1	6,02	3,0	0,016	27,6
25	1,71	2,2	5,10	2,7	0,007	15,7
30	2,09	4,4	5,87	3,3	0,018	22,2
35	1,97	3,0	5,36	3,4	0,014	33,0
40	1,83	1,0	6,27	3,9	0,013	30,6
45	2,07	2,9	6,46	1,5	0,008	44,0
50	1,94	3,7	6,49	3,2	0,016	14,2
55	2,00	2,2	6,46	1,9	0,011	45,8
58	1,86	3,0	5,91	3,2	0,018	47,5
65	2,08	4,8	7,27	4,2	0,019	6,3
70	2,02	4,2	6,47	0,4	0,017	24,7
80	2,08	2,8	7,87	3,8	0,027	13,7
90	2,04	1,0	6,54	4,6	0,019	39,5
100	1,85	2,0	7,49	4,1	0,012	9,8
110	2,11	4,6	6,33	1,8	0,015	28,5
115	2,15	1,2	5,38	2,9	0,017	6,3
130	2,14	5,3	9,25	5,2	0,023	21,7
140	2,10	1,8	5,77	6,1	0,013	40,7
150	2,15	1,1	6,47	6,4	0,018	49,6
160	2,18	3,3	8,43	3,7	0,016	24,2
170	2,23	2,2	6,43	1,3	0,015	3,5
175	2,05	1,2	6,72	2,9	0,011	33,5

Vedlegg 16: ICP-MS-målinger Stjørdal

Tabell 5: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Stjørdalselva (Fortsetter på neste side)

Dybde	Mg25(MR)		Al27(MR)		Si29(MR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	19 426	7,9	52 646	4,1	8 107	5,3
4	20 726	2,7	48 734	3,7	7 599	12,8
6	21 411	1,9	49 264	7,4	8 392	0,9
8	20 855	6,1	50 668	3,6	7 483	4,4
10	19 860	8,4	50 009	3,1	8 663	1,4
12	19 396	8,6	50 124	5,1	7 728	0,8
14	21 909	7,5	51 885	7,3	7 022	11,0
16	21 528	3,7	53 253	8,3	7 255	2,4
18	19 631	1,9	51 703	2,7	6 132	6,9
20	21 989	8,2	51 479	1,7	7 343	3,9
25	19 990	2,4	51 695	2,7	7 611	0,5
30	21 015	4,5	50 776	4,4	7 364	8,5
35	21 420	2,9	55 557	3,1	7 073	4,9
40	21 325	3,9	52 276	8,6	5 906	11,1
45	20 614	3,6	52 361	1,2	4 043	4,9
50	21 868	6,0	50 738	4,8	3 915	6,1
55	20 519	6,9	51 584	13,1	5 106	6,3
58	21 042	2,1	48 555	1,5	5 431	2,3
65	18 813	3,9	46 497	1,8	5 444	6,9
70	20 154	2,3	48 774	3,4	5 539	0,6
80	8 285	4,2	19 713	6,5	4 775	2,0
90	19 705	4,3	49 939	5,9	6 358	3,1
100	20 335	2,9	53 003	5,5	5 577	5,8
110	18 392	6,9	47 515	10,4	6 213	7,5
120	17 263	5,7	45 307	11,8	6 782	4,6
130	19 799	4,5	50 245	4,8	7 767	0,5
140	19 846	2,4	52 120	5,0	8 225	6,5
150	20 886	2,8	53 121	2,3	8 893	0,6
160	19 037	4,8	48 531	0,8	8 935	6,6
170	21 769	2,4	54 516	6,6	8 645	2,7
180	20 491	4,3	51 571	3,8	8 034	0,6
190	19 811	4,6	51 977	3,3	8 520	6,1

Tabell 5: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Stjørdalselva (Fortsetter på neste side)

