

Miljøgifter i indre Oslofjord:

Kartlegging av historisk forløp gjennom analyser av utvalgte miljøgifter i daterte sedimentkjerner

Av Jane Dolven (Norconsult/UiO/USN) og Elisabeth Alve (UiO), 2018

Fagrådets rapportnr. 115



SAMMENDRAG

Indre Oslofjord består av et stort antall større og mindre bassenger hvor Vestfjorden- og Bunnefjorden er de største. Vestfjorden, som ligger nærmest inn/utløpet til Indre Oslofjord, har normalt en årlig dypvannsutskiftning. I Bunnefjorden, som er lokalisert innerst, skjer bunnvannsfornyelsen mer sporadisk, i snitt kun hvert fjerde år. Begrenset vannutskiftning og høy tilførsel av organisk materiale har medført at bunnvannet i Bunnefjorden under 70-80 m normalt har svært lave oksygenkonsentrasjoner og ofte H₂S-holdige vannmasser nederst (mellom 125-150 m). Dette har medført at sedimentene i Bunnefjorden har lite bunnfauna og bioturbasjon (omroting av sedimenter forårsaket av gravende organismer). Sedimentene i Bunnefjorden (under 80 m) er derfor spesielt egnet til å studere det historiske forløpet av tilførsel av miljøgifter til Indre Oslofjord.

Inneværende undersøkelse baserer seg på daterte sedimentkjerner som ble samlet inn i 2009 i forbindelse med en foraminiferundersøkelse for Fagrådet i Indre Oslofjord samt en MSc-oppgave (Enoksen 2010). Foraminiferundersøkelsen hadde som mål å rekonstruere økologisk tilstand bakover i tid tilbake til naturtilstanden, men det ble samtidig gjennomført undersøkelse av total organisk karbon (TOC) og enkelte miljøgiftparametere som ga interessante resultater. I inneværende undersøkelse er det derfor hentet ytterligere delprøver fra disse daterte kjernene som er analysert for metaller (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn), PAH₁₆, PCB₇, TBT og klorerte pesticider.

Fire av de undersøkte kjernene er fra Bunnefjorden og innhentet på vanddyb mellom 79-152 m. I tillegg er det undersøkt en kerne fra Vestfjorden (Holmenfjorden) innhentet fra 58 m vanddyb. Alle kjerner har vist gode dateringer. Lengden av de fem sedimentkjernene varierte fra 23-54 cm, men aldersdateringene viste at alle kjernene gikk tilbake til 1800-tallet. Fire av de fem prøvetakingsstasjonene ble supplert med overflatesedimentprøver innhentet i 2017 for å få en oppdatert informasjon om miljøtilstanden.

Det er viktig å understreke at miljøstratigrafiske studier visert tidsintegrert data for intervaller av tid, dvs. en prøve fra 3-4 cm representerer gjennomsnittet av konsentrasjonen som er tilført sedimentene i løpet av den tidsperioden som er representert ved en cm.

Undersøkelsen av ulike miljøgifter i daterte sedimentkjerner fra Indre Oslofjord viser at det er tributyltinn (TBT), kobber, kvikksølv, sink og enkelte PAH-forbindelser som er mest problematiske, dvs. opptrer i konsentrasjoner som tilsvarer tilstandsklasse III (moderat) til V (svært dårlig). TBT, som er et giftig antibegroingsmiddel som første gang ble fremstilt på 1950-tallet og nå er forbudt, viser maksimumskonsentrasjon i tidsrommet 1980-2000 i alle kjernene. I tre av kjernene fra Bunnefjorden (Ep1, JEG og Bunn18x) er maksimumskonsentrasjonen godt over tiltaksgrensen på 35 µg/kg, men alle kjerner viser reduserte konsentrasjoner (under tiltaksgrensen) i overflaten. Kobber-konsentrasjonen øker fra 1930-tallet mot et maksimum på 1970-80-tallet for deretter å avta mot nåtid. Kobber-konsentrasjonene på 1960-70-tallet tilsvarer tilstandsklasse IV (dårlig) og V (svært dårlig) i alle kjerner i Bunnefjorden. Kvikksølvdataene viser de høyeste konsentrasjonene på 1950-tallet i JEG kjernen, og et maksimum på 1970-80-tallet klassifisert til tilstandsklasse dårlig (IV) til svært dårlig (V) for resterende kjerner. For sink er de fleste målte konsentrasjonene i tilstandsklasse III (moderat) gjennom alle kjerner, med unntak av øverste og nederste prøve som tilsvarer tilstandsklasse II (god). I Bunnefjorden-kjernene begynte PAH-konsentrasjonene å øke i siste halvdel av 1800-tallet og nådde de høyeste konsentrasjonene på midten av 1900-tallet. I Holmenfjorden (Cj3) skjedde utviklingen noe senere med en økning i første halvdel av 1900-tallet, høyeste verdier mellom 1950 og 1980 med påfølgende reduksjon. Dataene samsvarer godt med andre stratigrafiske undersøkelser i f.eks. Bærumbassenget (Berge m.fl. 2010) og Oslo havneområde (Lepland m.fl. 2010). På tross av høye

konsentrasjoner av miljøgifter i sedimenter avsatt på 1970-80 tallet viser innværende studie at de fleste miljøgifter nå (i overflatesedimentet) er tilbake eller nærmest tilbake til bakgrunnsverdiene på 1800-tallet, noe som tilsier at igangsatte utslippsreducerende tiltak rundt Oslofjorden de siste tiårene har hatt stor effekt.

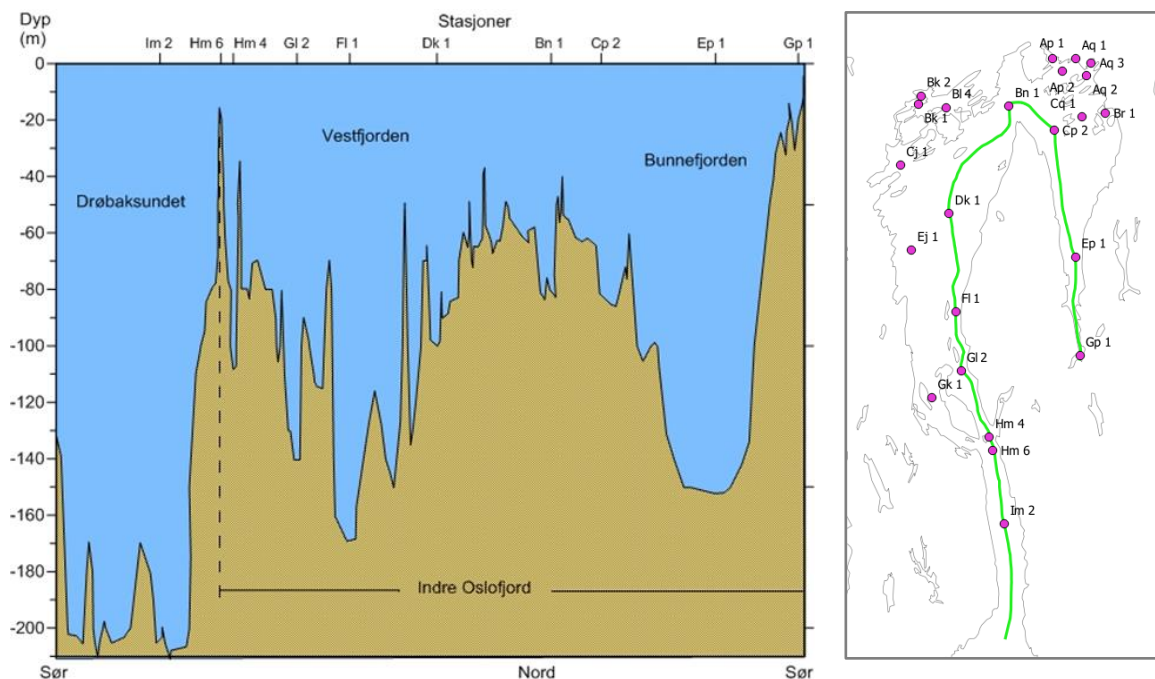
Forhøyede konsentrasjoner av f.eks. TBT, kobber og kvikksølv i overflatesediment (<10 cm) i Bunnfjorden utgjør en potensiell miljøtrussel dersom miljøforbedrende tiltak igangsettes og bunnvannet reoksygeneres. Dette vil gi rekolonisering av bunnsedimentet med bioturbasjon og en potensiell frigivelse av nevnte miljøgifter, i tillegg til frigivelse av H₂S-gass. Dette bør vurderes før tiltak igangsettes.

Innhold

1	Bakgrunn	5
2	Materiale og metoder.....	8
2.1	Klassifisering.....	9
3	Resultater og diskusjon	10
3.1	Metaller	10
3.2	PAH ₁₆ -forbindelser.....	12
3.3	PCB ₇ -forbindelser	12
3.4	TBT	12
3.5	Klorerte pesticider	13
3.7	Sammenlikning med tidligere studier av de samme kjernene	21
4	Sammenlikning med andre stratigrafiske miljøgiftstudier i Indre Oslofjord.....	23
5	Oppsummering og konklusjoner	25
6	Referanser.....	26
7	Vedlegg	28

