



GRUNDLAG FOR OVERVÅGNING AF NEGATIVE EFFEKTER AF MARINE AKUTTE FORURENINGSHÆNDELSER

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 247

2022



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

GRUNDLAG FOR OVERVÅGNING AF NEGATIVE EFFEKTER AF MARINE AKUTTE FORURENINGSHÆNDELSER

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 247

2022

Martin M. Larsen
Zhanna Tairova
Cordula Göke
Jesper P.A. Christensen
Marie Maar
Vibe Schourup-Kristensen

Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 247
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Grundlag for overvågning af negative effekter af marine akutte forureningshændelser
Forfattere:	Martin M. Larsen, Zhanna Tairova, Cordula Göke, Jesper P.A. Christensen, Marie Maar og Vibe Schourup-Kristensen
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	2022
Redaktion afsluttet:	Juni 2022
Faglig kommentering:	Kim Gustavson
Kvalitetssikring, DCE:	Susanne Boutrup
Sproglig kvalitetssikring:	Charlotte Hviid
Ekstern kommentering:	MST Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/TR247_komm.pdf
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Martin M. Larsen, Zhanna Tairova, Cordula Göke, Jesper P.A. Christensen, Marie Maar & Vibe Schourup-Kristensen. 2022. Grundlag for overvågning af negative effekter af marine akutte forureningshændelser. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 96 s. - Teknisk rapport nr. 247 http://dce2.au.dk/pub/TR247.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Rapporten indeholder en gennemgang af stofgrupper, der oftest giver akutte forureningshændelser og oversigt over farvande, hvor der er størst risiko for sådanne. Sammenholdt med særligt følsomme områder for arter og naturtyper udpeges områder med størst risiko for akutte forureningshændelser med effekt på det marine miljø, og der gives indikationer på, hvad effekten vil være.
Emneord:	akut forurening, havstrategi descriptor 8.4,
Layout:	Grafisk Værksted
Foto forside:	Forsøg med olieafbrænding som oprensningsmetode for oliespild i Grønland. © Susse Wegeberg, 2021.
ISBN:	978-87-7156-698-7
ISSN (elektronisk):	2244-999X
Sideantal:	95
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/TR247.pdf

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	7
Summary	8
1 Indledning	10
1.1 EU's Havstrategi Deskriptor 8	10
1.2 Overvågning i Nordsøen og Østersøen	11
1.3 Formål og afgrænsninger for grundlaget til overvågning af akut forurening	12
2 Status for spild og akut forurening med kemikalier og olie i det marine miljø	14
2.1 Review op til ca. 2010	14
2.2 Nyere reviews	16
2.3 Status for havområder under OSPAR og HELCOM	18
2.4 Skibstrafik i danske farvande	29
2.5 Opsummering for skibstrafik og oliespild til havs	31
2.6 Potentielle kilder til akut forurening fra kystnære virksomheder	32
3 Baggrund for kategorisering af kemikalier i forhold til sundhed og miljøfarlighed	38
3.1 Spredning og fordeling i havmiljøet	38
3.2 Sandsynlige stoffer og stofgrupper ved marine forureningshændelse	38
3.3 OSPARs baggrundsdokumenter – egnede monitoringsorganismer	42
3.4 Gasrørledninger	43
4 Effektovervågning for stofgrupper	45
4.1 Stofgrupper og deres potentielle effekter	45
4.2 Effekter af akut forurening på økosystemer	48
5 Opgørelse over sårbare marine områder	50
5.1 Forskellige marine følsomme områder udpeget til fugle og habitater for sjældne/følsomme arter	50
5.2 Udvælgelse af sårbare områder med størst risiko for effekter af akut forurening	53
6 Oversigt over spredningsmodeller	60
6.1 Baggrund	60
6.2 Eksisterende modeller	60
6.3 Fremtidige muligheder	62

7	Udvælgelse af matricer og parametre	65
7.1	Syre og baser	65
7.2	Vandopløselige organiske opløsningsmidler	66
7.3	Organiske opløsningsmidler uopløselige i havvand	66
7.4	Pesticider og biocider	67
7.5	Gødningsstoffer	67
7.6	Faste stoffer	68
7.7	Fødevarer uden økotoksikologisk effekt	68
7.8	Power to X og naturgas rørledninger	68
8	Konklusioner	69
8.1	Miljøfarlige stoffer, der kan forårsage akutte forureningshændelser	69
8.2	Kystnære virksomheder der potentielt kan forårsage akut forurening	69
8.3	De mest følsomme områder	70
8.4	Anvendelse af modeller	71
9	Referencer	72
10	Bilag	82
10.1	Ordliste	82
10.2	Udvalgte listevirksomheder fordelt på virksomhedstype	84
10.3	GESAMP koder	90
10.4	SEBC klassificering originale Bonn agreement	95

