

4 Veileder for risikovurdering

4.1 Bakgrunn

Følgende målsettinger er formulert mhp en veileder for risikovurdering av sedimenter til havs:

- Undersøke mulighetene for utarbeidelse av en forenklet risikoveileder basert på eksisterende veiledere for forurenset sediment kystnært.
- Vurdere eksisterende kunnskap og identifisere behov for ny kunnskap.
- Skissere nødvendige steg for å utarbeide en risikoveileder for sedimenter til havs.

En eventuell risikoveileder skal være harmonisert med systemet for klassifisering av forurenset sediment (Kap. 2). Dersom det skulle anbefales å inkludere bunndyrundersøkelser i en veileder for risikovurdering av sedimenter til havs (slik er det ikke for kystnære sedimenter), skal dette være harmonisert med systemet for klassifisering av biologi (Kap. 3).

Miljødirektoratets veileder som foreligger for vurdering av miljørisiko fra forurenset kystnært sediment ([M-409](#)) (Breedveld et al., 2015) fokuserer på risiko for spredning av miljøgifter fra sedimentene, virkninger på human helse og virkninger på økosystemet. Vurderingen foregår i tre trinn (tiers), der hvert trinn er mer lokalt forankret, mer arbeidskrevende og mindre konservativt enn foregående trinn. Veilederen er harmonisert med systemet for klassifisering av forurenset sediment.

Trinn 1 i vurderingen er en forenklet risikovurdering hvor miljøgiftkonsentrasjon og toksisitet av sedimentet sammenlignes med grenseverdier for økologiske effekter. Og trinn 1 omhandler kun risiko for økologiske effekter. I Trinn 2 vurderes risikoen sedimentene utgjør med tanke på miljømål og tilhørende akseptkriterier for et område og fokuserer på risiko for spredning, risiko for human helse (ut fra aktuelle transportveier) og risiko for effekter på økosystemet. I trinn 3 kan man gå inn og måle steds spesifikke forhold som f.eks. biotilgjengeligheten av ulike stoffer i sedimentene (som ellers er gitt ved «sjablongverdier»). På den måten får man bedre lokal representativitet av utregningene fra trinn 2 og en mer pålitelig basis for vurdering av eventuelle tiltak (mindre konservative antakelser).

Det er flere ting ved risikoveilederen som er spesifikt for kystnære sedimenter (som f.eks. oppvirling av sediment fra skipspropeller i grunne områder). Det er derfor åpenbart at justeringer og forenklinger er nødvendig for en eventuell anvendelse til havs, i tillegg til en justering av hvilke stoffer det skal fokuseres på. Det virker imidlertid naturlig å holde på prinsippet hvor man tar utgangspunkt i et sett grenseverdier (de som eventuelt blir aktuelle offshore), for å avgjøre om sedimentene representerer en trussel mot det marine miljø (mulige effekter på økosystemet). Erfaringsmessig har dette kanskje i praksis vært mer å skalere problemet i utstrekning, ettersom man har startet undersøkelser fordi man mistenker at sjøbunnen er forurenset. Dette er altså trinn 1, som egentlig ikke innebærer en vurdering, men heller en klassifisering iht. grenseverdiene. I det følgende beskrives en mulig oppbygning av en veileder for risikovurdering av forurenset sediment, offshore, hvor en 3-trinns struktur er lagt til grunn.

4.2 Mulig oppbygning

4.2.1. Trinn 1

Trinn 1: Som i veilederen for risikovurdering av forurenset sediment, kystnært, kan grenseverdiene i risikoveilederen sammenfalle med miljøkvalitetsstandardene og grense mellom tilstandsklasse II og III (Kap. 2). Da er det noen prinsipielle beslutninger som avgjør om dette første trinnet i risikovurderingen

(1.) blir utelukkende basert på toksisitetsdata, og om (2.) det utelukkende fokuserer på eventuelle effekter på økosystemet:

1. Skal man utelukkende basere seg på grenseverdier utledet fra toksisitetsdata, eller skal man også innføre «forvaltningsbaserte» grenseverdier, slik som den som foreligger for TBT i veilederen for risikovurdering av forurenset sediment, kystnært? Det er f.eks. behov for en grenseverdi for THC, og hva skal ligge til grunn for denne? Er det hensiktsmessig med en grenseverdi for PAH16 og bør den i så fall sammenfalle med den i veilederen for risikovurdering av forurenset sediment, kystnært, eller bør den være basert på økotoks-data (se Kap. 2)?
2. Skal grenseverdiene som foreligger utelukkende være basert på mulige effekter på økosystemet, eller skal man ta høyde for «secondary poisoning» (akkumulering i næringskjeden; og human helse gjennom konsum av sjømat), og dermed avvike fra grenseverdiene i veilederen for risikovurdering av forurenset sediment, kystnært? Dette kan i så fall være aktuelt for kvikksølv og PFOS. Eller skal eventuelle effekter på human helse først inngå i Trinn 2 (Kap. 4.2.2)?

I veilederen for risikovurdering av forurenset sediment, kystnært, inngår også generelle toksisitetstester i trinn 1. Dette er for å avdekke mulige gifteffekter av stoffer som ikke inngår i det kjemiske analyseprogrammet, og eventuelle samvirkende effekter av flere stoffer («cocktail»-effekter). Det synes fornuftig å innføre tilsvarende i en risikovurdering av sedimenter til havs, særlig tatt i betraktning en kortere liste med stoffer i det kjemiske analyseprogrammet, samt ukjente produksjonskjemikalier (forretningshemmeligheter). Testene utføres på porevann ekstrahert fra sedimentprøver. Det kan imidlertid bli vanskelig å ekstrahere porevann om sedimentene er for grove, noe det nok kan være i områder med borekaks. Dette er noe som må undersøkes nærmere. Testene er standardiserte og kan gjennomføres innenfor en uke:

- Hemming av vekst av den marine kiselalgen *Skeletonema costatum*
- Immobilitetstest med den bentiske copepoden *Tisbe battagliai*
- Dødelighetstest med tidlig livsstadium (larve) av østers (*Crassostrea gigas*)

4.2.2. Trinn 2

Trinn 2: I trinn 2 i veilederen for risikovurdering av forurenset sediment, kystnært, beregnes risiko representert av sedimentene for skade på miljø og helse. Det er 3 aspekter i fokus:

- a) Risiko for spredning (transport av miljøgifter fra de aktuelle sedimentene)
- b) Risiko for human helse
- c) Risiko for effekter på økosystemet

Når det gjelder (a) risiko for spredning, er følgende aktuelt i en offshore-sammenheng:

- Utlekking til vannmassene gjennom diffusjon og bioturbasjon
- Opptak i organismer og spredning gjennom næringskjeden

Oppvirvling av sediment som følge av skipstrafikk i grunne farvann er ikke aktuelt, slik som i havneområder. På den annen side er fysisk sedimentopphvirvling en aktuell problemstilling f.eks. i forbindelse med planlagt aktivitet (avslutningsaktivitet) og forflytning av masser. Dette vil imidlertid være planlagt og tidsbegrenset, og man kan iverksette tiltak for å hindre spredning. Det er derfor ikke sammenlignbart med kontinuerlig (og hyppig) forstyrrelse i ubestemt tid, slik som propelloppvirvling i havneområder. Eventuell forstyrrelse av sedimentet fra trållemmer (fiske-/tråleaktivitet) kan imidlertid være noe man kan vurdere å ta høyde for.

I denne sammenheng må det påpekes at det ble gjennomført en sensitivitetsanalyse for å identifisere de mest innflytelsesrike faktorene (parameterne) ved beregning av spredning av miljøgifter i den norske veilederen for risikovurdering av forurenset sediment, kystnært (Saloranta et al., 2011) som ble publisert i *Integrated Environmental Assessment and Management*. Når det gjelder ovennevnte spredningsveier som er aktuelt offshore (diffusjon, bioturbasjon, spredning gjennom næringskjeden), var følgende parametre mest innflytelsesrike: K_D , a , Δx , OC_{sed} , og BCF (Tabell 13), hvor K_D er fordelingskoeffisienten sediment/vann (L/kg), a er faktor som diffusjonshastigheten økes med på grunn av bioturbasjon, Δx er diffusjonslengde, OC_{sed} er tilførsel av organisk karbon til sedimentet utenfra og BCF er biokonsentrasjonsfaktor (L/kg våtvekt). For spredning pga skipsanløp/-avganger var for øvrig de viktigste faktorene massen av resuspendert sediment (kg; finfraksjon, $<63\mu m$), konsentrasjon i sediment (av det aktuelle stoffet) og fraksjon av suspenderbart materiale ($<2\mu m$).

Tabell 13. Rangering av de mest innflytelsesrike parametre for spredning av kontaminanter fra sediment, via diffusjon og bioturbasjon, samt gjennom næringskjeden. Fra Saloranta et al 2011. K_D er fordelingskoeffisienten sediment/vann (L/kg), a er faktor som diffusjonshastigheten økes med på grunn av bioturbasjon, Δx er diffusjonslengde, OC_{sed} er tilførsel av organisk karbon til sedimentet utenfra og BCF er biokonsentrasjonsfaktor (L/kg våtvekt)

Rangering	Spredning via diffusjon og bioturbasjon	Spredning gjennom næringskjeden
1.	K_D	OC_{sed}
2.	a	K_D
3.	Δx	BCF

Som det kommer frem av tabellen, er fordelingskoeffisienten mellom sediment og vann av stor betydning for risikoestimatene og viktig å ha så nøyaktig som mulig. K_D er proporsjonal med mengde organisk karbon i sedimentet: $K_D = f_{OC} \times K_{OC}$ hvor f_{OC} er fraksjon av organisk karbon og K_{OC} er fordelingskoeffisienten mellom organisk karbon og vann. Siden K_D peker seg ut som viktig er det viktig med så riktige verdier som mulig og det kan være hensiktsmessig å bruke andre «sjablongverdier» i en risikoveileder for sedimenter til havs, enn de som foreligger kystnært. For det første (som tidligere diskutert) bør man kanskje ta utgangspunkt i et lavere innhold av totalt organisk karbon, enn 1%. For det andre så kan det være hensiktsmessig å operere med egne K_D -verdier for metaller i borekaks. Som tidligere nevnt (Kap. 2.2), påpeker (Neff, 2008) at flere kommersielle borevæsker inneholder baritt ($BaSO_4$) med forhøyede konsentrasjoner (sammenlignet med marine sedimenter) av flere metaller. Den biotilgjengelige fraksjonen av metallene er den delen som løses fra baritten til porevann i sedimentene og det kan være hensiktsmessig å ha egne K_D -verdier for metaller i baritt-påvirkede sedimenter. I Tabell 14 presenteres «Sjablong»-verdier for Log K_D i veileder for risikovurdering av forurenset sediment (kystnært; (Breedveld et al., 2015)), samt Log K_D -verdier foreslått av (Neff, 2008) for sedimenter påvirket av barittholdig boreslam.

Uansett er et viktig poeng i Trinn 3 (Kap. 4.2.3) av risikovurderingen at man kan erstatte oppgitte K_D -verdier med stedspesifikke, målte verdier. Dette er viktig, blant annet fordi det er kjent at K_D -verdier for metaller varierer betydelig avhengig av sedimentenes redoksforhold.

Tabell 14. «Sjablong»-verdier for Log K_D i veileder for risikovurdering av forurenset sediment (kystnært; (Breedveld et al., 2015)), samt Log K_D -verdier foreslått av Neff (2008) for sedimenter påvirket av barittholdig boreslam. De verdiene som er i uthevet skrift er også brukt i utledning av grenseverdier (Miljødirektoratet, 2025a) vha. EQP (se Kap. 2).