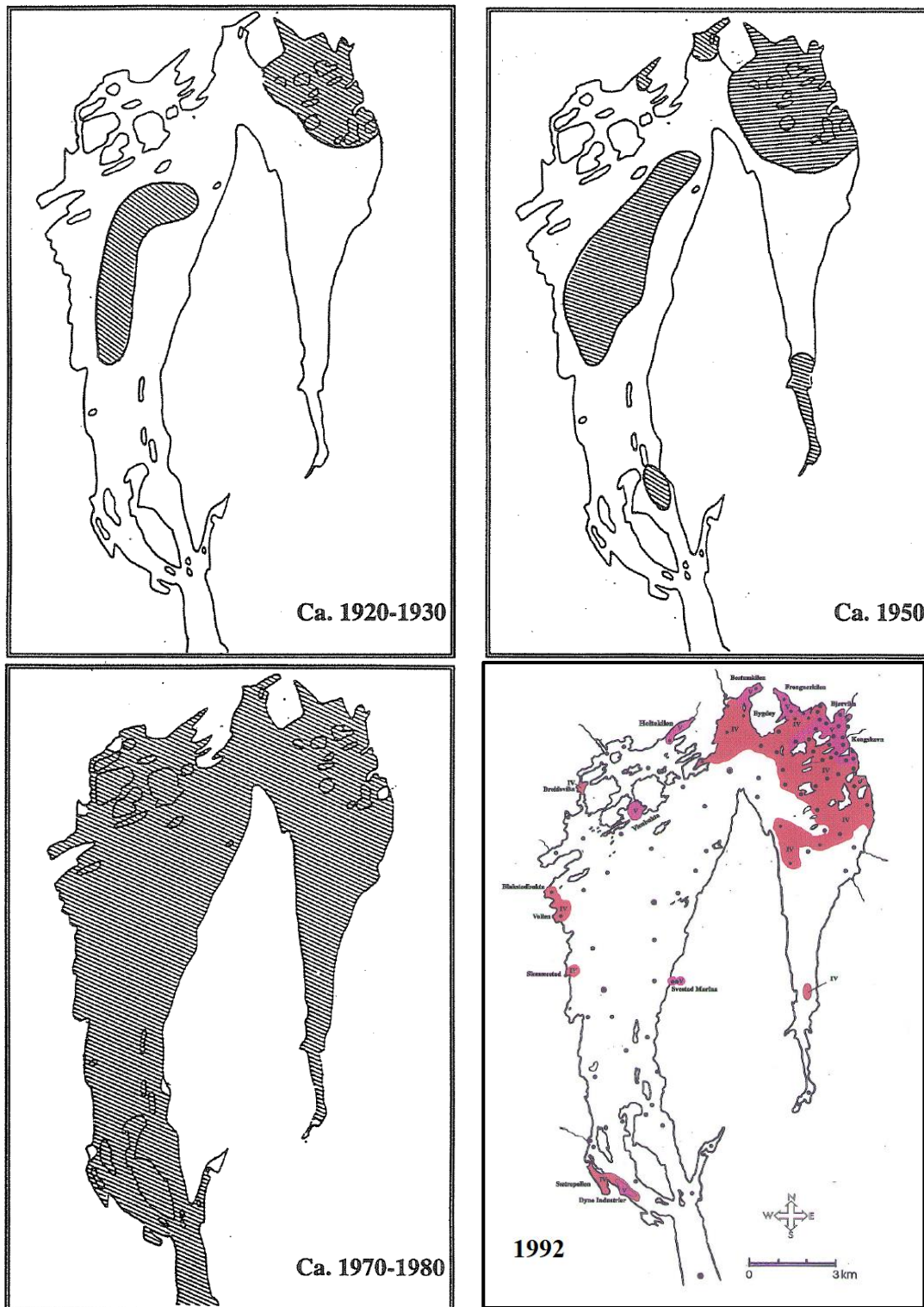
1 Bakgrunn

Indre Oslofjord er en terskelfjord med et areal på 190 km², karakterisert av svært varierende bunntopografi med store dybdeforskjeller innen korte avstander (Figur 1). Maksimumsdyp i de to hovedbassengene, Vestfjorden og Bunnefjorden, er på henholdsvis 160 og 150 m. I fjordmunningen ved Drøbak i syd avgrenses indre Oslofjord fra resten av Oslofjorden med en relativt grunn terskel (ca.19-20 m vanddyb). Flere terskler innover i fjorden deler Indre Oslofjord i store og små bassenger. Den varierende bunntopografien påvirker vannsirkulasjonen i fjorden. Fjordens innelukkede karakter og begrenset dypvannsutskiftning gjør den sårbar for påvirkning av organisk materiale og miljøgifter.



Figur 1. Topografien i Indre Oslofjord (venstre). Fjorden har mange terskler som begrenser utskiftning av bunnvannet, spesielt i Indre del. Kartet til høyre viser hvilken rute som er brukt for å tegne profilet. Begge figurer er hentet fra Norconsult (2018).

Områdene rundt Indre Oslofjord er blant de mest befolkede i Norge. Allerede på 1850-tallet var antallet innbyggere i Oslo by rundt 100.000, og industrialiseringen eksploderte med bl.a. gruvedrift, sagbruk, papirfabrikker, tekstilindustri, kjemisk industri og båtbyggerier (Baalsrud og Magnusson, 2002). Mange av disse industribedriftene etablerte seg langs Oslos elver for å få tilgang til vann og utnytte vannkraften som energikilde. Industriavfall ble sluppet ut i elvene og etter hvert også gjennom nyetablerte avløpssystemer. Dette medførte at både elver og avløpsvann ble tilført store mengder miljøgifter og organiske stoffer som gikk urensset ut i fjorden. Først tidlig på 1900-tallet ble det bygget renseanlegg med mekanisk fjerning av partikler. Effektiv kjemisk rensing (spesielt iht. fjerning av fosfor og nitrogen) ble ikke innført før på henholdsvis på 1970- og 1990-tallet. Utover 1900-tallet ble mye av industrien etter hvert lagt ned eller flyttet ut av Oslo, men tilførselen av miljøgifter fortsatte gjennom stadig befolkningsvekst, og økende mengde avløpsvann, bil og båttrafikk, havnevirksomhet og langtransportert luftforurensning.



Figur 2. Forhøyede konsentrasjoner (over bakgrunnsverdi er skravert eller fargelagt) av metaller og organiske miljøgifter gjennom tid (dedusert fra daterte sedimentkjerner). Figurene er hentet fra TA-1074/1994 sammenfattet av Koniczny m.fl. 1994.

Analyser av enkelte metaller i daterte sedimentkjerner fra Indre Oslofjord har vist at tilførselen av miljøgifter til Indre Oslofjord tydelig har variert over tid (Figur 2). Generelt sett så steg konsentrasjonen av ulike miljøgifter i sedimentene utover på 1900-tallet, for å nå et maksimum rundt 1970-1980, for deretter avta igjen etter hvert som utslippsreduserende tiltak ble igangsatt (Koniczny

m.fl. 1994; Berge m.fl. 2009; Lepland m.fl. 2010; Dolven og Alve, 2010). De fleste metallene og enkelte organiske miljøgifter (eks. oljeforbindelser, sot) forekommer naturlig i sedimentet i såkalte bakgrunns-konsentrasjoner, mens forekomsten av de syntetiske miljøgiftene øker etter hvert som de ble introduserte og tatt i bruk. For PAH, kobber, sink og kvikksølv økte tilførselen allerede i begynnelsen av forrige århundre eller før. For DDT økte konsentrasjonene i sedimentene fra 1960 til 1970, og tidlig på 70-tallet steg også konsentrasjonene av PCB. Tinnorganiske forbindelser (blant dem TBT) ble først tatt i bruk som antibegroingsmiddel på 1950-tallet, og konsentrasjonen i sedimentene økte gradvis gjennom 1960-70-tallet. I 1990 ble det forbudt å bruke TBT som treimpregneringsmiddel og bunnstoff for båter <25 meter (Miljøstatus.no). Og fra og med 2008 var det ikke lenger lov med tilstedeværelse av TBT i bunnstoff for båter >25 meter. Dette har resultert i en redusert TBT-konsentrasjon i sedimentene de siste tiårene, men i enkelte havneområder er konsentrasjonen likevel over tiltaksgrensen på 35µg/kg.

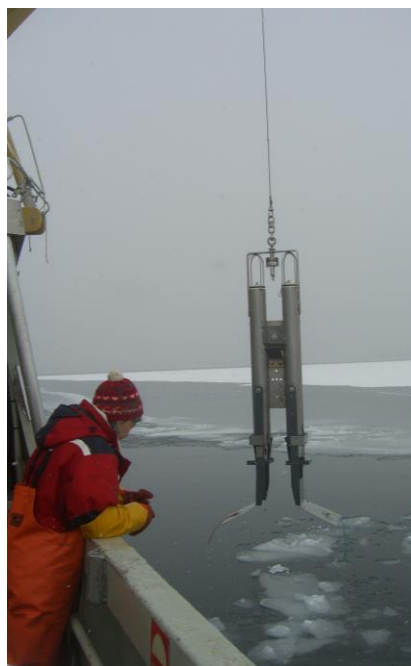
I 2009 ble det samlet inn høyoppløselige daterte sedimentkjerner fra Indre Oslofjord for å skaffe informasjon om naturtilstanden ved hjelp av foraminiferer. Resterende sedimentmateriale er i innværende prosjekt analysert med hensyn på utvalgte miljøgifter. Resultatene er sett i sammenheng med aldersdateringen slik at det historiske tilførselsforløpet dokumenteres. I tillegg blir resultatene diskutert opp mot det som tidligere er funnet i Bærumsbassenget (jf. Berge m.fl., 2009) og Indre Oslofjord (jf. Dolven og Alve, 2010).

2 Materiale og metoder

De undersøkte sedimentkjernene ble samlet inn med UiOs forskningsfartøy F/F Trygve Braarud i februar, april og juni 2009. Plassering og prøvetakingsdyp er vist i Figur 3 og Tabell 1. Fire av kjernene ble innhentet fra Bunnefjorden og en kjerne fra Vestfjorden (dvs. Holmenfjorden i Asker). En Gemini-kjerneprøvetaker (Figur 3) ble benyttet til å innhente kjernene. Aldersdateringen ble gjennomført ved Universitetet i København, hvor ^{210}Pb - og ^{137}Cs -isotopene er målt via gammaspektrometri i en “Canberra ultralowbackground Ge”-detektor. I tillegg er det foretatt en CRS modellering (Appelby, 2001). Aldersmodellen for hver kjerne er vist i Vedlegg 1. Alle kjernene viste gode og troverdige dateringsresultater. For fire av stasjonene (alle bortsett fra JEG) ble det i 2017 samlet inn nytt overflatesedimentet i forbindelse med en ny foraminiferstudie for Fagrådet. Dette overflatesedimentet er analysert for å si noe om den nåværende (2017) miljøgiftsituasjon på stasjonene.

Sedimentkjernene er tidligere (2009-2010) analysert for totalt organisk karbon (TOC) og tungmetallene Cd, Zn og Pb i utvalgte delprøver. TOC ble analysert ved hjelp av et “LECO Carbon Analyzer”-instrument, og analyser av metallene sink, kobber og kadmium ble gjennomført iht. HNO_3 -metoden (Norsk Standard NS4770, 1994). For mer informasjon om prøvetaking (feltarbeid), prøvepreparering og aldersdatering henvises det til Dolven og Alve (2010) og Enoksen (2010).

Miljøgiftanalysene som er gjennomført i inneværende oppdrag er følgende: metaller (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn), PAH_{16} , PCB_7 , tinnorganiske forbindelser (TBT, DBT, MBT) og klorerte pesticider. Analysene er utført akkreditert av ALS. Analysemetodikk for de respektive analyser er listet helt sist i Vedlegg 2.



Figur 3. Stasjonsplassering for de undersøkte sedimentkjerner i Indre Oslofjord (venstre). Sedimentprøvetakeren (Gemini-corer) som ble benyttet for å innhente de undersøkte kjerner i Indre Oslofjord (høyre).

Tabell 1. Posisjon (lengde- og breddegrader) for innhentede sedimentkjerner i 2009, samt vanndyp kjernene er hentet fra.

Stasjon	Posisjon		Vanndyp m
	Nord	Øst	
Bunn18x	59.858345	10.696233	83
Cj3-1	59.844734	10.510267	58
Cp3-1	59.835415	10.706800	100
Ep1	59.785633	10.721167	152
JEG	59.84285	10.72587	79

2.1 Klassifisering

Analyseresultatene er klassifisert etter tilstandsklasser i miljødirektoratets veileder Veileder 02/2018. TA-2229/2009 er benyttet for klassifisering av TBT for å vise den forvaltningsmessige tilstandsklassifisering.

Veileder 02/2018 inneholder et klassifiseringssystem for metaller og organiske miljøgifter, hvor tilstandsklassene (I-V) bygger på økende antatte nivåer for kroniske og akutte toksiske effekter. For TBT benyttes ofte forvaltningsmessige grenseverdier (jf. TA-2229/2007) og en tiltaksgrense på 35 µg/kg som beskrevet i M-409/2015.

Tabell 2. Klassifiseringssystem for vann og sediment (Veileder 02/2018). AF=sikkerhetsfaktor.

I Bakgrunn	II Gog	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved korttids-eksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense: bakgrunn	Øvre grense: AA-QS, PNEC	Øvre grense: MAC-QS, PNECakutt	Øvre grense: PNEC _{akutt} * AF ¹⁾	

3 Resultater og diskusjon

Alle analyseresultater (med måleusikkerhet) er vist i Vedlegg 2. Utvalgte miljøgifter er presentert og klassifisert i Tabell 3 og Figur 4-8. Enkelte av parameterne lot seg ikke analysere i alle prøver. Matrix-interferens medførte høyere deteksjonsgrenser for enkelte parametere (f.eks. Hg). Tinnorganiske forbindelser er ikke analysert i prøver eldre enn 1950, da slike forbindelser først ble introdusert som antibegreingsmiddel på 1950-tallet.