Dybde	P31(MR)		S34(MR)		Ca43(MR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	728	1,6	2 152	6,3	12 853	4,0
4	869	5,6	1 515	2,9	13 946	4,9
6	776	1,8	2 593	3,4	15 086	7,1
8	779	4,2	2 458	5,7	14 001	3,4
10	779	0,5	2 205	3,8	14 039	3,9
12	743	6,8	2 514	4,4	13 279	6,8
14	752	3,8	2 256	6,6	16 003	3,6
16	692	1,2	2 197	1,6	14 242	0,7
18	736	6,6	2 271	1,6	13 575	6,4
20	759	5,9	2 838	5,4	12 981	4,2
25	743	1,1	1 419	4,5	13 656	4,0
30	741	7,3	1 722	0,5	13 365	4,1
35	757	2,9	2 255	4,0	14 369	3,9
40	740	2,9	1 678	3,0	14 811	4,2
45	771	3,5	1 191	4,5	12 750	4,0
50	769	4,3	1 251	8,5	14 298	3,0
55	755	2,7	1 827	3,6	13 666	4,8
58	768	3,4	2 045	1,2	13 899	5,1
65	753	4,0	2 440	6,9	14 056	4,6
70	761	4,5	1 417	2,2	13 714	1,9
80	278	3,3	787	1,2	5 425	3,4
90	750	1,8	1 577	2,6	13 197	5,9
100	765	2,7	793	3,1	13 285	2,7
110	752	3,3	1 528	7,5	16 244	4,7
120	758	0,5	3 347	2,6	16 205	7,7
130	829	2,7	858	2,4	14 139	1,2
140	771	3,8	1 358	4,0	14 588	4,0
150	796	4,6	1 757	0,9	14 754	1,1
160	786	0,7	1 300	3,9	12 907	6,7
170	748	4,4	1 482	3,6	14 390	5,6
180	788	4,2	1 989	1,8	15 260	2,2
190	728	4,4	1 276	2,9	15 049	1,1

Tabell 5: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Stjørdalselva (Fortsetter på neste side)

Dybde	V51(MR)		Cr53(MR)		Mn55(MR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	135,7	7,5	108,3	6,0	539	7,7
4	144,5	4,5	111,7	2,3	519	2,5
6	134,1	2,6	114,8	9,1	542	1,1
8	129,4	1,3	113,9	4,5	579	3,1
10	144,4	3,9	115,1	3,0	550	3,1
12	132,3	5,0	108,0	6,9	512	3,9
14	124,2	6,0	105,7	3,6	596	3,3
16	136,5	6,6	114,7	5,0	551	11,1
18	125,5	7,6	103,9	2,8	566	7,8
20	133,7	3,1	110,4	8,5	591	4,0
25	135,6	0,8	106,7	4,8	524	5,0
30	133,7	3,5	111,4	4,0	549	11,8
35	132,6	4,7	109,8	7,0	564	0,4
40	137,5	7,7	101,1	2,0	541	3,3
45	133,9	2,8	106,5	3,2	509	0,4
50	125,0	3,1	106,3	5,9	558	2,8
55	132,3	0,5	108,3	6,3	554	2,8
58	123,1	1,8	107,3	7,0	527	5,4
65	125,4	3,5	104,7	5,4	561	4,3
70	133,5	3,5	104,5	4,7	531	6,1
80	52,9	2,3	40,4	3,7	231	2,9
90	135,4	9,7	99,7	2,4	533	3,8
100	124,1	1,3	102,1	2,0	654	8,0
110	108,4	4,6	91,3	3,3	576	2,3
120	110,3	5,5	88,1	7,1	568	2,2
130	129,5	2,3	105,9	4,7	623	1,1
140	124,6	1,1	98,7	3,7	558	5,6
150	140,2	2,3	110,0	5,0	561	3,4
160	134,9	11,8	107,7	3,1	583	5,7
170	138,7	5,0	115,0	4,2	613	3,1
180	127,0	4,8	111,3	4,2	611	4,7
190	126,9	3,8	104,3	2,3	575	6,5

Tabell 5: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Stjørdalselva (Fortsetter på neste side)