Element	Log K_D fra M-409	Log K_D Neff (2008)
Hg	5,00	5,31
Ni	3,85	
Cu	4,39	1,39
As	3,82	
Cr	5,08	2,45
Cd	5,11	0,94
Pb	5,19	1,88
Zn	5,04	1,51

Faktoren, **a**, som diffusjonshastigheten økes med på grunn av bioturbasjon pekte seg også ut som innflytelsesrik i ovennevnte sensitivitetsanalyse. I veileder for risikovurdering av forurenset sediment (kystnært; (Breedveld et al., 2015)) har denne en fiksert verdi på 10 i formelen for beregning av transport via bioturbasjon. Det er kanskje hensiktsmessig å undersøke om denne kan baseres på kunnskap om bunndyrsamfunn. Queiros et al. (2013) beskriver en egenskapsbasert tilnærming for å estimere bunndyrsamfunnets bioturbasjonspotensial. Denne indeksen kan beregnes ut fra oversikter over arter, mengde og biomassedata, samt en funksjonell klassifisering av organismenes egenskaper knyttet til evnen til «sedimentblanding». På denne måten bruker man informasjon fra bunndyrundersøkelser inn i en risikovurdering av sedimenter til havs. I veilederen for risikovurdering av kystnære sedimenter (Breedveld et al., 2015) er ikke dette inkludert. Som det går frem av Kap. 4.3, så virker det heller ikke hensiktsmessig å inkludere bunndyrundersøkelser i en risikovurdering av forurensede sedimenter, da det sannsynligvis kan gjøre risikovurderingen uhenksmessig komplisert. Eventuelt kan man inkludere data fra bunndyrundersøker f.eks. fra tilstandsklassifisering, dersom dette foreligger, til å differensiere antatt utlekking av stoffer fra sediment på grunn av bioturbasjon.

I veileder for risikovurdering av forurenset sediment (kystnært; (Breedveld et al., 2015)) er et element av trinn-2-risikovurderingen risiko for human helse gjennom ulike eksponeringsveier. I offshore-sammenheng, vil dette begrense seg til inntak av sjømat. Direkte analyser av f.eks. fisk vil være relevant i denne sammenheng, og vil fange opp eksponering fra også andre kilder enn sedimentene. Det kan imidlertid være hensiktsmessig å inkludere analyse av bunndyr og utvikling av et formelverk som estimerer konsentrasjoner i potensiell sjømat og derfra eksponering via inntak av fisk og skalldyr, som en del av trinn-2-risikovurderingen. I denne sammenhengen er det et poeng at PAH-forbindelser i veldig liten grad bioakkumulerer i fisk.

Risiko for effekter på økosystemet kan bedømmes ut fra en samlet vurdering fra trinn 1 og 2, slik som i veileder for risikovurdering av forurenset sediment (kystnært; (Breedveld et al., 2015)). I trinn 1 sammenlignes sedimentkonsentrasjoner med grenseverdier som forteller om risiko for effekter. Man kan så beregne eller måle porevannskonsentrasjoner for mer realistiske estimater. I veileder for risikovurdering av forurenset sediment (kystnært; (Breedveld et al., 2015)) kan også hel-sedimenttester utføres (disse kommer i tillegg til toksisitetstestene i trinn 1). Dette er tester med *Arenicola marina* eller *Corophium volutator*. I begge testene måles atferd og overlevelse av testorganismen i direkte kontakt med det aktuelle sedimentet. Det bør vurderes nærmere om dette er et hensiktsmessig element i en risikoveileder for sedimenter, offshore.

4.2.3. Trinn 3

Trinn3: I veileder for risikovurdering av forurenset sediment (kystnært; (Breedveld et al., 2015)) er det stor frihet til lokale tilpasninger for de spesifikke sedimentene man undersøker og skillet mellom trinn 2 og 3 kan virke litt uklart. Om man finner det hensiktsmessig kan man kanskje slå sammen Trinn 2 og Trinn 3. Poenget i Trinn 3 er at det skal være mulig å gjøre en mer omfattende og mer lokalt forankret risikovurdering enn Trinn 2. Som det er beskrevet vil Trinn 3 i noen tilfeller «være å kontrollere, eventuelt erstatte, sjablongverdier foreslått for Trinn 2 i veilederen med mer pålitelige, stedspecifikke verdier generert ved nye undersøkelser. I andre tilfeller vil man ønske å gjøre en full numerisk modellering av mobilisering, transport og biologisk akkumulering av miljøgiftene for å få best mulig grunnlag for å vurdere sedimentenes betydning for miljøgiftnivå i vannmasser, naboområder og lokal sjømat». Som nevnt vil nok en erstatning av oppgitte K_D -verdier med stedspecifikke, målte verdier være spesielt viktig her. Dette kan gjøres f.eks. ved å riste sedimentprøver med passive prøvetakere som fanger løst fraksjon fra sedimentene.

4.2.4. Regneverktøy

Det foreligger et regneverktøy for gjennomføringen av Trinn 1 og Trinn 2 i veileder for risikovurdering av forurenset sediment (kystnært; (Breedveld et al., 2015)). Dette regnearket dekker formelverket, konstanter og sjablongverdier tilhørende veilederen, samt grenseverdier og stoffdata. Et steg man også må ta høyde for i utviklingen av en eventuell veileder for risikovurdering av sedimenter til havs vil være å tilpasse de elementer som er overførbare til offshore forhold (som diskutert ovenfor).

4.3 Eventuell inkludering av bunndyrundersøkelser i risikovurderingen

For kystnære sedimenter (Breedveld et al., 2015) er bunndyrundersøkelser ikke inkludert i risikovurderingen av forurensede sedimenter. Det samme foreslås også offshore, da det sannsynligvis kan gjøre risikovurderingen uhensiktsmessig komplisert. Om man skulle vurdere å inkludere bunndyrundersøkelser, så må det være i trinn 2 (eventuelt i en «weight-of-evidence»-sammenheng), siden stedegne bunndyrundersøkelser kan tenkes å redusere en risiko for økologiske effekter som eventuelt er vurdert ut ifra trinn 1 i risikovurderingen (vurdering av sedimentkonsentrasjoner mot grenseverdier for kjemi). Det er imidlertid slik at indeksene for bløtbunnsfauna er mest styrt av oksygenforhold og organisk belastning, og det er ofte lite samsvar mellom tilstanden klassifisert på miljøgifter og tilstanden klassifisert på bløtbunnsfauna i forurensede områder som norske industrifjorder (Oug et al., 2013). Ved påvirkning av miljøgifter kan det skje forandringer i bunndyrsamfunnet som ikke fanges opp av indeksene før påvirkningen er betydelig, eventuelt kan det ikke skje forandringer i det hele tatt.