3.1 Metaller

(listet og diskutert i alfabetisk rekkefølge)

Arsen-konsentrasjonen i de fem analyserte kjernene har variert gjennom tid (Figur 4-8). I de tre dypeste kjernene fra Bunnfjorden (Ep1, Cp3 og Bunn18x) begynte arsen-konsentrasjonen å øke utover 1950-tallet for å nå maksimumsverdier på 1970-80-tallet (tilsvarende tilstandsklasse III, moderat). I Ep1 og Bunn18x avtar konsentrasjonen mot nåtid (tilbake til tilstandsklasse I, bakgrunn). Økning i arsen-konsentrasjon i JEG-kjernen startet noe tidligere (slutten av 1800-tallet / tidlig 1900-tallet) med en maksimumskonsentrasjon på 1970-tallet for deretter å avta frem til i dag. For to av kjernene (Cp3 og Cj3) er dagens konsentrasjon fremdeles i tilstandsklasse III (moderat). Hva dette skyldes er ikke kjent. Arsen er et giftig metall som kan forårsake kreft. Det ble tidligere brukt i treimpregneringsmidler mot sopp og råte, men dette har vært forbudt siden 2002. I elektronikk brukes arsenforbindelser for å lede strøm i kretskort og lignende, og metallet finnes ofte i LED-lys.

Bly-konsentrasjonen i alle fem undersøkte sedimentkjerner viser samme trend (Figur 4-8), dvs. en gradvis økning fra starten av 1900-tallet frem til 1970-tallet med en påfølgende reduksjon i konsentrasjon frem mot nåtid. På tross av en dobling eller tredobling av konsentrasjonen fra tidlig 1900-tallet frem til 1970-tallet er det kun enkelte av maksimumsverdiene som klassifiseres i tilstandsklasse III (moderat), resterende er i tilstandsklasse II (god), jf. Tabell 3. Industriutslipp, maling og blyholdig bensin har vært de største kildene til blyforurensing opp gjennom tidene, men utslippene er blitt redusert med 80 % de siste tiårene etter innføring av blyfri-bensin samt andre restriksjoner. I dag er blyholdig ammunisjon den største kilden til blyforurensing. Forhøyede konsentrasjoner av bly er akutt giftig for vannlevende organismer og pattedyr, og kan gi kronisk blyforgiftning som kan skade nervesystemet (nedsette læringsevnen), nyrer og det bloddannende systemet hos mennesker og dyr (Miljøstatus.no). I tillegg kan bly og blyforbindelser skade forplantningsevnen og gi fosterskader.

Kadmium-konsentrasjonen er generelt lav, og i mange tilfeller under deteksjonsgrensen, i de fem undersøkte kjernene (Tabell 3). Enkelte av kjernene viser noe økte konsentrasjoner i perioden 1960-1980-tallet men ingen målte konsentrasjoner overskrider tilstandsklasse II (god). Kadmium bioakkumuleres i næringskjeden og kan i forhøyede konsentrasjoner gi nyreskader, beinskjørhet og øke risikoen for å få kreft. Det meste utslippet av kadmium kommer fra metall- eller gruveindustri, og langtransportert kadmium er den største kilden i Norge i dag (Miljøstatus.no).

Kobber-konsentrasjonene i alle undersøkte kjerner øker fra 1930-tallet frem til 1970-80-tallet hvor konsentrasjonen er på et maksimum, for så å reduseres igjen frem mot i dag, hvor nivået er omtrent

som på tidlig 1900-tallet (Figur 4-8). Kobber-konsternasjonene på 1960-70-tallet tilsvarer tilstandsklasse IV og V i alle kjerner i Bunnefjorden. Utviklingen i Holmenfjorden (Cj1) er lik som i Bunnefjorden, men maksimumskonsentrasjonene er noe lavere og overskrider ikke tilstandsklasse II (Tabell 3). Rent kobber har lav giftighet, men er i løst form svært giftig for vannlevende organismer. Kobber brukes ofte i impregneringsmiddel mot begroing og har negativ effekt på dyre- og plantelivet i sjøen.

Krom viser omtrent samme tilførselshistorikk som kobber (Figur 4-8), men alle målte konsentrasjoner er i tilstandsklasse I (Bakgrunn) eller II (God) i alle fem kjernene (Tabell 3). Kromforbindelser er tungt nedbrytbare og kan i forskjellig grad bioakkumuleres i organismer. Krom brukes ofte som legeringstilsetning for å gi legeringene god korrosjonsbestandighet, eller til forkromming av metaller (spesielt jern og stål) for å gi en blank overflate med god korrosjonsbestandighet.

Kvikksølv

Kvikksølvanalysene ga matriks-interferens problemer (med forhøyede deteksjonsgrenser) for flere prøver, spesielt fra kjerne Ep1. De andre fire kjernene viste forhøyede konsentrasjoner (tilstandsklasse IV og V) i den midtre del av kjernen. I Bunn18x var konsentrasjonen høyest på 1970-tallet, i JEG kjernen på 1950-tallet, i Cj3 på 1970-80-tallet og i Cp3 på 1980-tallet. Kvikksølv er en av de farligste miljøgiftene man kjenner til. Hovedkilden for utslipp er fra olje- og gassvirksomhet og metallurgisk industri, og tidligere ble kvikksølv brukt i termometere og amalgamfyllinger. I Norge er i tillegg mye av kvikksølvforurensningen langtransportert. Kvikkesølv er sterkt bundet til sedimenter og organisk materiale i naturen. Eksponering kan gi alvorlig skade på nerve-, fordøyelses- og immunsystemet, i tillegg til lunger, nyrer, hud og øyne. Kvikksølv hopper seg opp i organismer og oppkonsentreres i næringskjeden, og er derfor mest skadelig for dyr på toppen av næringskjeden. Selv om utslippet er kraftig redusert de siste 20-30 årene er det fremdeles en del utlekking fra forurenset grunn og sjøbunn.

Nikkel

På alle undersøkte stasjoner (Figur 4-8), med unntak av Cp3, er konsentrasjonen av nikkel jevnt avtakende fra begynnelsen av 1900-tallet og frem til nåtid (2009/2017). I Cp3-kjernen skjer reduksjonen først etter 1950 og frem til i dag (2017). Nikkel er et giftig metallisk grunnstoff hvor støvpartiklene kan være kreftfremkallende. Industrien (nikkelverk, galvanoidindustri) er den største forurensningskilden til nikkel. Noe av denne forurensningen er langtransportert (Miljøstatus.no).

Sink

For sink er de fleste målte konsentrasjonene i tilstandsklasse III (Moderat), med unntak av øverste og nederste prøve i alle kjerner som tilsvarer tilstandsklasse II (God). I alle undersøkte kjerner er det en klar økning i sink-konsentrasjonen fra slutten av 1800-tallet/tidlig 1900-tallet (Figur 4-8). I de fleste kjerner når konsentrasjonen et maksimum på 1970-tallet for så å reduseres tilbake til «utgangspunktet» mot nåtid. Sink er et viktig sporstoff for mennesker og andre høyerestående organismer, men er helseskadelig i store mengder. Industrien er den største kilden til sinkforurensning. Sink brukes gjerne til galvanisering eller i sinkanoder for å beskytte mot korrosjon, eller som et element i legeringer. Sinkoksid er et hvitt pigment som ofte brukes i maling. Dette ble introdusert i Skandinavia i siste halvdel av 1800-tallet og sinkkonsentrasjoner utover de naturlige bakgrunnsverdiene har vært rapportert å øke siden 1880-tallet i daterte sedimentkjerner fra bl.a. Skagerrak (Pederstad, 1982), Sørffjorden i Hardanger (Skei, 1981) og vestlige deler av Østersjøen (Müller et al., 1980)

3.2 PAH₁₆-forbindelser

I Bunnefjord-kjernene begynte enkelt-PAH-konsentrasjonene (Figur 4-8; Tabell 4) å øke i siste halvdel av 1800-tallet og nådde de høyeste konsentrasjonene på midten av 1900-tallet. De høyeste enkelt-PAH-forbindelsene ble observert i Bunn18x. I Holmenfjorden skjedde utviklingen noe senere med en økning i første halvdel av 1900-tallet, høyeste verdier mellom 1950 og 1980 med påfølgende reduksjon. I undersøkte kjerner er det antracen, pyren, benso(a)antrance, benso (b)fluoranten, Indeno(1,2,3 cd)pyren og Benso (ghi)peylen som viser forhøyede konsentrasjoner (Tabell 4).

PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale og forekommer også naturlig i råolje og er en viktig bestanddel av kreosot, tjære og asfalt. Flere av enkelt-PAH-komponentene er giftige, arvestoffskadelige eller kreftfremkallende.

3.3 PCB₇-forbindelser

Målte konsentrasjoner av sum PCB₇ er lav (under deteksjonsgrensen) i de fleste undersøkte kjerneprøver. Enkelte forhøyede konsentrasjoner i tilstandsklasse III og IV er funnet på 1950-1980-tallet i JEG, Bunn18x og Cj3. PCB-forbindelser er syntetiske klorforbindelser (industrikjemikalier) som ble utviklet på 1920-tallet. Forbindelsene er fettløselige, giftige og oppkonsentreres i næringskjeden. PCB er kreftfremkallende og kan svekke immunforsvaret til mennesker, skade nervesystemet og forplantningsevnen, samt påvirke menneskets utvikling og læringsevne negativt.

3.4 TBT

I alle fem kjerner er det lave tributyltinn (TBT) konsentrasjoner før 1960, med konsentrasjoner under deteksjonsgrensen (<1 µg/kg). Fra slutten av 1960-tallet og tidlig på 1970-tallet øker konsentrasjonen i alle kjerner, med maksimumsverdier på nærmere 50 µg/kg (Bunnefjorden) og 14 µg/kg (Holmenfjorden) i tidsrommet 1980-2000. Konsentrasjonene har deretter avtatt til henholdsvis 5-7 µg/kg i Bunnefjorden og 10 µg/kg i Holmenfjorden. Overflateprøvene som gjenspeiler forholdene i 2009 & 2017 har TBT-konsentrasjoner som er under den forvaltningsmessige tiltaksgrensen på 35 TBT µg/kg. TBT brytes ned i naturen til di- (DBT) og monobutylforbindelser (MBT) som også er målt i denne studien. Konsentrasjonen av nedbrytningsproduktene er i de fleste tilfeller mye høyere enn konsentrasjonene av TBT (Figur 9), noe som tilsier at TBT-innholdet i sedimentene er i gradvis nedbrytning. Både TBT og de naturlige nedbrytningsproduktene (DBT og MBT) er svært giftige for marine organismer og kan skade immunforsvaret hos mennesker og dyr. I tillegg er stoffene hormonforstyrrende og har negative effekter på reproduksjonsevnen. At TBT er akutt giftig gjenspeiles i klassifiseringssystemet (M-608/2016) ved at stoffet automatisk klassifiseres i tilstandsklasse V (svært dårlig) dersom konsentrasjonen er over deteksjonsgrensen.

TBT har siden det ble oppfunnet på 1950-tallet hovedsakelig vært brukt i bunnstoff på skip og i treimpregneringsmidler for å forhindre begroing og råte. Bruk av tinnorganiske forbindelser er nå forbudt. Det er imidlertid fremdeles normalt å finne høye nivåer av TBT i sedimenter nær skipsverft, marinaer, trafikkerte havner og skipsleier.