Forord

EU's havstrategidirektiv skal sikre, at der opnås eller opretholdes god miljøtilstand i havets økosystemer. Dette mål skal opnås ved, at hvert land udarbejder havstrategier bestående af tre dele: en basisanalyse, et overvågningsprogram og et indsatsprogram, der revideres hvert 6. år.

På den baggrund har Danmark udviklet sin havstrategi i 2010 gældende for perioden 2012-2018, med en basisanalyse i 2012, som blev fulgt op af et overvågningsprogram i 2014 og et indsatsprogram i 2017. Den anden periode fra 2018-2024 med Havstrategi II er nu i gang ([Miljøstyrelsen](#), 2021).

Havstrategidirektivet har 11 emner (deskriptorer) med målsætninger for forskellige dele af miljøet. Forurenende stoffer er den 8. deskriptor med fire kriterier for vurdering af, om miljøtilstanden opfylder det overordnede mål at 'Koncentrationer af forurenende stoffer ligger på niveauer, der ikke medfører forureningsvirkninger'. De første to kriterier handler om koncentrationer (D8C1 'Koncentrationer af forurenende stoffer') og effekter af forurenende stoffer generelt (D8C2 'Arters sundhed og habitaters tilstand'). Overvågningen knyttet hertil foretages med NOVANA, der skal følge miljøtilstand for "almindelige" påvirkninger fra diffus- og punktkildeforurening fra virksomheder, landbrug og byer. De to sidste kriterier omhandler selve de akutte forureningshændelser (D8C3 'Udbredelse og varighed af væsentlige akutte forureningshændelser'), fx skibsforslis med olie- eller kemikalie spild, og hvordan sådanne særskilte forureninger skal overvåges på længere sigt (D8C4 'Negative effekter af væsentlige akutte forureningshændelser').

Formålet med denne rapport er at danne grundlag for at definere et overvågningsprogram, der kan indgå i en basisanalyse for forurenende stoffer med beskrivelse af kriterier D8C4 'Negative effekter af væsentlige akutte forureningshændelser'. Det er således ikke formålet at lave overvågningsprogrammet, men give grundlaget for hvad der kan/bør indgå i et sådant program

I forhold akutte forureningshændelser (kriterie D8C3) er der i OSPAR og HELCOM regi primært fokus på oliespild som kriterier. De nuværende danske kriterier bygger i stor udstrækning på OSPAR og HELCOM overvågningen, som handler om antal observerede spild ved skibs- og flyovervågning og indrapportering af olieramte fugle. Der har især været fokus på uheld i forbindelse med olie / gas udvinding til havs og skibsforslis af olietankere. OSPAR og HELCOM har veldefinerede og målbare mål for havovervågningen, men i den senere tid har forskellige landbaserede ulykker desuden givet anledning til akut forurening fx efter brand på gødningsanlæg ved Fredericia februar 2016 med udledning af 2600 ton kvælstof til Lillebælt (DHI, 2018) og udslip af ukendt mængde jernklorid til Ringkøbing Fjord fra Atlantic Sapphire laksefarm efter i brand september 2021 (Dagbladet Ringkøbing Skjern, 2021). Internationalt har en tsunami efter vulkanudbrud ved Tonga i Stillehavet 15. januar 2022 medført et oliespild på mindst 6.000 tønder (~1 mio liter) ved et raffinaderi nær Lima, Peru, med ilanddrevne olieindsølede fugle og sæler til følge. Forureningen strækker sig langs 90 km kystlinie, og dækker 7,1 mio m² stort havområde (UN OCHA, 2022). Selvom tsunamier normalt ikke rammer Danmark er der stadig oversvømmelser af havneområder ved orkaner og lignende voldsomt vejr.

Der vurderes således at være behov for at skabe et overblik over ikke kun olie, men også miljøfarlige og andre potentielle problemstoffer som næringssalte, der kan give anledning til akutte forureningshændelser.

Baggrunden for denne rapport er kontrakt af 15. oktober 2021 mellem Miljøstyrelsen og DCE vedrørende ”udarbejdelse af grundlag for overvågning af negative effekter af marine akutte forureningshændelser”.