Dybde	Fe57(MR)		Co59(MR)		Ni62(MR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	47 759	2,3	18,20	0,6	51,54	3,1
4	45 097	5,6	18,07	8,8	55,11	5,9
6	44 737	4,5	17,44	1,1	53,87	0,8
8	44 611	2,3	18,81	3,7	56,54	2,9
10	44 186	5,2	18,98	3,8	57,23	7,8
12	42 040	0,9	17,36	6,6	54,19	5,6
14	48 181	3,9	18,65	3,3	56,22	1,7
16	43 507	6,1	18,25	6,2	56,63	3,3
18	44 257	4,5	20,05	1,3	55,48	5,9
20	48 200	3,7	19,18	6,3	59,98	6,2
25	40 623	5,1	18,05	7,6	55,24	6,2
30	43 548	3,1	16,46	10,2	53,50	2,8
35	49 346	7,8	18,11	1,5	58,63	1,2
40	45 811	5,2	18,37	7,1	57,10	7,5
45	43 839	0,1	18,34	3,7	54,84	4,0
50	47 019	5,5	18,43	5,4	56,00	8,6
55	45 970	1,8	18,43	0,7	56,83	5,6
58	44 205	5,4	18,19	5,1	53,90	6,3
65	45 529	5,6	17,87	12,7	52,14	5,9
70	42 132	4,6	18,64	7,6	57,70	0,4
80	17 718	6,6	9,49	7,4	23,60	5,1
90	45 285	8,3	19,89	7,9	52,88	2,3
100	45 020	4,3	18,05	3,4	51,08	1,9
110	41 120	1,9	17,71	1,3	50,64	2,5
120	38 313	8,5	16,18	5,2	46,98	1,7
130	44 644	3,3	18,00	1,5	57,62	5,3
140	42 309	4,0	18,66	5,5	56,74	0,1
150	48 573	3,2	19,59	2,7	55,94	3,1
160	44 009	0,8	18,10	1,6	52,34	4,2
170	48 042	7,2	18,79	4,3	56,02	1,1
180	48 775	3,1	17,72	3,7	54,27	10,1
190	45 771	3,3	17,40	6,4	51,86	3,0

Tabell 5: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Stjørdalselva (Fortsetter på neste side)

Dybde	Cu65(MR)		Zn67(MR)		Cd114(MR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	29,00	3,2	96,8	2,2	0,075	33,3
4	37,94	7,3	121,4	1,4	0,081	8,1
6	39,87	5,0	137,3	2,2	0,128	0,6
8	39,72	4,0	130,6	6,9	0,143	16,5
10	40,63	7,5	130,9	3,2	0,111	8,7
12	31,39	1,5	97,4	1,2	0,069	30,2
14	33,37	3,0	92,3	1,7	0,061	29,9
16	29,43	4,6	90,6	3,4	0,063	35,9
18	27,94	7,8	86,3	8,6	0,067	22,7
20	31,34	8,8	93,6	3,7	0,074	28,1
25	29,11	4,7	87,0	3,7	0,044	50,6
30	30,41	2,2	87,6	2,1	0,068	38,5
35	27,67	1,9	91,1	4,1	0,083	24,6
40	29,33	6,4	87,1	5,8	0,068	8,3
45	28,80	6,5	83,4	7,5	0,106	10,6
50	27,02	4,7	85,6	4,9	0,063	25,9
55	28,39	6,6	85,8	2,6	0,051	19,4
58	27,74	2,7	87,5	1,0	0,076	32,7
65	25,93	6,8	81,6	2,7	0,076	12,0
70	25,50	6,8	79,9	2,6	0,070	12,6
80	10,91	3,4	31,7	5,8	0,036	24,0
90	26,97	5,1	83,2	3,3	0,057	10,6
100	28,91	5,1	85,6	4,2	0,056	34,3
110	32,23	5,0	77,6	2,3	0,084	15,1
120	32,38	2,0	75,5	2,1	0,092	3,4
130	27,43	7,1	83,6	3,1	0,043	24,4
140	29,12	6,3	87,8	1,9	0,061	25,8
150	28,61	3,4	88,5	1,0	0,078	22,2
160	28,72	5,4	85,2	2,1	0,071	22,3
170	30,44	5,4	89,5	3,3	0,071	4,5
180	27,74	5,2	86,2	2,4	0,074	28,8
190	27,86	4,5	86,4	3,0	0,098	21,8