3.5 Klorerte pesticider

Det er ikke målt konsentrasjoner av klorerte pesticider over deteksjonsgrensen i denne studien.

Pesticidene ble brukt til å bekjempe insekter, ugress og sopp. Det er nå forbudt å bruke og produsere disse typene miljøgifter i Norge, og Stockholm-konvensjonen om persistente organiske miljøgifter fra 2001 har medført en streng regulering av disse stoffene både nasjonalt og internasjonalt. En kartlegging av klorerte miljøgifter i sedimenter langs Norskekysten (primært Norskehavet og Barentshavet) ifm. MAREANO-prosjektet viser lave konsentrasjoner i prøver innsamlet mellom 2006 og 2014.

Tabell 3. Utvalgte miljøgiftresultater klassifisert etter Veileder 02/2018. Tributyltinn (TBT) etter forvaltningsmessige grenseverdier er merket * og klassifisert etter TA-2229/2007. ***** betyr at det ikke var mulig å analysere miljøgiftforbindelsen pga. vanskelig matriser for noen enkelt-PAH-forbindelser, dermed kan ikke sum vises. «x» betyr at prøven ikke er analysert for tinnorganiske forbindelser. I de tilfeller hvor rapporteringsgrensen fra lab er høyere enn tilstandsklassegrense II/III er gitte parameter ikke klassifisert.

Element		Arsen, As	Bly, Pb	Kadmium, Cd	Kobber, Cu	Krom, Cr	Kvikksølv, Hg	Nikkel, Ni	Sink, Zn	Sum PAH(16)	Sum PCB 7	Tributyltinn*	Tributyltinn
Prøve	År	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	µg/kg TS	µg/kg TS
Ep1: 0-1 cm	2017	7,92	22	0,18	32,4	23,5	<0,20	22,8	111	*****	n.d.	6,85	6,85
Ep1: 2-5 cm	2000	20,3	46,4	<0,50	54,7	31,6	<1,00	27,6	246	*****	n.d.	26,3	26,3
Ep1: 5-8 cm	1992	25,8	68,7	1,01	72,9	36,4	<1,00	30,2	356	*****	n.d.	44,4	44,4
Ep1: 8-11 cm	1985	19	85,4	<1,00	66,9	44,3	<2,00	31,8	436	*****	n.d.	29,1	29,1
Ep1: 11-15 cm	1977	33,9	130	1,94	150	85,4	<1,00	27,2	625	*****	n.d.	12,8	12,8
Ep1: 15-18 cm	1970	35,4	137	<1,00	120	85,8	<2,00	31,9	645	*****	n.d.	3,81	3,81
Ep1: 18-20 cm	1963	40,9	136	1,43	105	69,3	<2,00	32,6	538	*****	n.d.	<1	<1
Ep1: 22-24 cm	1946	18,4	95,9	<1,00	57,6	54,3	<2,00	33,5	419	*****	n.d.	<1	<1
Ep1: 26-28 cm	1926	14,7	97,3	<1,00	46,9	45,7	<2,00	38,4	328	1,1	n.d.	x	x
Ep1: 30-32 cm	1906	<5,00	74,6	<1,00	36,6	43,1	<2,00	39,1	313	2,2	n.d.	x	x
Ep1: 34-36 cm	1886	6,52	56,5	<1,00	28,3	47	<2,00	46,2	213	1,3	n.d.	x	x
Ep1: 40-42 cm	1856	6,46	36,6	<1,00	23	43,8	<2,00	48,7	151	0,34	n.d.	x	x
JEG: 0-6 cm	2004	9,66	40	0,46	50,6	22,6	<0,20	20,2	169	*****	n.d.	20,2	20,2
JEG: 7-10 cm	1990	14,2	66	1,08	75,3	27,1	<0,20	24	270	*****	n.d.	48,3	48,3
JEG: 11-15 cm	1979	22,2	105	1,68	113	53,4	<0,20	22,1	370	*****	n.d.	20,5	20,5
JEG: 15-19 cm	1965	26,2	167	2,04	181	102	1,67	26,8	551	*****	0,063	9,51	9,51
JEG: 19-22 cm	1957	24,8	143	2,17	130	63	2,11	27,7	502	*****	0,063	<1	<1
JEG: 23-25 cm	1930	24,1	102	0,94	54,6	44	1,05	35,3	334	*****	n.d.	<1	<1
JEG: 26-28 cm	1905	21,8	90,7	0,71	44,8	44	1,06	36,5	276	1,3	n.d.	x	x
JEG: 29-30 cm	1875	16,8	69,1	0,41	36,8	41,8	<0,20	37,2	196	*****	n.d.	x	x
JEG: 32-33 cm	1850	10,1	38,3	<0,10	29,4	40,1	<0,20	40,6	127	*****	0,0047	x	x
JEG: 35-36 cm	1824	14,4	31	<0,10	26,9	40,1	<0,20	40,6	119	*****	n.d.	x	x
Cj3-1: 0-1 cm	2017	39,5	52,2	0,12	49	42,2	<0,20	33,5	145	0,89	n.d.	10,4	10,4
Cj3-1: 2-4 cm	2001	12,1	73,4	0,23	64,2	52,8	<0,20	38,2	189	0,74	n.d.	12,3	12,3
Cj3-1: 6-7 cm	1986	6,35	85,1	0,18	71,4	53,7	0,88	37,8	227	1,3	0,013	14,1	14,1
Cj3-1: 8-9 cm	1977	12,5	95,1	0,3	67,9	55,6	0,84	40,8	255	1,5	0,014	6,43	6,43
Cj3-1: 11-12 cm	1965	13,9	81,5	0,11	46,2	48,3	<0,20	41,1	229	1,6	n.d.	<1	<1
Cj3-1: 14-15 cm	1950	12,4	62,5	<0,10	35,4	44,1	<0,20	39,9	179	1,4	n.d.	<1	<1
Cj3-1: 16-17 cm	1938	16,4	44,4	0,19	30,5	47,9	<0,20	44,1	144	0,56	n.d.	x	x
Cj3-1: 22-24 cm	1898	8,72	30,8	0,11	22,4	42,2	<0,20	39,7	110	0,16	n.d.	x	x
Cp3-1: 0-1 cm	2017	38,8	34,8	<1,00	40,7	28,8	<2,00	20,6	168	*****	n.d.	4,83	4,83
Cp3-1: 1-4 cm	2002	37,5	97,6	1,12	99,4	54,3	<0,20	32,1	336	*****	n.d.	20,3	20,3
Cp3-1: 4-6 cm	1981	40,7	136	1,64	131	73,1	1,02	34,9	448	*****	n.d.	21,3	21,3
Cp3-1: 7-8 cm	1971	33,4	154	0,67	104	86	<1,00	45,4	506	*****	n.d.	1,76	1,76
Cp3-1: 9-10 cm	1959	18,2	116	<0,50	65,6	62,4	<1,00	46,7	394	*****	n.d.	<1	<1
Cp3-1: 11-12 cm	1949	16,4	99	<0,50	50,2	57,3	<1,00	49,7	358	*****	n.d.	<1	<1
Cp3-1: 13-14 cm	1939	10,3	63,5	<0,10	33	42,7	<0,20	40,1	202	*****	n.d.	x	x
Cp3-1: 16-17 cm	1920	6,88	44,3	0,11	27,6	43,7	<0,20	41,4	144	0,4	n.d.	x	x
Cp3-1: 20-22 cm	1875	4,38	32,8	0,17	24,9	41,9	<0,20	40,9	122	0,17	n.d.	x	x
Bunn18x: 0-1 cm	2017	14,1	41,4	0,21	44,3	27,3	<0,20	22,4	136	*****	n.d.	6,47	6,47
Bunn18x: 2-4 cm	1998	28,2	77,6	0,89	83,6	38,4	<0,20	29	264	*****	n.d.	45,8	45,8
Bunn18x: 5-7 cm	1984	39,2	204	2,04	204	108	1,48	39,5	640	*****	0,090	26,5	26,5
Bunn18x: 8-10 cm	1974	34,2	154	1,94	128	77,7	2,51	35,7	438	0,56	0,021	<1	<1
Bunn18x: 11-13 cm	1966	20,5	108	0,69	64,7	54,4	1,37	38,2	286	1,7	n.d.	<1	<1
Bunn18x: 14-16 cm	1958	18	104	0,49	66,1	50,5	1,03	37,8	247	3,6	n.d.	<1	<1
Bunn18x: 17-18 cm	1948	12,5	105	0,5	62,1	51,2	1,74	40,3	303	*****	n.d.	<1	<1
Bunn18x: 22-24 cm	1930	5,98	56,5	0,2	32,3	46,3	<0,20	41,2	164	1,4	n.d.	x	x
Bunn18x: 34-36 cm	1870	5,59	41,1	<0,10	26,5	41,2	<0,20	41	134	0,29	n.d.	x	x