Dersom det foreligger data fra bunndyrundersøker f.eks. fra tilstandsklassifisering, kan det være hensiktsmessig å forsøke å inkludere informasjon om bunndyrsamfunn i risikovurderingen med hensyn på diffusjon av stoffer ut av sedimentet (risiko for spredning) basert på en egenskapsbasert tilnærming for å estimere bunndyrsamfunnets bioturbasjonspotensial. Å inkludere bunndyrundersøkelser i risikovurderingen kun med dette formål, ville nok innebære uforholdsmessig store kostnader i forhold til nytteverdien.

4.4 Utsikter – veileder for risikovurdering

Det bør la seg gjøre å utarbeide en veileder for risikovurdering av forurenset sediment til havs, som kan være bygget over samme lest som den som foreligger for kystnære sedimenter, dog noe forenklet da den vil bygge på en vurdering av færre stoffer, samt færre problemstillinger (f.eks. ikke spredning av forurenset sediment i grunne området på grunn av skipspropeller). Det må vurderes om de grenseverdier man sammenligner sedimentkonsentrasjoner med i de innledende fasene (Trinn 1) av en risikovurderingsprosess skal overlappe fullstendig med grenseverdiene omtalt i Kap. 2, eller om det er hensiktsmessig med noe annerledes (for eksempel. «forvaltningsbaserte») grenseverdier for noen stoffer i denne sammenhengen. Et spørsmål kan også være om grenseverdiene i dette trinnet utelukkende skal være basert på mulige effekter på økosystemet, eller om skal man ta høyde for «secondary poisoning» (og human helse gjennom konsum av sjømat; og dermed avvike fra grenseverdiene i veilederen for risikovurdering av forurenset sediment, kystnært), eller om eventuelle effekter på human helse først skal inngå i Trinn 2. Det synes nødvendig med tilpassing av ulike «sjablongverdier» i Trinn 2 til mer relevante forhold offshore. Dette gjelder parametere som påvirker bindingsforholdene i sedimenter, slik som ulike fordelingskoeffisienter. Det vil være nødvendig med en justering av formelverk og regneverktøy for risikovurdering av kystnære sedimenter, for tilpasning til sedimenter til havs. Det vil kreve en gjennomgang av databaser og litteratur for å finne egnede verdier (og parametere i formelverk). Når det gjelder inkludering av bunndyrundersøkelser så er det vanskelig å se hvordan dette skal inkluderes i risikovurderingen. Det kan imidlertid være hensiktsmessig å forsøke å inkludere informasjon om bunndyrsamfunn i risikovurderingen om dette foreligger f.eks. fra tilstandsklassifisering. Da med hensyn på diffusjon av stoffer ut av sedimentet (risiko for spredning) basert på en egenskapsbasert tilnærming for å estimere bunndyrsamfunnets bioturbasjonspotensial. Dette innebærer i så fall et arbeid med å finne verdier for organismenes egenskaper knyttet til evnen til «sedimentblanding», basert på oversikter over arter, mengde og biomassedata, samt en funksjonell klassifisering av organismenes egenskaper.

Følgende hovedsteg fremstår hensiktsmessig i arbeidet mot en veileder for risikovurdering av forurenset sediment til havs:

Steg	Behov
1.	Avklaring av struktur og detaljer: a. Avgjøre en struktur på risikovurderingen. Skal den være trinnvis med økende grad av hensyntagning til lokale forhold? b. Avgjøre om grenseverdiene som inkluderes i risikovurderingen skal ta høyde for spredning i næringskjeden og risiko for human helse (gjennom sjømat), eller om dette eventuelt skal hensyntas i senere trinn av risikovurderingsprosessen (og eventuelt utvikle formelverk som estimerer konsentrasjoner i potensiell sjømat og derfra eksponering via inntak av fisk og skalldyr). c. Avgjøre om man utelukkende skal basere risikovurderingen på grenseverdier utledet fra toksisitetsdata, eller om man også skal innføre «forvaltningsbaserte» grenseverdier, eller grenseverdier basert på «bakgrunnskonsentrasjoner». d. Avgjøre om det er hensiktsmessig med toksisitetstester av porevann (og eventuelt helsediment) i risikovurderingen (eksempelsvis basert på sedimentenes fysiske karakteristika). e. Undersøke om det er formålstjenelig å inkludere informasjon om bunndyrsamfunn i risikovurderingen, med hensyn på diffusjon av stoffer ut av sedimentet (risiko for spredning), basert på en egenskapsbasert tilnærming for å estimere bunndyrsamfunnets bioturbasjonspotensial (og eventuelt bestemme verdier for a; faktor for økt diffusjon p.g.a. bioturbasjon).

2.	Innhente data (fra litteratur og tilgjengelige databaser) til hjelp for å sette «sjablongverdier» (fysisk/kjemiske data) for de ulike stoffene (miljøgiftene), som er relevante for sedimenter til havs.
3.	Oppdatere formelverk og regneark (kystnært) til å være offshore-relevant (basert på de øvrige steg som foreslås). Dette krever gjennomgang av databaser og litteratur for parametersetting (særlig om man skal implementere bunndyrssamfunns bioturbasjonspotensia).