Dybde	Mo98(MR)		Sn118(MR)		Sb121(MR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	1,195	4,1	0,979	2,9	0,044	1,7
4	0,780	4,9	1,254	2,5	0,071	1,5
6	1,373	5,7	1,475	3,4	0,069	6,1
8	1,234	6,2	1,296	1,6	0,060	9,5
10	1,593	11,9	1,181	4,1	0,066	8,4
12	1,197	4,8	1,076	5,9	0,051	7,8
14	1,145	9,1	0,674	4,1	0,034	12,3
16	1,408	4,2	0,951	2,7	0,055	19,5
18	1,486	9,0	0,751	3,9	0,033	20,5
20	1,595	1,6	0,814	5,7	0,032	21,4
25	1,054	10,7	0,822	5,3	0,033	13,3
30	0,782	8,7	0,921	7,2	0,042	4,8
35	1,075	6,2	0,770	3,4	0,038	15,9
40	0,945	6,3	0,873	6,3	0,039	10,5
45	0,716	2,4	0,571	6,7	0,039	26,9
50	0,803	14,7	0,703	11,1	0,032	16,8
55	0,850	2,6	0,864	8,6	0,047	18,4
58	0,778	7,3	0,684	7,6	0,040	23,2
65	0,967	4,2	0,672	0,9	0,033	15,2
70	0,734	3,0	0,794	4,1	0,029	9,3
80	0,438	6,3	0,576	12,5	0,037	19,7
90	0,938	6,2	0,849	9,3	0,044	7,7
100	0,769	4,1	0,857	6,8	0,033	14,0
110	1,116	3,7	0,654	5,7	0,023	14,3
120	1,268	3,2	0,931	10,3	0,017	27,6
130	0,521	4,8	0,845	3,4	0,044	10,9
140	0,805	13,0	0,852	7,2	0,031	17,0
150	0,957	8,9	0,922	1,2	0,050	18,3
160	0,713	7,8	0,675	4,0	0,056	10,0
170	1,012	10,0	0,686	12,4	0,029	19,9
180	0,845	8,0	0,599	7,4	0,034	12,7
190	0,634	12,1	0,704	5,0	0,037	6,3

Dybde	Tl205(MR)		Pb208(MR)		Bi209(MR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	0,522	2,7	12,85	3,3	0,172	4,8
4	0,473	3,7	18,37	3,2	0,224	5,8
6	0,476	5,7	19,79	4,5	0,243	5,5
8	0,511	6,0	17,85	3,0	0,215	3,9
10	0,506	0,9	17,83	3,7	0,224	2,2
12	0,459	6,2	13,48	2,7	0,170	4,0
14	0,520	3,6	12,84	1,9	0,162	4,2
16	0,528	1,8	12,40	4,1	0,170	5,6
18	0,498	5,9	12,07	1,6	0,159	4,0
20	0,540	1,6	12,84	4,0	0,178	6,6
25	0,522	9,9	11,97	0,9	0,165	3,1
30	0,481	0,8	12,23	1,3	0,162	1,8
35	0,510	6,0	13,13	3,9	0,180	2,6
40	0,486	2,5	12,57	3,9	0,168	0,7
45	0,460	5,2	11,94	6,7	0,159	1,6
50	0,470	4,5	12,01	4,3	0,174	1,6
55	0,490	0,5	12,18	2,1	0,163	5,1
58	0,505	4,2	12,01	0,8	0,177	9,0
65	0,495	2,0	11,93	0,8	0,161	10,4
70	0,471	8,1	11,72	2,4	0,163	10,3
80	0,206	5,3	4,67	1,0	0,066	10,8
90	0,491	4,5	11,59	4,5	0,160	5,1
100	0,555	2,1	12,20	0,4	0,166	3,5
110	0,526	9,2	11,86	0,3	0,179	7,3
120	0,501	4,1	12,11	4,5	0,165	0,9
130	0,479	2,4	11,91	2,3	0,166	8,9
140	0,501	4,7	12,22	3,4	0,170	8,5
150	0,502	3,6	11,82	4,4	0,159	2,9
160	0,462	1,1	11,57	2,5	0,160	5,1
170	0,507	7,3	11,91	0,6	0,167	5,1
180	0,476	4,2	12,00	3,5	0,153	1,7
190	0,457	4,3	11,53	1,9	0,156	4,5