***** Samlet PAH16 ikke mulig å presentere grunnet at alle enkelt-PAH-forbindelser ikke lot seg analysere

* klassifisert etter TA-2229/2007

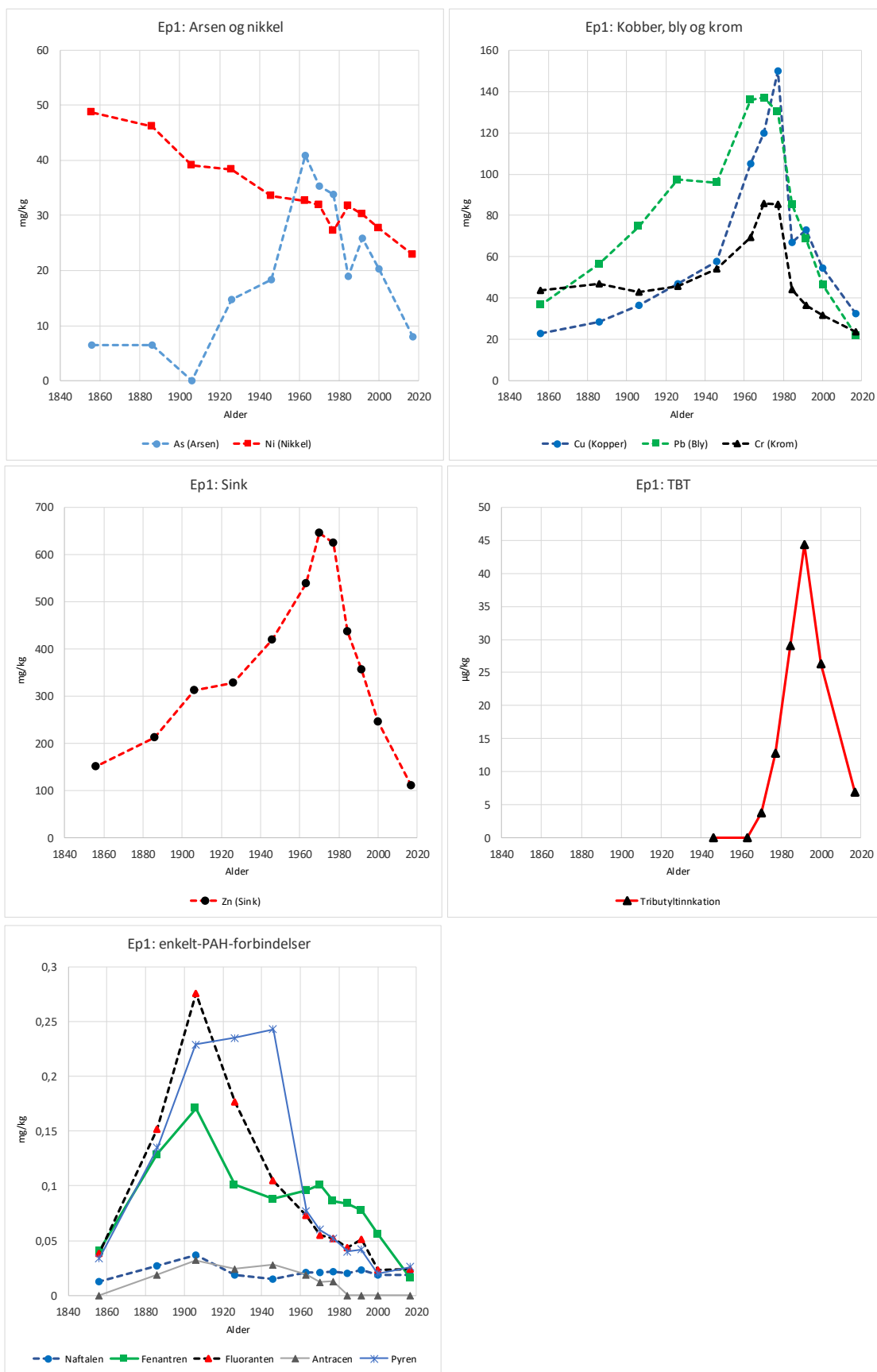
x = Ikke analysert

Tabell 4. Enkelt-PAH-forbindelser klassifisert etter Veileder 02/2018. ***** betyr at det ikke var mulig å analysere miljøgiftforbindelsen pga. vanskelig matris for noen enkelt-PAH-forbindelser, dermed kan ikke sum vises. I de tilfeller hvor rapporteringsgrensen fra lab er høyere enn tilstandsklassegrense I/III er gitte parameter ikke klassifisert.

Element	År	Naftalen	Acenaftylen	Acenaften	Fluoren	Fenantren	Antracen	Fluoranten	Pyren	Benzo(a)antracen	Krysen	Benzo(b)fluoranten	Benzo(k)fluoranten	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3,cd)pyren	Dibenzo(a,h)antracen	Benzo(g,h,i)perylen
Prøve	År	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
Ep1: 0-1 cm	2017	0.019	<0.010	<0.010	<0.010	0.016	<0.010	0.024	0.026	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****
Ep1: 2-5 cm	2000	0.019	<0.010	<0.010	<0.010	0.056	<0.010	0.023	0.020	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****
Ep1: 5-8 cm	1992	0.023	<0.010	<0.010	<0.010	0.078	<0.010	0.051	0.042	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****
Ep1: 8-11 cm	1985	0.02	<0.010	<0.010	<0.010	0.084	<0.010	0.044	0.040	<0.070	<0.070	<0.050	<0.030	*****	*****	*****	*****
Ep1: 11-15 cm	1977	0.022	<0.010	<0.010	0.011	0.086	0.013	0.052	0.052	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****
Ep1: 15-18 cm	1970	0.021	<0.010	<0.010	<0.010	0.101	0.012	0.055	0.060	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****
Ep1: 18-20 cm	1963	0.021	<0.010	<0.010	<0.010	0.096	0.019	0.073	0.077	<0.070	<0.050	<0.080	<0.030	*****	*****	*****	*****
Ep1: 22-24 cm	1946	0.015	<0.010	<0.010	<0.010	0.088	0.028	0.105	0.243	<0.100	<0.080	<0.070	<0.030	*****	*****	*****	*****
Ep1: 26-28 cm	1926	0.019	0.01	<0.010	<0.010	0.101	0.024	0.177	0.235	0.07	0.078	0.174	0.05	0.048	0.01	0.038	0.038
Ep1: 30-32 cm	1906	0.037	<0.010	<0.010	<0.010	0.171	0.032	0.276	0.229	0.121	0.174	0.365	0.118	0.118	0.304	0.046	0.250
Ep1: 34-36 cm	1886	0.027	<0.010	<0.010	0.01	0.129	0.019	0.152	0.135	0.078	0.102	0.191	0.062	0.137	0.021	0.134	0.134
Ep1: 40-42 cm	1866	0.013	<0.010	<0.010	<0.010	0.041	<0.010	0.038	0.034	0.024	0.031	0.053	0.019	0.019	0.038	<0.010	0.034
JEG: 0-6 cm	2004	0.014	<0.010	<0.010	<0.010	0.072	<0.010	0.052	0.044	<0.040	<0.040	<0.035	<0.020	*****	*****	*****	*****
JEG: 7-10 cm	1990	0.03	<0.010	<0.010	0.011	0.118	0.015	0.064	0.057	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****
JEG: 11-15 cm	1979	0.022	<0.010	<0.010	0.011	0.112	0.014	0.066	0.068	<0.060	<0.050	<0.070	<0.030	*****	*****	*****	*****
JEG: 15-19 cm	1965	0.028	0.014	<0.010	0.013	0.138	0.031	0.125	0.159	<0.100	<0.100	<0.120	<0.050	*****	*****	*****	*****
JEG: 19-22 cm	1957	0.017	<0.010	<0.010	0.015	0.141	0.026	0.153	0.207	0.096	0.087	0.16	0.041	*****	*****	*****	*****
JEG: 23-25 cm	1930	0.028	<0.010	<0.010	0.019	0.197	0.03	0.181	0.251	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****
JEG: 26-28 cm	1905	0.026	<0.010	<0.010	0.016	0.163	0.022	0.188	0.200	0.116	0.111	0.225	0.067	<0.160	0.058	0.017	0.048
JEG: 29-30 cm	1875	0.069	<0.010	0.022	0.032	0.222	0.025	0.121	0.100	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****
JEG: 32-33 cm	1850	0.014	<0.010	<0.010	0.013	0.13	<0.010	0.032	0.022	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****
JEG: 35-36 cm	1824	0.01	<0.010	<0.010	<0.010	0.087	<0.010	0.019	0.113	<0.010	0.011	<0.010	<0.010	*****	*****	*****	*****
Cj3-1: 0-1 cm	2017	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.036	0.014	0.112	0.109	0.058	0.06	0.145	0.051	0.078	0.09	0.017	0.124
Cj3-1: 2-4 cm	2001	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.065	0.014	0.092	0.082	0.044	0.043	0.113	0.039	0.054	0.082	0.014	0.100
Cj3-1: 6-7 cm	1986	0.019	<0.010	<0.010	0.012	0.105	0.014	0.154	0.143	0.073	0.092	0.185	0.067	0.09	0.134	0.028	0.159
Cj3-1: 8-9 cm	1977	0.014	<0.010	<0.010	0.011	0.097	0.013	0.196	0.184	0.085	0.111	0.224	0.078	0.107	0.162	0.032	0.192
Cj3-1: 11-12 cm	1965	0.013	<0.010	<0.010	<0.010	0.096	0.015	0.196	0.188	0.094	0.114	0.243	0.083	0.107	0.182	0.035	0.192
Cj3-1: 14-15 cm	1950	0.015	<0.010	<0.010	<0.010	0.13	0.018	0.193	0.175	0.087	0.102	0.194	0.069	0.099	0.139	0.027	0.146
Cj3-1: 16-17 cm	1938	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.065	0.01	0.087	0.073	0.036	0.041	0.081	0.026	0.041	0.046	<0.010	0.050
Cj3-1: 22-24 cm	1898	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.03	<0.010	0.033	0.025	0.015	0.014	0.022	<0.010	0.02	<0.010	<0.010	<0.010
Cp3-1: 0-1 cm	2017	0.018	<0.010	<0.010	<0.010	0.022	<0.010	0.03	0.025	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****
Cp3-1: 1-4 cm	2002	0.026	<0.010	<0.010	0.014	0.13	0.013	0.099	0.093	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****
Cp3-1: 4-6 cm	1981	0.028	<0.010	<0.010	0.02	0.181	0.02	0.144	0.150	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****
Cp3-1: 7-8 cm	1971	0.034	<0.010	<0.010	0.022	0.152	0.027	0.164	0.237	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****
Cp3-1: 9-10 cm	1959	0.035	<0.010	<0.010	0.012	0.18	0.024	0.179	0.227	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****
Cp3-1: 11-12 cm	1949	0.025	<0.010	<0.010	0.011	0.125	0.016	0.154	0.146	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****
Cp3-1: 13-14 cm	1939	0.017	<0.010	<0.010	<0.010	0.098	<0.010	0.104	0.103	<0.030	<0.100	<0.070	<0.030	*****	*****	*****	*****
Cp3-1: 16-17 cm	1920	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.068	<0.010	0.062	0.062	0.032	0.031	0.057	0.017	0.044	0.012	<0.010	0.012
Cp3-1: 20-22 cm	1875	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.042	<0.010	0.031	0.029	0.015	0.015	0.02	<0.010	0.022	<0.010	<0.010	<0.010
Bunn18x: 0-1 cm	2017	0.022	<0.010	<0.010	<0.010	0.026	<0.010	0.026	0.020	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****
Bunn18x: 2-4 cm	1998	0.019	<0.010	<0.010	<0.010	0.121	0.013	0.095	0.093	<0.130	<0.110	<0.050	<0.020	*****	*****	*****	*****
Bunn18x: 5-7 cm	1984	0.018	<0.010	<0.010	0.015	0.138	0.018	0.13	0.133	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****
Bunn18x: 8-10 cm	1974	0.014	<0.010	<0.010	0.01	0.118	0.022	0.178	0.215	<1.05	<1.65	<2.87	<0.090	<1.72	<1.13	<0.030	<1.17
Bunn18x: 11-13 cm	1966	0.02	<0.010	<0.010	0.012	0.125	0.024	0.211	0.295	0.11	0.118	0.309	0.097	0.142	0.106	0.025	0.114
Bunn18x: 14-16 cm	1958	0.056	<0.010	0.014	0.025	0.227	0.063	0.455	0.500	0.185	0.275	0.562	0.179	0.183	0.402	0.064	0.443
Bunn18x: 17-18 cm	1948	0.03	<0.010	<0.010	0.015	0.18	0.028	0.389	0.328	0.169	0.265	0.229	0.052	*****	0.034	<0.010	0.027
Bunn18x: 22-24 cm	1930	0.024	<0.010	<0.010	<0.010	0.105	0.019	0.174	0.154	0.084	0.11	0.219	0.072	0.067	0.151	0.03	0.154
Bunn18x: 34-36 cm	1870	0.01	<0.010	<0.010	<0.010	0.036	<0.010	0.06	0.054	0.034	0.039	0.049	0.011	<0.040	<0.010	<0.010	<0.010