5 Referanser

- Altin, D., Frost, T. K., & Nilssen, I. (2008). Approaches for derivation of environmental quality criteria for substances applied in risk assessment of discharges from offshore drilling operations. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 4(2), 204–214. https://doi.org/10.1897/IEAM_2007-045.1
- Andersson, J. T., & Achten, C. (2015). Time to say goodbye to the 16 EPA PAHs? Toward an up-to-date use of PACs for environmental purposes. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 35(2–4), 330–354. <https://doi.org/10.1080/10406638.2014.991042>
- Andrade, H., & Renaud, P. E. (2011). Polychaete/amphipod ratio as an indicator of environmental impact related to offshore oil and gas production along the Norwegian continental shelf. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2836–2844. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.08.032>
- Aquaculture Stewardship Council (ASC). (2024). *ASC Salmon Standard Version 1.4.1. ASC-STD-010*. <https://asc-aqua.org/wp-content/uploads/2024/05/ASC-STD-010-Salmon-Standard-V-1.4.1-May-2024.pdf>
- Arp, H. P. H., Ruus, A., Macken, A., & Lillicrap, A. (2014). *Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder* (No. M-241; s. 170). <http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M241/M241.pdf>
- Aylagas, E., Borja, Á., Irigoien, X., & Rodríguez-Ezpeleta, N. (2016). Benchmarking DNA Metabarcoding for Biodiversity-Based Monitoring and Assessment. *Frontiers in Marine Science*, 3. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00096>
- Bakke, T., Breedveld, G., Källqvist, T., Oen, A., Eek, E., Ruus, A., Kibsgaard, A., Helland, A., & Hylland, K. (2007). *Guidelines on classification of environmental quality in fjords and coastal waters—A revision of the classification of water and sediments with respect to metals and organic contaminants. TA-2229/2007*. Norwegian Pollution Control Authority. <http://www.klif.no/publikasjoner/2229/ta2229.pdf>
- Bakke, T., Breedveld, G., Källqvist, T., Oen, A., Eek, E., Ruus, A., Kibsgaard, A., Helland, A., & Hylland, K. (2007). *Veileder for risikovurdering av forurenset sediment* (Nos. 2230–2007; s. 65).
- Bakke, T., Klungsøyr, J., & Sanni, S. (2013). Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry. *Marine Environmental Research*, 92, 154–169. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.09.012>
- Beyer, J., Ellingsen, K. E., Yoccoz, N. G., Buhl-Mortensen, P., & Bakke, T. (2025). Environmental effects monitoring of offshore oil and gas activities on the Norwegian continental shelf: A review. *Marine Environmental Research*, 209, 107166. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2025.107166>
- Beyer, J., Myhre, L. P., Sundt, R. C., Meier, S., Tollefsen, K.-E., Vabø, R., Klungsøyr, J., & Sanni, S. (2012). Environmental risk assessment of alkylphenols from offshore produced water on fish reproduction. *Marine Environmental Research*, 75, 2–9. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2011.11.011>
- Beyer, J., Sundt, R. C., Sanni, S., Sydnes, M. O., & Jonsson, G. (2011). Alkylphenol Metabolites in Fish Bile As Biomarkers of Exposure to Offshore Oil Industry Produced Water in Feral Fish. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 74(7–9), 569–581. <https://doi.org/10.1080/15287394.2011.550565>
- Bjerkeng, B. (2000). *Miljøovervåking på norsk sokkel—Sammenligning av konsentrasjoner i sediment mot bakgrunnsnivåer. Notat O-99128*. (s. 36).

- Bjørgesæter, A., & Gray, J. S. (2008). Setting sediment quality guidelines: A simple yet effective method. *Marine Pollution Bulletin*, 57(6), 221–235. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.04.022>
- Boitsov, S., Ali, A. M., & Sanden, M. (2024). *Undersøkelser av hydrokarboner og organiske miljøgifter i sedimenter fra Mareano-området i 2023*. <https://imr.brage.unit.no/imr-xmlui/handle/11250/3169415>
- Boitsov, S., Mjøs, S. A., & Meier, S. (2007). Identification of estrogen-like alkylphenols in produced water from offshore oil installations. *Marine Environmental Research*, 64(5), 651–665. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2007.07.001>
- Boitsov, S., Nesje, G., & Sanden, M. (2022). *Undersøkelser av hydrokarboner og organiske miljøgifter i sedimenter fra MAREANO-området i 2021*. <https://imr.brage.unit.no/imr-xmlui/handle/11250/3056153>
- Boitsov, S., & Sanden, M. (2023). *Undersøkelser av hydrokarboner og organiske miljøgifter i sedimenter fra MAREANO-området i 2022*. <https://imr.brage.unit.no/imr-xmlui/handle/11250/3114358>
- Borgersen, G., Hektoen, M., Melsom, F., & Todt, C. (2020). *Uttesting av sensitivitetsindeksene ISI2018 og NSI2018, og en revidert artsliste med sensitivitetsverdier for bløtbunnsfauna*. Norsk institutt for vannforskning. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2659943>
- Borgersen, G., Trannum, H. C., Gundersen, H., & Vedal, J. (2019). *Oppdatering av bløtbunnsartenes sensitivitetsverdier*. Norsk Institutt for Vannforskning. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2600903>
- Borja, Á., Dauer, D. M., & Grémare, A. (2012). The importance of setting targets and reference conditions in assessing marine ecosystem quality. *Ecological Indicators*, 12(1), 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.018>
- Borja, A., Franco, J., & Pérez, V. (2000). A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40(12), 1100–1114. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00061-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00061-8)
- Borja, A., Lanzén, A., & Muxika, I. (2024). DNA-based marine benthic assessment methods can perform as morphological ones, but an intercalibration is needed. *Ecological Indicators*, 167, 112638. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112638>
- Borja, Á., Marín, S. L., Muxika, I., Pino, L., & Rodríguez, J. G. (2015). Is there a possibility of ranking benthic quality assessment indices to select the most responsive to different human pressures? *Marine Pollution Bulletin*, 97(1), 85–94. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.030>
- Brakstad, F., Bjørgesæter, A., & Dahle, S. (2006). *Field Validation prat II: Comparing the results from the two approaches SSD and MWM including operational implications*. (No. ERMS report No. 14A; s. 12).
- Breedveld, G. D., Ruus, A., Bakke, T., Kibsgaard, A., & Arp, H. P. H. (2015). *Risikovurdering av forurenset sediment. Veileder* (No. M-409; s. 107). <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m409/m409.pdf>
- Buchanan, J. B. (2005). Sediment analysis. I Holme, N.A. et al. *Methods for the study of marine benthos* (s. 41–65).
- Clemente, J. S., & Fedorak, P. M. (2005). A review of the occurrence, analyses, toxicity, and biodegradation of naphthenic acids. *Chemosphere*, 60(5), 585–600. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.02.065>
- Cochrane, S., Palerud, R., Wassbotten, I. H., Larsen, L. H., & Mannvik, H. P. (2009). *Offshore sediment survey of Region I, 2008* (No. Akvaplan-niva report 4315-02; s. 314).
- Commission Regulation 1881/2006 (2006). <http://data.europa.eu/eli/reg/2006/1881/oj/eng>
- Commission Regulation 2023/915 (2023). <http://data.europa.eu/eli/reg/2023/915/2023-08-10/eng>