Tabell 5: ICP-MS resultater for utvalgte grunnstoffer i sedimentet utenfor Stjørdalselva.

Dybde	U238(MR)		As75(HR)		Hg202(HR)	
	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %	Conc. µg/g	RSD, %
2	2,26	3,4	6,68	1,5	0,010	39,6
4	1,93	0,7	14,25	1,7	0,047	15,7
6	2,23	2,5	9,05	2,3	0,054	35,7
8	2,12	1,0	8,68	3,9	0,044	15,3
10	2,30	0,5	7,87	4,4	0,035	40,3
12	2,15	1,8	6,45	5,1	0,017	15,1
14	2,16	2,4	6,23	1,8	0,010	26,1
16	2,13	7,1	5,84	3,9	0,012	26,6
18	2,16	3,3	6,01	1,0	0,011	21,4
20	2,27	2,9	14,14	5,2	0,010	44,0
25	2,00	5,6	6,79	2,5	0,013	26,6
30	1,90	1,3	6,84	4,1	0,011	43,5
35	2,10	3,2	6,34	1,8	0,009	0,0
40	1,97	0,6	5,67	2,9	0,009	30,1
45	1,96	3,5	6,93	2,4	0,008	17,8
50	2,09	4,3	5,52	5,1	0,004	51,5
55	1,95	2,9	5,97	3,0	0,020	32,8
58	2,07	1,7	5,56	4,0	0,006	48,4
65	2,07	3,2	6,97	0,7	0,011	52,8
70	2,02	2,4	6,00	1,0	0,013	20,4
80	0,77	2,6	2,40	3,4	0,000	45,6
90	2,09	1,2	4,90	3,8	0,005	18,3
100	2,16	3,9	5,16	4,3	0,011	22,0
110	2,20	2,8	12,28	1,5	0,008	35,5
120	2,23	2,7	5,58	3,4	0,010	65,0
130	1,95	3,5	5,65	3,5	0,004	43,8
140	1,93	2,0	5,19	3,8	0,010	47,7
150	1,97	3,3	6,64	4,3	0,009	6,0
160	1,91	3,3	5,36	3,8	0,012	0,0
170	2,03	1,0	4,96	1,5	0,014	20,4
180	1,92	2,0	4,82	0,3	0,003	20,8
190	1,86	2,5	5,23	3,9	0,004	30,1