***** Samlet PAH16 ikke mulig å presentere grunnet at alle enkelt-PAH-forbindelser ikke lot seg analysere

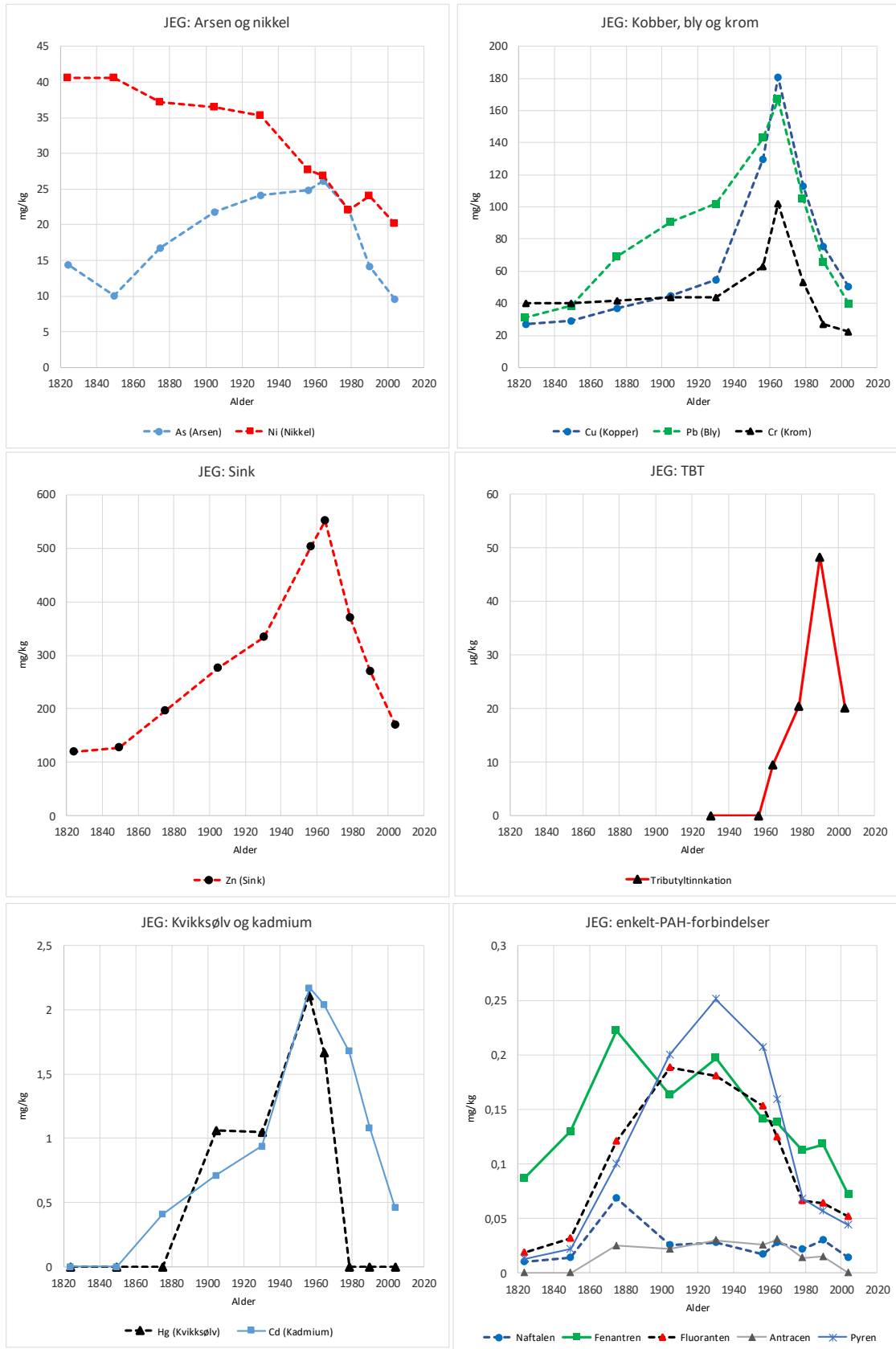
* klassifisert etter TA-2229/2007



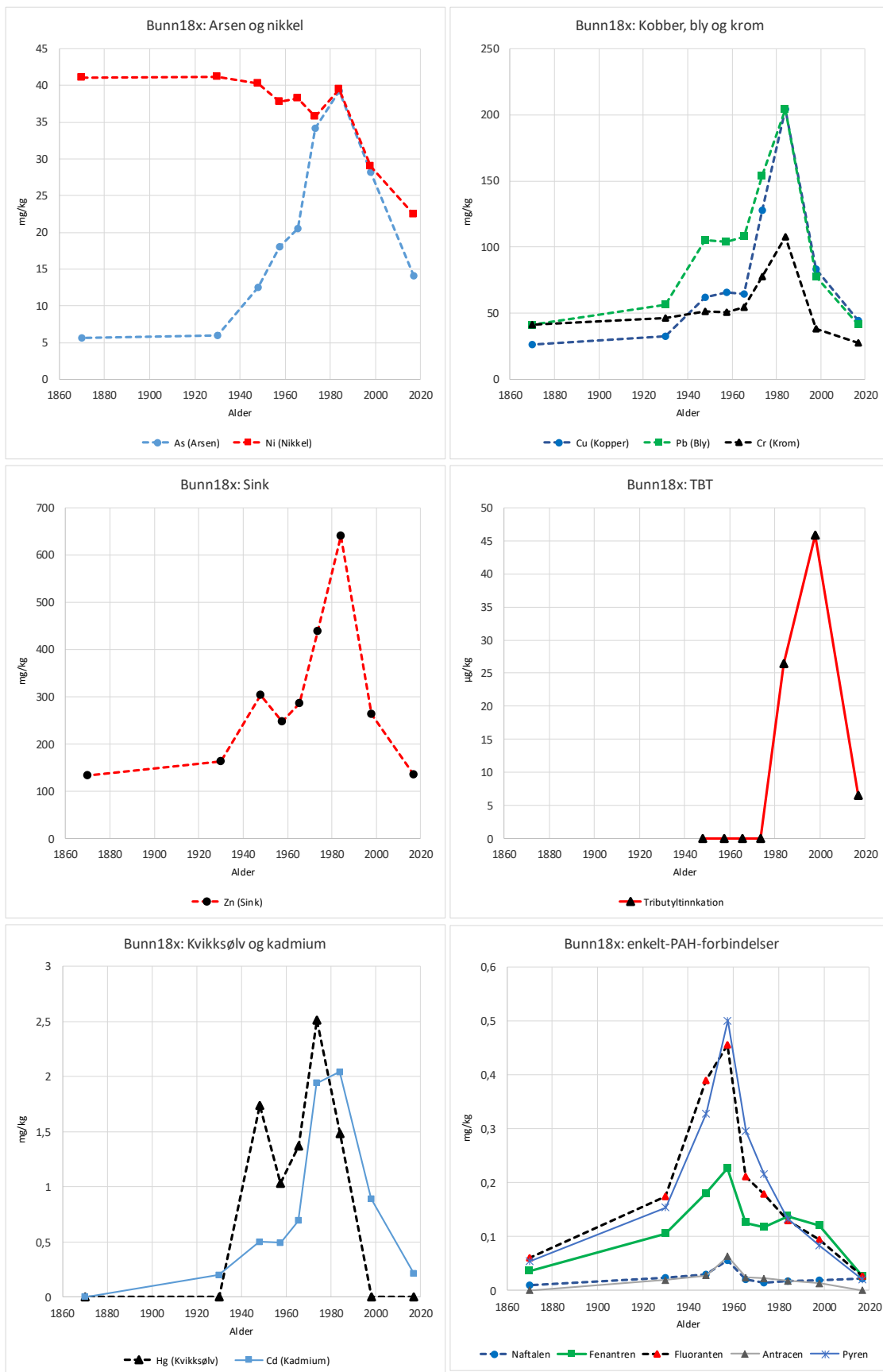
Figur 4. Endringer i konsentrasjon for utvalgte miljøgifter gjennom tid i kjerne Ep1.



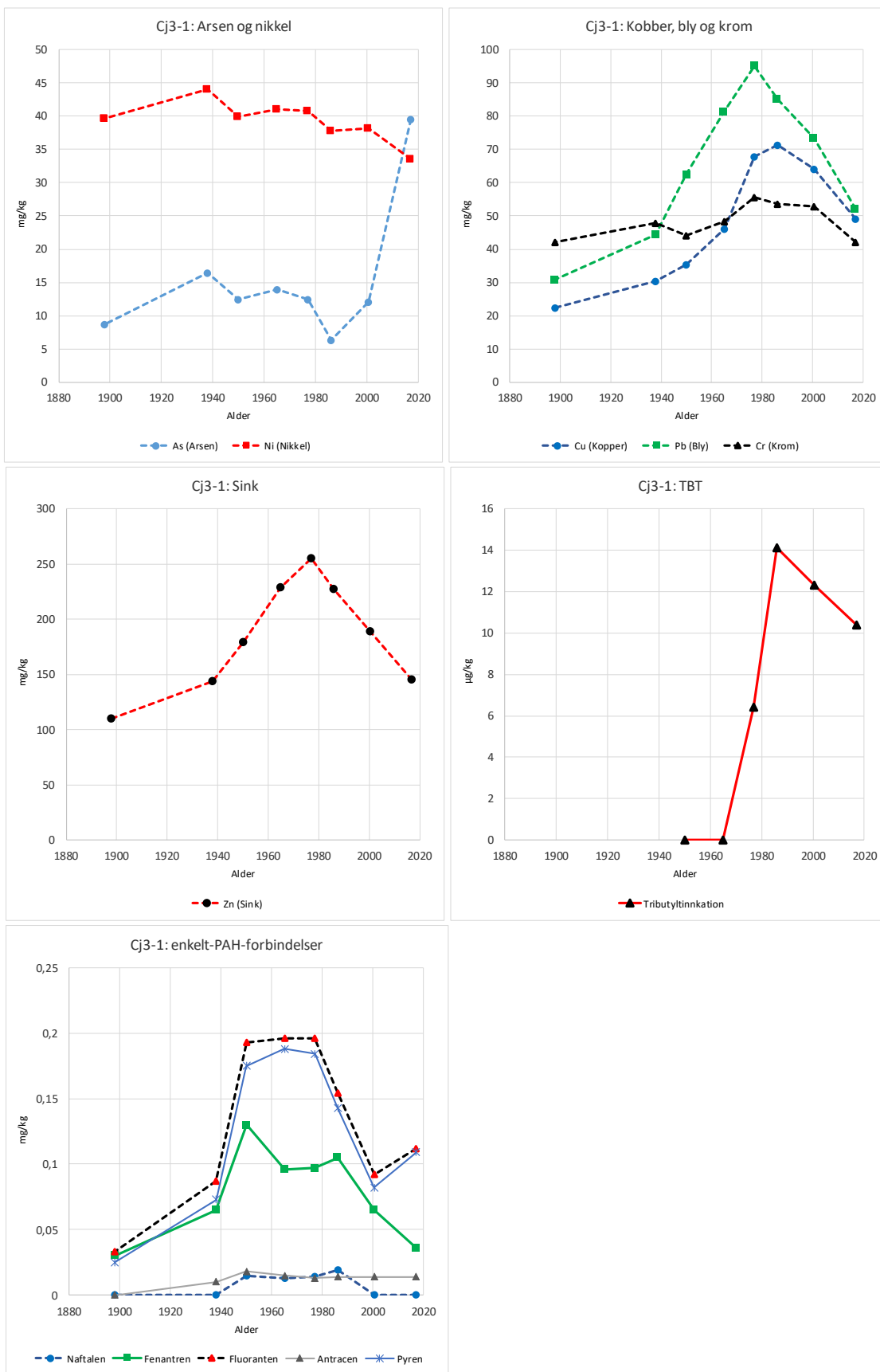
Figur 5. Endringer i konsentrasjon for utvalgte miljøgifter gjennom tid i kjerne Cp3.