Opgaven er defineret til at omfatte følgende:

1. Kortlægning af stoffer og stofgrupper, der potentielt vil kunne udledes og forårsage væsentlige akutte forureningshændelser i dansk farvand eller spredes fra hændelser i omkringliggende landes farvande. Det omfatter bl.a. stoffer, der transporteres vha. skibsfart i bulk, stoffer der opbevares eller udvindes på offshore installationer, stoffer der opbevares i nærheden af eller med umiddelbar forbindelse til havmiljøet m.m.
2. Kategorisering af stoffer og stofgrupper efter hvilken effektovervågning det vil være relevant at udføre ifm. den konkrete forurening baseret på stoffernes egenskaber og effekt.
3. Udvalgelse af relevante matricer og parametre til overvågning af negative effekter på hhv. organismer og habitater ifm. væsentlige akutte forureningshændelser med stoffer og stofgrupper identificeret under punkt 1 og 2. Udvælgelsen skal ske med fokus på projektets formål. Dertil ønskes en beskrivelse af de mest sårbare organismer og habitater for givne stoffer.
4. Opgørelse over sådanne sårbare områder, habitattyper, arter og årstider. GIS-lag med områder herfor udarbejdes.
5. En oversigt over, hvilke typer forurening, der allerede bruges spredningsmodeller for samt hvilke typer forurening, der ikke findes spredningsmodeller for.

Miljøstyrelsen har haft rapportudkast til kommentering. Projektet har været fulgt af en følgegruppe sammensat af Lotte Knudsen og Natasja Lykke Corfixen fra Miljøstyrelsen. Følgegruppens rolle har været at følge fremdriften, og sikre det rette fokus og omfang i forhold til Miljøstyrelsens behov, samt sikre adgang til de projekter i Miljøstyrelsen det var relevant at indhente information fra.

Sammenfatning

Formålet med rapporten er at give et grundlag for implementering af overvågning i Danmark i relation til havstrategidirektivets deskriptor 8 kriterie 4 'Negative effekter af væsentlige akutte forureningshændelser'.

I rapporten indgår: 1) identifikation af miljøfarlige stoffer, der kan forårsage akutte forureningshændelser i det marine miljø, 2) oversigt over landbaserede virksomheder/industrier, som potentielt ved uheld kan forårsage akutte spild/udledninger til det marine miljø, 3) udpegning af marine områder, der er særligt følsomme for akutte forureningshændelser samt 4) vurdering af spredningsmodeller, der vil kunne anvendes ved akutte spild og udledninger.

Ved gennemgang af litteraturen om skibsforslis er de miljøfarlige stoffer, der med størst sandsynlighed kan optræde ved en akut forurening, identificeret: Benzen, styren, vegetabiliske olier, syre og baser, ammoniumforbindelser og næringsalte, xylene, phenol, acetone, toluen, acetonitril, vinylacetat og paraffinvoks.

Risikovurderingen af de miljøfarlige stoffer er baseret på IMO's GESAMP system, som både inkluderer oplysninger om bioakkumulering og nedbrydning, akut og kronisk akvatisk toksicitet og akut og kronisk effekt på pattedyr samt begrænsninger for anden anvendelse af havet og kystzonen.

Virksomheder med oplag af miljøfarlige stoffer er identificeret ud fra Miljøstyrelsens oversigt over listevirksomheder. Listevirksomheder er de største og potentielt mest forurenende virksomheder, der gør, der skal føres særligt tilsyn med dem. Fra listen er udvalgt de virksomheder der har miljøfarlige stoffer i en mængde, hvor mængden alene er nok til at komme på listen. Der blev identificeret 45 virksomheder umiddelbart ved kysten (<100m fra kystlinien) og i alt 226 kystnære virksomheder, som ligger inden for 3 km fra kystlinien. Det har ikke i centrale registre været muligt at få specifikke oplysninger om hvilke stoffer de enkelte virksomheder oplagrer, kun virksomhedstyperne, så der kan ikke udledes specifikke stoffer der kan give anledning til akutforurening fra listevirksomheder.

Alle habitat og beskyttede områder forventes at være følsomme over for akut forurening, men med forskellig følsomhed overfor forskellige forureningstyper og årstider. Fx er boblerev og biogene rev særligt følsomme over for syrespild, der kan påvirke selve revet, og fugle habitater for trækfugle mest følsomme i trækperioderne forår og efterår hvor der i områderne er mange fugle, der kan tage direkte skade af forureningen.