Vedlegg 17: Risikoanalyse

SJA-Skjema

SJA tittel: Prøvetaking av elvevann / sjøvann / sedimenter for analyse med ICP-MS og TOC/TN		
Dato: oppdatert 02.09.2013		Sted: Nord- og Sør-Trøndelag med kystområdet
Kryss av for utfylt sjekklister:	<input checked="" type="checkbox"/>	
Deltakere: (navn fylles ut ved ethvert nytt feltarbeid / tokt knyttet til aktiviteten)		
Øyvind Mikkelsen		August 2011
SJA-ansvarlig:		
Arbeidsbeskrivelse: (Hva og hvordan?)		
Generell aktivitet knyttet til prøvetaking i elver, vassdrag og på sjøen. Prøvetaking i utvalgte elver i Trønderlag og sedimentprøvetaking i Trondheimsfjorden sept/okt 2013.		
Risiko forbundet med arbeidet:		
Risiko er først og fremst forbundet med prøvetaking i større elver med sterk strøm, og når prøvetaking foregår på sjøen ved bruk av forskningsfartøyet F/F Gunnerus.		
For det aktuelle feltarbeidet er området godt kjent og elva er av mindre størrelse. Det er derfor svært liten risiko forbundet med det aktuelle oppdraget. Oppdrages utføres alene under gode forhold, men samband pr mobil telefon opprettes.		
Beskyttelse/sikring: (tiltaksplan, se neste side)		
Ved eventuell prøvetaking når høy vannstand/sterk strøm skal alltid en ekstra person være med som støtte og ha tilgang til samband samt sikkerhetsmateriell som tau/redningsbøye etc. (I det aktuelle arbeidet vil eventuell støtteperson være Roy A. Mikkelsen. Aktiviteten planlegges da i gruppen før aktiviteten gjennomføres. Det fylles ut egne feltkort for faglig ansvarlig (HMSRV0702) og feltkort for deltagere (HMSRV0703). Kopi av feltkort oppbevares på instituttet. Plan for kommunikasjon følger veiledning gitt i HMSRV0704. Videre benyttes veiledning for "Sjekklister for kartlegging av risikoforhold ved feltarbeid" gitt i HMSRV0701.		
Ved bruk av Gunnerus gjennomføres obligatorisk sikkerhetskurs og sikkerhetsrutiner om bord administrert av båtens faste personell (http://www.cesos.ntnu.no/marcow/gunnerus_info.pdf), videre planlegges og beskrives toktet detaljert i Opplysningskjema for tokt med F/F Gunnerus. Eventuell aktivitet som skal utføres på båtens laboratorier risikovurderes på vanlig måte (Ecoonline og HMSRV2603) etter veiledning HMSR26 og kjemikalieforskriften. Avfallshåndtering følger veiledning gitt i HMSR18, og melding om avvik rapporteres til linjeleder etter rutiner gitt i gjennom dokumentasjon i HMSR04 og dokumenteres gjennom		

bruk av skjema HMSRV0401. **Spesielt hensyn og planlegging for sedimentprøvetaking som inkluderer tungt utstyr som skal løftes med kran (utføres alltid av operatør på Gunnerus).**

Konklusjon/kommentar:

Prøvetaking skal foretas under trygge arbeidsbetingelser der vær- og vindforhold samt strømningsforhold alltid vurderes fortløpende, og sikringstiltak er på plass før og under utførelse ved prøvetaking i større elver og på sjøen.

Anbefaling/godkjenning:	Dato/Signatur:			Anbefaling/godkjenning:	Dato/Signatur:
SJA-ansvarlig:	Ø.M			Områdeansvarlig:	
Ansvarlig for utføring:	Ø.M og Bruker			Annen (stilling):	
HMS aspekt	Ja	Nei	Ikke aktuelt	Kommentar / tiltak	Ansv.
Dokumentasjon, erfaring, kompetanse					
Kjent arbeidsoperasjon?	X				
Kjennskap til erfaringer/uønskede hendelser fra tilsvarende operasjoner?			X		
Nødvendig personell?			X		
Kommunikasjon og koordinering					
Mulig konflikt med andre operasjoner?			X		
Håndtering av en evt. hendelse (alarm, evakuering)?			X		
Behov for ekstra vakt?			X	Ved eventuell prøvetaking på sjøen eller når høy vannstand/sterk strøm i elver skal alltid en ekstra person være med som støtte og ha tilgang til samband samt	Ø.M

				sikkerhetsmateriell som tau/redningsbøye etc.. Det fylles ut egne feltkort for faglig ansvarlig og feltkort for deltagere.	
Arbeidsstedet					
Uvante arbeidsstillinger?		X			
Arbeid i tanker, kummer el.lignende?		X			
Arbeid i grøfter eller sjakter?		X			
Rent og ryddig?			X		
Verneutstyr ut over det personlige?		X			
Vær, vind, sikt, belysning, ventilasjon?	X			Prøvetaking skal foregå under vurdering av at vær og vindforhold tillater sikker operasjon (vurderinger baserer seg på info om direkte værobservasjoner og info gitt på yr.no samt info fra Norges vassdrags- og energidirektorat).	Ø.M
Bruk av stillaser/lift/seler/stropper?		X			
Arbeid i høyden?		X			
Ioniserende stråling?		X			
Rømningsveier OK?			X		