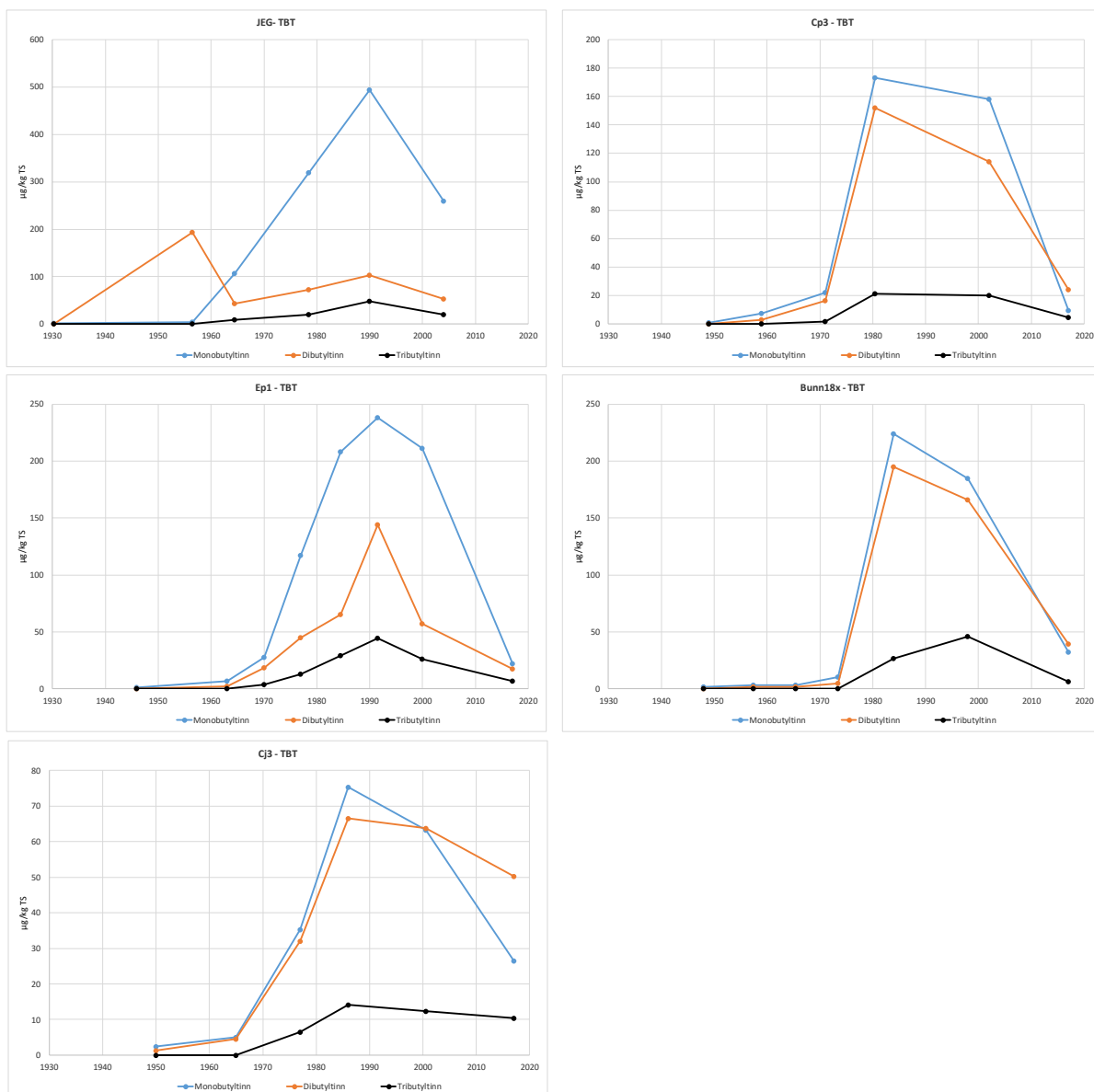
Figur 6. Endringer i konsentrasjon for utvalgte miljøgifter gjennom tid i kjerne JEG.



Figur 7. Endringer i konsentrasjon for utvalgte miljøgifter gjennom tid i kjerne Bunn18x.



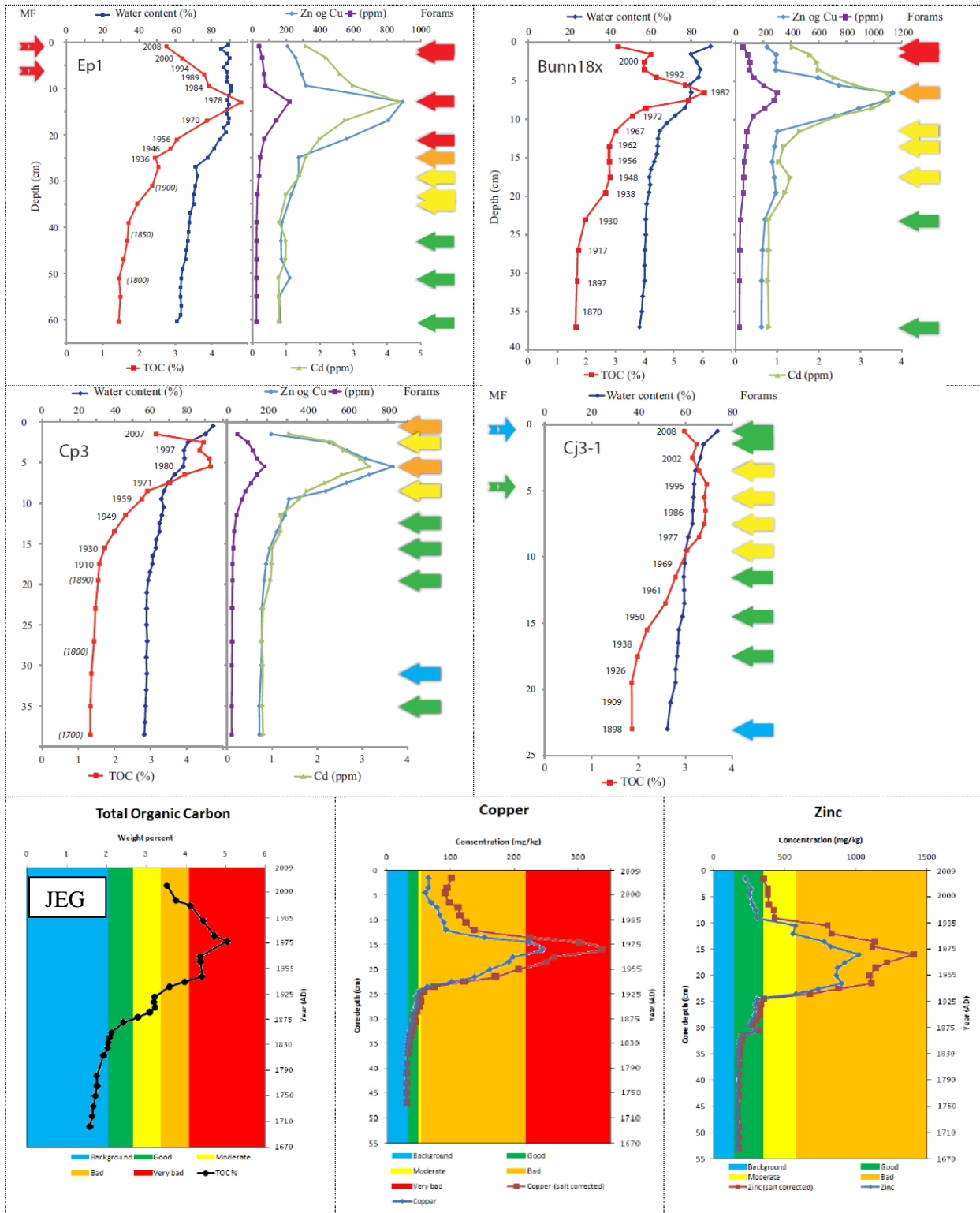
Figur 8. Endringer i konsentrasjon for utvalgte miljøgifter gjennom tid i kjerne Cj3.



Figur 9. Endringer i konsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{kg}$) for TBT og nedbrytningsproduktene MBT og DBT gjennom tid i kjernene JEG, Cp3, Ep1, Bunn18x og Cj3.

3.7 Sammenlikning med tidligere studier av de samme kjernene

Analyseresultater av total organisk karbon (TOC) og enkelte utvalgte metaller (kobber, sink og kadmium) i de samme kjernene som diskuteres i denne rapporten er vist i Figur 10 (data hentet fra Dolven m.fl. 2013 og Enoksen 2010). Tidligere og inneværende analyser av metaller viser den samme utviklingstrenden (kurver) for kobber, sink og kadmium. Noen lavere konsentrasjoner funnet i den inneværende studien skyldes antageligvis forskjeller i analysemetode. Trendene i TOC-dataene (data fra Dolven m.fl. 2013 og Enoksen 2010) viser godt samsvar med miljøgiftdataene, dvs. TOC-konsentrasjonen øker og avtar i takt med den generelle økningen av miljøgiftkonsentrasjonen utover 1900-tallet med høyeste konsentrasjoner på 1970-80-tallet for deretter å avta mot nåtid. Dette samsvarer også godt med endringer i økologisk tilstand (basert på foraminiferer).

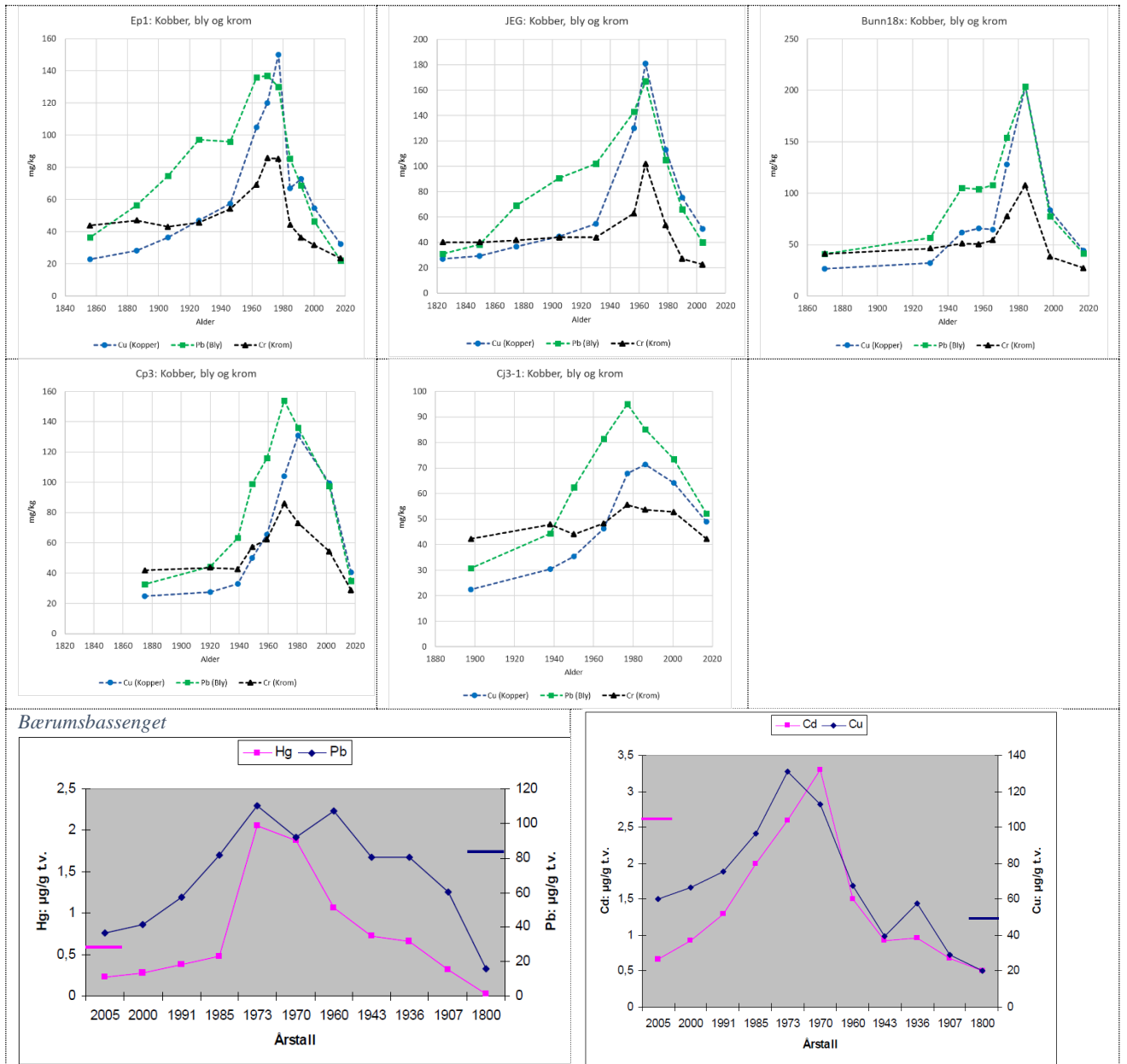


Figur 10. Tidligere innhentede data av TOC og enkelte metaller fra Ep1, Bunn18x, Cp3, Cj3 (ikke metaller) (Dolven m.fl. 2013) og JEG (Enoksen 2010). Klassifiseringen som er vist i JEG-dataene i nederste rad er fra et eldre klassifiseringssystem (TA-2229/2007) enn det som ellers er benyttet i inneværende undersøkelse (Veileder 02/2018).