- Dauvin, J. C., Andrade, H., de-la-Ossa-Carretero, J. A., Del-Pilar-Ruso, Y., & Riera, R. (2016). Polychaete/amphipod ratios: An approach to validating simple benthic indicators. *Ecological Indicators*, 63, 89–99. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.055>
- Dauvin, J. C., & Ruellet, T. (2007). Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1), 215–224. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.045>
- Directive 2008/56/EC, No. 2008/56/EC, OP_DATPRO (2017). <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/56/2017-06-07/eng>
- Directive 2013/39/EU, 2013/39/EU, EP, CONSIL, 226 OJ L (2013). <http://data.europa.eu/eli/dir/2013/39/oj/eng>
- DNV & Akvaplan NIVA. (2021). *Definisjon av forstyrret fauna – fase 2. Kriterier Forstyrret fauna—Fase II* (No. 1328).
- Ellingsen, K. E., Yoccoz, N. G., Tveraa, T., Hewitt, J. E., & Thrush, S. F. (2017). Long-term environmental monitoring for assessment of change: Measurement inconsistencies over time and potential solutions. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(11), 595. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6317-4>
- EU dossier. (2005). *Environmental Quality Standards (EQS) Substance Data Sheet Priority Substance No. 21 Mercury and its Compounds CAS-No. 7439-97-6*. https://circabc.europa.eu/sd/a/ff8e163c-71f6-4fc0-98ef-875a20add4c8/21_Mercury_EQSdatasheet_150105.pdf
- EU dossier. (2011). *PFOS EQS dossier 2011* (s. 27). <https://circabc.europa.eu/sd/a/027ff47c-038b-4929-a84c-da3359acecee/PFOS%20EQS%20dossier%202011.pdf>
- European Commission. (2011). *Guidance Document No. 27. Technical guidance for deriving environmental quality standards*. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/43816>
- European Commission. (2018). *Guidance Document No. 27. Technical guidance for deriving environmental quality standards. Updated version 2018* (s. 207). <https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/ba6810cd-e611-4f72-9902-f0d8867a2a6b/details>
- European Commission. (2022). *European Commission—Have your say* [Text]. European Commission - Have Your Say. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52022PC0540>
- Frost, T. K., Nilssen, I., Neff, J., Altin, D., & Lunde, K. E. (2006). *Toxicity of Drilling Discharges* (No. ERMS Report no. 4; s. 228). https://www.sintef.no/globalassets/project/erms/reports/erms-report-no-4_toxicity-report-signed-version.pdf
- Gillett, D. J., Weisberg, S. B., Grayson, T., Hamilton, A., Hansen, V., Leppo, E. W., Pelletier, M. C., Borja, A., Cadien, D., Dauer, D., Diaz, R., Dutch, M., Hyland, J. L., Kellogg, M., Larsen, P. F., Levinton, J. S., Llansó, R., Lovell, L. L., Montagna, P. A., ... Welch, K. I. (2015). Effect of ecological group classification schemes on performance of the AMBI benthic index in US coastal waters. *Ecological Indicators*, 50, 99–107. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.11.005>
- Girardin, V., Grung, M., & Meland, S. (2020). Polycyclic aromatic hydrocarbons: Bioaccumulation in dragonfly nymphs (Anisoptera), and determination of alkylated forms in sediment for an improved environmental assessment. *Scientific Reports*, 10(1), Artikkel 1. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67355-1>
- Grung, M., Lindman, S., Kringstad, A., Girardin, V., & Meland, S. (2022). Alkylated Polycyclic Aromatic Compounds in Road Runoff Are an Environmental Risk and Should Be Included in Future Investigations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 41(8), 1838–1850. <https://doi.org/10.1002/etc.5399>
- Grung, M., Meland, S., Ruus, A., Rannekleiv, S., Fjeld, E., Kringstad, A., Rundberget, J. T., Dela Cruz, M., & Christensen, J. H. (2021). Occurrence and trophic transport of organic compounds in sedimentation ponds for road runoff. *Science of The Total Environment*, 751, 141808. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141808>

- Grung, M., Röhler, L., & Bæk, K. (2024). Karakterisering og kildesporing av polysykliske aromatiske substanser (PAC) i sediment rundt Mongstad. I 35. Norsk institutt for vannforskning. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/3111866>
- Hamano, S., Morita, S., Azuma, M., Oka, M., & Teraoka, K. (1991). Pharmacological study on Ba²⁺-stimulated catecholamine secretion from cultured bovine adrenal chromaffin cells: Pollible relation of Ba²⁺ action to Ca²⁺ activated secretory mechanism. *Japan. J. Pharmacol.*, 55, 43–50.
- Harding-Marjanovic, K. C., Houtz, E. F., Yi, S., Field, J. A., Sedlak, D. L., & Alvarez-Cohen, L. (2015). Aerobic Biotransformation of Fluorotelomer Thioether Amido Sulfonate (Lodyne) in AFFF-Amended Microcosms. *Environmental Science & Technology*, 49(13), 7666–7674. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01219>
- Harman, C., Brooks, S., Sundt, R. C., Meier, S., & Grung, M. (2011). Field comparison of passive sampling and biological approaches for measuring exposure to PAH and alkylphenols from offshore produced water discharges. *Marine Pollution Bulletin*, 63(5–12), 141–148. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.12.023>
- Harman, C., Thomas, K. V., Tollefsen, K. E., Meier, S., Boyum, O., & Grung, M. (2009). Monitoring the freely dissolved concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and alkylphenols (AP) around a Norwegian oil platform by holistic passive sampling. *Marine pollution bulletin*, 58(11), 1671–1679. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X09002768>
- Hurlbert, S. H. (1971). The Nonconcept of Species Diversity: A Critique and Alternative Parameters. *Ecology*, 52(4), 577–586. <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/1934145>
- Kjemidata. (u.å.). Mareano - samler kunnskap om havet. Hentet 20. juni 2025, fra <https://www.mareano.no/kart-og-data/kjemidata>
- Kolanczyk, R. C., Saley, M. R., Serrano, J. A., Daley, S. M., & Tapper, M. A. (2023). PFAS Biotransformation Pathways: A Species Comparison Study. *Toxics*, 11(1), Artikkel 1. <https://doi.org/10.3390/toxics11010074>
- Lanzén, A., Dahlgren, T. G., Bagi, A., & Hestetun, J. T. (2021). Benthic eDNA metabarcoding provides accurate assessments of impact from oil extraction, and ecological insights. *Ecological Indicators*, 130, 108064. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108064>
- Magurran, A. E. (2013). *Measuring Biological Diversity*. John Wiley & Sons.
- Martin, J. W., Asher, B. J., Beesoon, S., Benskin, J. P., & Ross, M. S. (2010). PFOS or PreFOS? Are perfluorooctane sulfonate precursors (PreFOS) important determinants of human and environmental perfluorooctane sulfonate (PFOS) exposure? *Journal of Environmental Monitoring*, 12(11), 1979–2004. <https://doi.org/10.1039/C0EM00295J>
- Maximov, A. A., & Berezina, N. A. (2023). Benthic Opportunistic Polychaete/Amphipod Ratio: An Indicator of Pollution or Modification of the Environment by Macroinvertebrates? *Journal of Marine Science and Engineering*, 11(1), 190. <https://doi.org/10.3390/jmse11010190>
- McLaren, D. E. K., & Rawlins, A. J. (2022). Occurrence of alkylphenols and alkylphenol ethoxylates in North Sea sediment samples collected across oil and gas fields. *Marine Pollution Bulletin*, 178, 113655. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113655>
- Meier, S., Andersen, T. E., Norberg, B., Thorsen, A., Taranger, G. L., Kjesbu, O. S., Dale, R., Morton, H. C., Klungsøyr, J., & Svandal, A. (2007). Effects of alkylphenols on the reproductive system of Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Aquatic Toxicology*, 81(2), 207–218. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.12.002>
- Miljødirektoratet. (2020a). *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota –revidert 30.10.2020. M608*. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M608/M608.pdf>
- Miljødirektoratet. (2020b). *Risikovurdering av forurenset sediment – regneark*. Risikovurdering av forurenset sediment - regneark. M-1489. <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2020/april-2020/risikovurdering-av-forurenset-sediment--regneark/>