Kjemiske farer					
Bruk av helseskadelige/giftige/etsende kjemikalier?	X			Prøver konservers ved tilsats av konsentrert HNO ₃ og H ₃ PO ₄ . Konservering foretas fortrinnsvis når man er tilbake på laboratoriet. Når dette ikke er mulig tilsettes syre gjennom bruk av små dråpeflasker direkte i prøvene på stedet; det brukes da vernehansker og beskyttelsesbriller.	Ø.M Bruker
Bruk av brannfarlige eller eksplosjonsfarlige kjemikalier?		X			
Må kjemikaliene godkjennes?		X			

Biologisk materiale?		X			
Støv/asbest?		X			
Mekaniske farer					
Stabilitet/styrke/spenning?		X			
Klem/kutt/slag?		X			
Støy/trykk/temperatur?		X			
Behandling av avfall?		X		Kun mindre volum av prøver av naturlig vann konservert med mindre mengder HNO ₃ ev. H ₃ PO ₄ for konservering skal avhendes. Følger rutiner for avhending av kjemikalier gitt i veiledning HMSR18.	Ø.M Bruker
Behov for spesialverktøy?		X			
Elektriske farer					
Strøm/spenning/over 1000V?		X			
Støt/krypstrøm?		X			
Tap av strømtilførsel?		X			

Området					
Behov for befaring?	X			Ved prøvetaking i nye områder eller ukjente elver vil aktiviteten utføres etter en befaring og planleggingsfase.	Ø.M Bruker
Merking/skilting/avsperring?		X			
Miljømessige konsekvenser?		X			
Sentrale fysiske sikkerhetssystemer					
Arbeid på sikkerhetssystemer?		X			
Frakobling av sikkerhetssystemer?		X			
Annet					

NTNU	Hazardous activity identification process			Prepared by	Number	Date
				HSE section	HMSRV2601	22.03.2011
HSE				Approved by	Page	Replaces
				The Rector		01.12.2006



Unit: *(Institute)* Department of Chemistry Date: 21.08.2013

Line manager: Supervisor + master student

Participants in the identification process (incl. function):
(supervisor, student, co-supervisor, others)


Short description of the main activity/main process:
 Master project for student Ida Jenssen og Mari Ekland. Study of core sample from marine sediments and rivers in Trondheim.

Is the project work purely theoretical? (YES/NO)
 No

Answer "YES" implies that supervisor is assured that no activities requiring risk assessment are involved in the work. If YES, skip rest of the form.

Signatures: Responsible supervisor: Øyvind Mikkelsen Student: Ida Jenssen

ID nr.	Activity/process	Responsible person	Existing documentation	Existing safety measures	Laws, regulations etc.	Comment
1	Operation of lifting crane, heavy equipment (300 kg +)	Staff at Gunnerus	Certificates, crane operator licences - staff at Gunnerus lifting equipment certified and approved (e.g. Norsk Veritas)	Personal protective equipment, emergency stop device, evacuation routine at Gunnerus	Employment Protection Act, NTNU and NT HSE guideline, Gunnerus work operation guidelines	Sediment sampling is handled by dedicated staff at RV Gunnerus.
2	Decomposition / dissolution of sediment samples - use of UltraClave and freeze-dry system.	Supervisor/ Masterstudent	Internal risk assessment documents: - Risikovurdering_D2-164_Frysetorklode, - Risikovurdering_E2-144_UltraClave.doc	Personal protective equipment (lab coat, glasses and gloves)	Employment Protection Act, NTNU and NT HSE guidelines	Training will be given before using equipments
3	Spill of acid (HNO3)	Supervisor/ Masterstudent	Employment Protection Act, NTNU and NT HSE guidelines	Personal protective equipment (lab coat, glasses and gloves)	Employment Protection Act, NTNU and NT HSE guidelines	Using protective equipment
4	Water sampling	Supervisor, masterstudents	Employment Protection Act, NTNU and NT HSE guidelines	Telecommunication, rescue service, extra person for assisting	Employment Protection Act, NTNU and NT HSE guidelines	streams, always two or more persons present with communications and rescue equipment