4 Sammenlikning med andre stratigrafiske miljøgiftstudier i Indre Oslofjord

En sammenlikning med andre stratigrafiske miljøgiftstudier (Berge m.fl. 2010; Lepland m.fl. 2010; Konieczny m.fl. 1994) i Indre Oslofjord viser svært godt samsvar når man sammenlikner de ulike målte parametere. Konsentrasjonen gjennom kjernene i de ulike deler av fjorden er ikke alltid lik, noe som kan skyldes ulik tilførsel på de ulike steder (og til dels også ulik analysemetodikk), men trendene (variasjon gjennom tid) er svært like. Dette er illustrert i Figur 11 (inklusive data fra Berge m.fl. 2010) som viser tilførselen av kobber og bly gjennom tid. De ulike undersøkte sedimentkjerner viser en gradvis økning utover 1900-tallet, til et maksimum på 1970-80-tallet for deretter å avta igjen mot nåtid.

Lepland m.fl. (2010) analyserte konsentrasjonen av kobber, kadmium og kvikksølv i en rekke kjerner fra Oslos havneområde. De konkluderte med at utviklingen av veldefinerte metallmaksima, i stratigrafisk rekkefølge, ikke var resultat av diagenetiske prosesser, men reflekterte utslippshistorikken til metallene. Basert på likhetstrekkene mellom resultatene til Lepland m.fl. (2010) og resultatene i den foreliggende undersøkelsen, er det rimelig å anta at den stratigrafiske forekomsten av metallene i denne undersøkelsen også reflekterer utslippshistorikken.



Figur 11. Sammenligning av kobber og bly i undersøkte kjerner (Ep1, JEG, Cp3, Bunn18x, Cj1) og en kjerne fra Bærumsbassenget (Berge m.fl. 2009). **Merk** at tidsskalaen er omvendt for Bærumsbasseng-dataene i nederste rad.

5 Oppsummering og konklusjoner

Undersøkelsen av ulike miljøgifter i daterte sedimentkjerner fra Indre Oslofjord viser at det er TBT, kobber, kvikksølv, sink og enkelte PAH-forbindelser som innehar de høyeste konsentrasjonene, dvs. er i tilstandsklasse III eller dårligere. TBT viser maksimumskonsentrasjon i tidsrommet 1980-2000 i alle kjernene. I tre av kjernene i fra Bunnefjorden (Ep1, JEG og Bunn18x) er maksimumskonsentrasjonen godt over tiltaksgrensen på 35µg/kg, men alle kjerner viser reduserte konsentrasjoner (under tiltaksgrensen) i overflaten. Kobber-konsentrasjonen øker fra 1930-tallet mot et maksimum på 1970-80-tallet for deretter å reduseres mot nåtid (Figur 11). Kobber-konsentrasjonene på 1960-70-tallet tilsvarer tilstandsklasse IV og V i alle kjerner i Bunnefjorden. Det var enkelte utfordringer med analysen (matriksinterferens i prøver eks. fra Ep1) av kvikksølv. Basert på analyserte resultater viser JEG-kjernen de høyeste kvikksølvkonsentrasjonene på 1950-tallet, og resterende kjerner et maksimum på 1970-80-tallet, klassifisert til tilstandsklasse dårlig (IV) til svært dårlig (V). For sink er de fleste konsentrasjonene i tilstandsklasse III (Moderat) gjennom alle kjerner, med unntak av øverste og nederste prøve som tilsvarer tilstandsklasse II (God). I Bunnefjord-kjernene begynte enkelt-PAH-konsentrasjoner (Figur 4-8; Tabell 4) å øke i siste halvdel av 1800-tallet og nådde de høyeste konsentrasjonene på midten av 1900-tallet, med avtagende konsentrasjoner deretter. I Holmenfjorden (Cj3) skjedde utviklingen noe senere med en økning i første halvdel av 1900-tallet, høyeste verdier mellom 1950 og 1980, med påfølgende reduksjon.

For de fleste forbindelsene ligger dagens konsentrasjon (dvs. konsentrasjonen i overflatesedimentet) under grensen for hva som antas å kunne ha effekter på bunnfauna og andre vannlevende organismer. For TBT, som er et svært giftig stoff, innehar alle overflateprøver fremdeles konsentrasjoner som har akutte toksiske effekter (tilstandsklasse V; Veileder 02/2018). I Bunnefjorden er det i flere av kjernene konsentrasjoner over tiltaksgrensen i det som anses å være normalt bioturbasjonsdyp (<10cm). Men likevel er sannsynligvis påvirkningen lav her da det finnes svært begrenset med organismer som lever i og på sedimentet pga. anoksiske til dysoksiske bunnforhold. Man bør være oppmerksom på at dette utgjør en potensiell miljøtrussel dersom forbedringstiltak igangsettes i Bunnefjorden. Økte oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet vil øke bioturbasjonen i bunnsedimentene og potensielt kunne friggi store mengder TBT. Det samme gjelder for kobber og kvikksølv. Naturlig restitusjon, hvor forurensede sedimenter sakte men sikkert tildekkes av nytilført sediment, er et effektivt tiltak i fjorder som har lite oksygen i bunnvannet. Vellykketheten av denne tiltaksformen er avhengig av at materialet som tilføres er relativt rent, at akkumulasjonen er høy nok og at sedimentene forblir uforstyrret.

I store trekk viser undersøkelsen at miljøforbedringstiltak foretatt over de siste tiårene har fungert godt, da konsentrasjonen av de fleste miljøgifter nå (i overflatesedimentet) er tilbake eller nærmest tilbake til bakgrunnsverdiene på 1800-tallet.

6 Referanser

Baalrsrud, K. og Magnusson, J. 2002. Indre Oslofjord – natur og miljø. Fagrådet for vann og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord, 135 sider.

Berge, J.A., Alve, E. og Helland, A. 2009. Miljøgifter i sediment fra en datert kjerne fra Bærumsbassenget. NIVA-rapport nr. 5825-2009, 39s.

Dolven, J.K., Alve, E., 2010. Naturtilstanden i Indre Oslofjord. Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord. Rapport no. 106. ISBN 978-82-91885-39-1. 86 sider.

Dolven, J.K., Alve, E., Rygg, B., Magnusson, J., 2013. Defining past ecological status and in situ reference conditions using benthic foraminifera: A case study from the Oslofjord, Norway. *Ecological Indicators* 29, 219-233.

Enoksen, J.H., 2010. Environmental status: From "natural" to polluted conditions in the Bunnefjord, inner Oslofjord. MSc thesis in Geosciences, Universitetet i Oslo, 75 sider.

Lepland, A., Andersen, T.J., Lepland, A., Arå, H.P., Alve, E., Breedveld, G.D., Rindby, A. 2010. Sedimentation and chronology of heavy metal pollution in Oslo harbor, Norway. *Marine Pollution Bulletin*, 10: 1512-1522.

Konieczny, 1994. Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord, Delrapport 4: Miljøgifter i sedimenter. NIVA. TA-1074. 134 sider.

M-350/2015. Håndtering av sedimenter. 111 sider.

M-409/2016. Risikovurdering av forurenset sediment. 108 sider.

M-608/2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. 26 sider.

Müller, G., Dominik, J., Reuther, R., Malisch, R., Schulte, E., Acker, L. and Iron, G., 1980. Sedimentary record of environmental pollution in the Western Baltic Sea. *Naturwissenschaften*, 67: 595-600.

Pederstad, K., 1982. Sedimentologiske, mineralogiske og geokjemiske undersøkelser av sedimenter fra Oslofjorden og Skagerak. Thesis. Univ. Oslo, Oslo.

Skei, J., 1981. Dispersal and retention of pollutants in Norwegian fjords. *Rapp. P. V. Rdun. Cons. Int. Explor. Mer*, 181: 78-86.

TA-2229/2007. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sediment. 12 sider.



Veileder 02/2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. 222 sider

7 Vedlegg

Vedlegg 1: Aldersmodellen benyttet for hver kjerne.

Vedlegg 2: Analyseresultater ALS med informasjon om analysemetodikk og måleusikkerhet.

Vedlegg 1 – Alder kjerneprøver

Kjerneprøve	Alder
Ep1: 0-1 cm	2017
Ep1: 2-5 cm	2000
Ep1: 5-8 cm	1992
Ep1: 8-11 cm	1985
Ep1: 11-15 cm	1977
Ep1: 15-18 cm	1970
Ep1: 18-20 cm	1963
Ep1: 22-24 cm	1946
Ep1: 26-28 cm	1926
Ep1: 30-32 cm	1906
Ep1: 34-36 cm	1886
Ep1: 40-42 cm	1856
JEG: 0-6 cm	2004
JEG: 7-10 cm	1990
JEG:11-15 cm	1979
JEG: 15-19 cm	1965
JEG: 19-22 cm	1957
JEG: 23-25 cm	1930
JEG: 26-28 cm	1905
JEG: 29-30 cm	1875
JEG: 32-33 cm	1850
JEG: 35-36 cm	1824
Cj1: 0-1 cm	2017
Cj1: 2-4 cm	2001
Cj1: 6-7 cm	1986
Cj1: 8-9 cm	1977
Cj1: 11-12 cm	1965
Cj1: 14-15 cm	1950
Cj1: 16-17 cm	1938
Cj1: 22-24 cm	1898
Cp3-1: 0-1 cm	2017
Cp3-1: 1-4 cm	2002
Cp3-1: 4-6 cm	1981
Cp3-1: 7-8 cm	1971
Cp3-1: 9-10 cm	1959
Cp3-1: 11-12 cm	1949
Cp3-1: 13-14 cm	1939
Cp3-1: 16-17 cm	1920
Cp3-1: 20-22 cm	1875
Bunn18x: 0-1 cm	2017
Bunn18x: 2-4 cm	1998
Bunn18x: 5-7 cm	1984
Bunn18x: 8-10 cm	1974
Bunn18x: 11-13 cm	1966
Bunn18x: 14-16 cm	1958
Bunn18x: 17-18 cm	1948
Bunn18x: 22-24 cm	1930
Bunn18x: 34-36 cm	1870



Vedlegg 2 – Analyseresultater ALS