Da det største fokus indtil nu har været på oliespild, er HELCOMs Seatrack Web oliespredningsmodel den mest anvendte model i dag. Den bygger på Danmarks (DMI) og Sveriges (SMHI) metrologiske institutters atmosfære- og havmodeller, og har indbygget nedbrydningsmodeller for adskillige olietyper. DMI har ligeledes udviklet en oliespredningsmodel, svarende til HELCOMs Seatrack Web, der gælder både for Nordsøen og Grønland, og som samtidig kan anvendes til scenarie beregning. For andre miljøfarlige stoffer kan modellerne udvides til at inkludere de fysisk-kemiske egenskaber og transformationer, de kan gennemgå. Men modellerne har ingen biologiske aspekter, så for effekter på arter og habitater vil en kombination med økologiske modeller, fx i FlexSem være en mulighed for udvalgte områder.

Summary

The purpose of this report is to set the basis for implementation of surveillance in Denmark in relation to the marine strategy directive descriptor 8, criterion 4 “The adverse effects of significant acute pollution events on the health of species and on the condition of habitats are minimized and, where possible, eliminated”.

The report contains: 1) identification of hazardous substances, which can cause acute toxic pollution in the marine environment; 2) an overview of land based industries, which potentially in case of accidents can cause acute pollution to the marine environment; 3) mapping of marine areas, that are particularly sensitive to acute pollution events; and 4) assessment of dispersion models, which can be used for acute spills and discharges.

A literature survey on ship accidents was performed, identifying the hazardous substances with the largest probability of causing acute pollution: benzene, styrene, vegetable oils, acids and bases, ammonia containing substances and nutrients, xylene, phenols, acetone, toluene, acetonitrile, vinyl acetate and paraffin waxes.

Risk assessment of the hazardous substances is based on IMO’s GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection) system, which includes criteria on bioaccumulation and biodegradation potential of compounds, both acute and chronic aquatic toxicity and acute and chronic effects on marine mammals and limitations for other uses of the sea and coastal zone.

Companies that store environmentally hazardous substances were identified by the Danish environmental protection agency’s overview of “Listevirksomheder”, which include the largest and most polluting companies, that require special supervision from authorities. From this overview list, the companies for which the amount of hazardous substances stored / used was large enough were selected for this basis study. In total the list for this study amounted in 45 companies on the coast (<100 m from the coastline) and in all 226 companies within 3 km from the coastline. No central register was available with information on the hazardous substances which were actually stored for the individual companies, only the type of companies.

All habitat and protected areas are expected to be sensitive to acute pollution, but differ in sensitivity depending on pollution type and season. For example, the bubble reefs and biogene reefs are sensitive to acid spills, which can affect the reef structure itself, and bird sanctuaries for migratory birds are most sensitive in the migration periods in the spring and fall where the number of birds, which can be harmed by the pollution, is highest. As the largest focus until now have been on oil spills, the HELCOM Seatrack Web oil spills model are the most used model today. The model is built on the atmospheric and marine models from the Danish and Swedish metrological institutes (DMI, SMHI), with built in breakdown models for different types of oils. DMI is also developing an oil-spreading model, similar to HELCOM Seatrack Web, to be used for both the North Sea and in Greenland, which is also capable of calculating the different scenarios. For other hazardous substances, the models can be extended to include the physical-chemical properties and transformation

of the chemical substances. These models, however, have no biological aspects, as they do not include bioaccumulation and other effects on species and habitats. Therefore a combination with ecological models, as e.g. in Flexsem, will be a possibility for selected areas.

1 Indledning

EU's havstrategidirektiv (EU 2008) foreskriver, at der i en seksårig cyklus laves en basisanalyse af miljøtilstanden i havet og på den baggrund et overvågningsprogram, der følges op af et indsatsprogram som skal sikre fremdrift mod en god miljøtilstand i havmiljøet. Danmark udviklede sin havstrategi i 2010, og startede med den første basisanalyse i 2012, der blev fulgt op af et overvågningsprogram i 2014 og et indsatsprogram i 2017. Den anden cyklus for perioden 2018-2024 med Havstrategi II er nu i gang ([Miljøstyrelsen](#), 2021).