NTNU	<h1>Risk assessment</h1>			Prepared by	Number	Date
				HSE section	HMSRV2603	04.02.2011
HMS/KS				Approved by	Page	Replaces
			The Rector			09.02.2010



Unit: *(Institute)* _____ Date: _____

Line manager: _____

Participants in the identification process (incl. function): _____

(supervisor, student, co-supervisor, others)

Risk assessment of: Master project for student Ros Jensen og Ingvart Ekland: Study of core sample from marine sediments and divers in Trondheim

Signatures: Responsible supervisor: Ø. Mikkelsen Student: L. Leal

ID nr.	Activity from the identification process form	Potential undesirable incident/strain	Likelihood: (1-5)	Consequence:			Risk value (human)	Comments/status Suggested measures
				Human (A-E)	Environment (A-E)	Economy/material (A-E)		
1	Operation of lifting crane, heavy equipment (300 kg +)	Snap of cable	1	D	A	A	D1	Operation of lift crane will only be handled by trained and dedicated staff on RV Gunnerus and in accordance to operation guideline documentation at Gunnerus. Lifting equipment brought to Gunnerus shall be certified (e.g. by Norsk Veritas).
2	Decomposition / dissolution of sediment samples - use of UltraClave and freeze-dry system.	Release of nitrous fumes	5	A	A	A	A5	Limited concentrations and waste gas is directed to fume cupboard. If ventilation stops, the room should be evacuated until ventilation is running again. Inform supervisor

3	Spill of acid (HNO ₃)	Contact with concentrated acid (skin, eye)	3	B	B	B	B	B	B3	Using protective equipment, work should be carried out in the fume cupboard.
4	Water sampling	Man overboard or in river	1	B	A	A	A	B1		
5										
6										

Likelihood		Consequence					
Value	Criteria	Grading	Human	Environment	Economy/material		
1	Minimal: Once every 50 year or less	E	Very critical	May produce fatality/ies	Very prolonged, non-reversible damage	Shutdown of work >1 year.	
2	Low: Once every 10 years or less	D	Critical	Permanent injury, may produce serious health damage/sickness	Prolonged damage. Long recovery time.	Shutdown of work 0.5-1 year.	
3	Medium: Once a year or less	C	Dangerous	Serious personal injury	Minor damage. Long recovery time	Shutdown of work < 1 month	
4	High: Once a month or less	B	Relatively safe	Injury that requires medical treatment	Minor damage. Short recovery time	Shutdown of work < 1 week	
5	Very high: Once a week	A	Safe	Injury that requires first aid	Insignificant damage. Short recovery time	Shutdown of work < 1 day	

MATRIX FOR RISK ASSESSMENT

CONSEQUENCE	Very critical	E1	E2	E3	E4	E5
	Critical	D1	D2	D3	D4	D5
	Dangerous	C1	C2	C3	C4	C5
	Relatively safe	B1	B2	B3	B4	B5
	Safe	A1	A2	A3	A4	A5
		Minimal	Low	Medium	High	Very high
LIKELIHOOD						

Explanation of the colors used in the risk matrix.

Color	Description
Red	Unacceptable risk. Safety measures must be implemented.
Yellow	Measures to reduce risk shall be considered.
Green	Acceptabel risk.