Miljødirektoratet. (2021). *Miljøaspekter ved avslutning av petroleumsvirksomhet: Forvaltningspraksis og kunnskapsstatus* (No. M-1952; s. 96). <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2021/mars-2021/miljoaspekter-ved-avslutning-av-petroleumsvirksomhet/#:~:text=Vi%20redegj%C3%B8r%20for%20tilgjengelig%20kunnskap%20og%20vurderer%20forvaltningspraksis%2C,vurderer%20oppgaver%20og%20roller%20i%20avslutnings%20og%20disponeringssaker.>

Miljødirektoratet. (2025a, januar 31). *Klassifisering av prioriterte- og vannregionspesifikke stoffer*. Vannportalen. <https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/klassifisering-av-kjemisk-tilstand-av-vann/klassifisering-av-kjemisk-tilstand/grenseverdier-for-klassifisering-av-prioriterte-og-vannregionspesifikke-stoffer/>

Miljødirektoratet. (2025b, august 4). *Veileder: Miljøovervåking av petroleumsvirksomheten til havs*. Miljødirektoratet/Norwegian Environment Agency. <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/forurensning/petroleum/for-naringsliv/miljoovervaking-av-petroleumsvirksomheten-til-havs/>

Miljødirektoratet. (2025c, august 12). *Klassifisering av miljøtilstand i kyst- og ferskvann*. Vannportalen. <https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/>

Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J., & Sørensen, J. (1997). *Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. TA-1467/1997* (No. TA-1467/1997; s. 36). http://www.miljodirektoratet.no/no/Publikasjoner/Publikasjoner/2004/Februar/Klassifisering_av_miljokvalitet_i_fjorder_og_kystfarvann/

Neff, J. M. (2008). Estimation of bioavailability of metals from drilling mud barite. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 4(2), 184–193. https://doi.org/10.1897/IEAM_2007-037.1

Nisbet, I. C. T., & LaGoy, P. K. (1992). Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 16(3), 290–300. [https://doi.org/10.1016/0273-2300\(92\)90009-X](https://doi.org/10.1016/0273-2300(92)90009-X)

Norsk Olje&Gass. (2016). *Guidance document for characterization of offshore drill cuttings piles* (s. 28).

OSPAR. (2009). *Implementation report on Recommendation 2006/5 on a management regime for offshore cutting piles* (No. 451/2009). <https://www.ospar.org/documents?v=7170>

Oug, E., Ruus, A., Norling, K., & Bakke, T. H. (2013). *Klassifisering av miljøtilstand i industrifjorder – hvor godt samsvarer miljøgifter og bløtbunnsfauna?* Norsk institutt for vannforskning. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2366481>

Pearson T. H., & Rosenberg, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 16, 229–311. <https://cir.nii.ac.jp/crid/1570854175793027840>

Pedersen, Are, Alve, Elisabeth, Alvestad, Tom, Borgersen, Gunhild, Dolven, Jane Karine, Gundersen, Hege, Hess, Silvia, Kutti, Tina, Rygg, Brage, Velvin, Roger, & Vedal, Jens. (2016). *Bløtbunnsfauna som indikator for miljøtilstand i kystvann. Ekspertvurderinger og forslag til nye klassegrensener og metodikk*. (No. M-633; s. 59). Miljødirektoratet og Fiskeridirektoratet. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M633/M633.pdf>

Petroleumsvirksomhet—Data fra miljøovervåking (MOD-databasen). (u.å.). Petroleumsvirksomhet - data fra miljøovervåking (MOD-databasen). Hentet 10. april 2025, fra <https://kartkatalog.miljodirektoratet.no/dataset/Details/3076>

Queirós, A. M., Birchenough, S. N. R., Bremner, J., Godbold, J. A., Parker, R. E., Romero-Ramirez, A., Reiss, H., Solan, M., Somerfield, P. J., Van Colen, C., Van Hoey, G., & Widdicombe, S. (2013). A bioturbation classification of European marine infaunal invertebrates. *Ecology and Evolution*, 3(11), 3958–3985. <https://doi.org/10.1002/ece3.769>

- Reimann, C., Fabian, K., Birke, M., Filzmoser, P., Demetriades, A., Négrel, P., Oorts, K., Matschullat, J., de Caritat, P., Albanese, S., Anderson, M., Baritz, R., Batista, M. J., Bel-Ian, A., Cicchella, D., De Vivo, B., De Vos, W., Dinelli, E., Ďuriš, M., ... Sadeghi, M. (2018). GEMAS: Establishing geochemical background and threshold for 53 chemical elements in European agricultural soil. *Applied Geochemistry*, 88, 302–318. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.01.021>
- Reimann, C., Filzmoser, P., & Garrett, R. G. (2005). Background and threshold: Critical comparison of methods of determination. *Science of The Total Environment*, 346(1), 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.11.023>
- Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, H., Cederwall, H., & Dimming, A. (2004). Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: A proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 49(9), 728–739. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.05.013>
- Ruus, A., Arp, H. P. H., Oen, A. M. P., Grung, M., & Breedveld, G. D. (2015). *PAH i forurensset sediment: Utredning av egnethet av PAHkomponenter/ grupperinger for vurdering av tiltaksbehov*. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2390092>
- Ruus, A., Schaanning, M., Oxnevad, S., & Hylland, K. (2005). Experimental results on bioaccumulation of metals and organic contaminants from marine sediments. *Aquatic Toxicology*, 72(3), 273–292. http://apps.isiknowledge.com/full_record.do?product=WOS&search_mode=GeneralSearch&qid=26&SID=T1bHlo@5F2E7oaKbGEi&page=2&doc=20
- Rygg, B. (2002). Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway. I 32. Norsk institutt for vannforskning. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/211748>
- Rygg, B. (2006). Developing indices for quality-status classification of marine soft-bottom fauna in Norway. I 33. Norsk institutt for vannforskning. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/213219>
- Rygg, B., & Norling, K. (2013). Norwegian Sensitivity Index (NSI) for marine macroinvertebrates, and an update of Indicator Species Index (ISI). I 46. Norsk institutt for vannforskning. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/216238>
- Saloranta, T. M., Ruus, A., & Borgå, K. (2011). Identification of the most influential factors in the Norwegian guidelines for risk assessment of dispersion of contaminants from sediments. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7(4), 657–667. <https://doi.org/10.1002/ieam.188>
- Samanipour, S., Reid, M. J., Rundberget, J. T., Frost, T. K., & Thomas, K. V. (2020). Concentration and Distribution of Naphthenic Acids in the Produced Water from Offshore Norwegian North Sea Oilfields. *Environmental Science & Technology*, 54(5), 2707–2714. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05784>
- Shannon, C., & Weaver, W. (1963). *The Mathematical Theory of Communication*.
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of Diversity. *Nature*, 163(4148), 688–688. <https://doi.org/10.1038/163688a0>
- Singsaas, I., Rye, H., Frost, T. K., Smit, M. G., Garpestad, E., Skare, I., Bakke, K., Veiga, L. F., Buffagni, M., Follum, O., Johnsen, S., Moltu, U., & Reed, M. (2008). Development of a risk-based environmental management tool for drilling discharges. Summary of a four-year project. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 4(2), 171–176. https://doi.org/10.1897/IEAM_2007-035.1
- Singsaas, I., Smit, M. G., Garpestad, E., Skare, I., Bakke, K., Falcao Veiga, L., Buffagni, M., Follum, O.-A., Johnsen, S., & Moltu, U.-E. (2007). *Environmental risk management system (ERMS). A summary report*. (No. ERMS report no. 24; s. 31). SINTEF. https://www.sintef.no/globalassets/project/erms/reports/erms-report-no-24_summary-report_final.pdf

Standards Norway. (2004, september). *NS-EN ISO 5667-19:2004*. Water Quality — Sampling — Part 19: Guidance on Sampling in Marine Sediments (ISO 5667-19:2004). <https://online.standard.no/en/ns-en-iso-5667-19-2004>

Standards Norway. (2014, mars). *NS-EN ISO 16665:2013*. Water Quality - Guidelines for Quantitative Sampling and Sample Processing of Marine Soft-Bottom Macrofauna (ISO 16665:2014). <https://online.standard.no/en/ns-en-iso-16665-2013>

Stogiannidis, E., & Laane, R. (2015). Source Characterization of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Using Their Molecular Indices: An Overview of Possibilities. I D. M. Whitacre (Red.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* (s. 49–133). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-10638-0_2

Sundt, R. C., Ruus, A., Jonsson, H., Skarphéðinsdóttir, H., Meier, S., Grung, M., Beyer, J., & Pampanin, D. M. (2012). Biomarker responses in Atlantic cod (*Gadus morhua*) exposed to produced water from a North Sea oil field: Laboratory and field assessments. *Marine Pollution Bulletin*, 64(1), 144–152. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.10.005>

Thomas, K. V., Langford, K., Petersen, K., Smith, A. J., & Tollefsen, K. E. (2009). Effect-Directed Identification of Naphthenic Acids As Important in Vitro Xeno-Estrogens and Anti-Androgens in North Sea Offshore Produced Water Discharges. *Environmental Science & Technology*, 43(21), 8066–8071. <https://doi.org/10.1021/es9014212>

Wentworth, C. K. (1922). A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *The Journal of Geology*, 30(5), 377–392. <https://www.jstor.org/stable/30063207>

Word, J. Q. (1978). The infaunal trophic index. I *Annual Report 1978 Southern California Coastal Water Research Project, Los Angeles, California, USA* (s. 19–41). <https://ftp.sccwrp.org/pub/download/DOCUMENTS/AnnualReports/1978AnnualReport/ar01.pdf>

Zan, S., Wang, J., Wang, F., Han, Y., Du, M., & Fan, J. (2019). Variation and distribution of naphthenic acids in Dalian Bay sediment. *Marine Pollution Bulletin*, 140, 597–602. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.061>

Øen, S., Iversen, P. E., Nielsen, F., Henriksen, T., Natvig, H., Dretvik, Ø., Martinsen, F., & Bakke, G. (2010). *Avvikling av utrangerte offshoreinstallasjoner* (No. TA 2634; s. 47). Miljødirektoratet.



Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning STI (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressurs spørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåking, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.