Havstrategiens mål er beskrevet i 11 deskriptorer, som omhandler forskellige emner, fx biodiversitet (1), eutrofiering (5), havbundens integritet (5), hydrografiske ændringer (7), forurenende (miljøfarlige) stoffer (8) og forurenende stoffer i fisk og skaldyr til konsum (9). For hver deskriptor er der en række specifikke, kriterier som overvågningen af havet skal kunne belyse, typisk delt ind i primære kriterier og sekundære (afledte) kriterier. De primære kriterier anvendes til at opdatere vurderingerne i basisanalysen og de sekundære kriterier til at komplementere i de områder, hvor de primære kriterier ikke viser, at der er god miljøtilstand, eller der er risiko for at miste en god miljøtilstand.

EU kontrollerer løbende implementering af EU's havstrategidirektiv i de forskellige medlemslande. I den seneste revision har EU påpeget, at grundlaget for basisanalysen for deskriptor 8 har været mangelfuld for de fleste lande, inklusiv Danmark.

1.1 EU's Havstrategi Deskriptor 8

Deskriptor 8 omhandler miljøfarlige stoffer og indeholder 4 kriterier, hvor 1 og 3 er primære mål for god miljøtilstand og 2 og 4 er sekundære, hvis de primære mål ikke viser god miljøtilstand:

- D8C1: Koncentrationer af forurenende stoffer
- D8C2: Arters sundhed og habitaters tilstand
- D8C3: Den rumlige udstrækning og varighed af væsentlige akutte forureningshændelser
- D8C4: Negative effekter af væsentlige akutte forureningshændelser.

Deskriptor 8, kriterie 1 og 2 beskrives med indikatorer som koncentrationen af et udvalg af miljøfarlige stoffer i havmiljøet, og hvordan de fundne koncentrationer kan påvirke forskellige organismers sundhed og habitaters miljøtilstand gennem opkoncentrering i fødekæden. De to første kriterier dækker forurening af vedvarende karakter, dvs. udledning af spildevand, udsivning fra landjord, skibsfouling og lignende vedvarende forurening, ofte af svært nedbrydelige stoffer, som har effekt i miljøet i lang tid. Overvågningen af kriterie 1 og 2 dækkes af NOVANA, der også dækker miljømonitoreringen, der skal foretages i OSPAR og HELCOM regi. Basisanalysen for D8C1 og D8C2 baseres på miljøkvalitetskrav (EQS), som indikerer om de målte koncentrationer har en effekt på organismer og deres levesteder i kombination med udvalgte biologiske effektmålinger. I NOVANA overvågningen måles indeholdet af miljøfarlige stoffer i muslinger, fisk eller sediment.

Ved akut forurening er der behov for en anden slags overvågning, da forventningen er, at forureningen er kortvarig – men kraftig – forurening, som kan medføre forbigående (akut) og langtidsvirkende / vedvarende (kronisk) påvirkning, beskrevet som:

- D8C3: Den rumlige udstrækning og varighed af væsentlige akutte forureningshændelser
- D8C4: Negative effekter af væsentlige akutte forureningshændelser

Der har ofte været fokus på D8C3 med oliespild som indikator, observeret fra fly, skibe eller fra kysten. For D8C4 er indikatoren antallet af døde / aflivede fugle. Operationelle miljømål for akut forurening er i Danmarks Havstrategi II beskrevet således (Miljøstyrelsen, 2021):

- D8C3: Forekomst og omfang af akutte forureningsbegivenheder nedbringes løbende i muligt omfang gennem forebyggelse, overvågning og risikobaseret dimensionering af beredskabet.
- D8C4: De negative effekter på havpattedyr og fugle, når der opstår væsentlige akutte forureningsbegivenheder, forebygges og minimeres i muligt omfang. Dette kan fx sikres ved brug af flydespærre samt gennem beredskabsplaner for olieramte havpattedyr og fugle.

Formålet med rapporten er at styrke grundlaget for implementering af overvågning til kriterie 8.4 'Negative effekter af væsentlige akutte forureningshændelser' i Danmark.

Der er opstillet et grundlag for mulig overvågning afhængig af forurenings-typen og hvor der er særligt følsomme områder, som kan kræve overvågning i længere tid efter en akut forurening. Rapporten behandler ikke overvågning eller indsats for at mindske effekten eller forhindre punktkilde og diffus forurening, da det falder uden for denne rapports formål.

1.2 Overvågning i Nordsøen og Østersøen

Overvågning af akutte forureningshændelser i Nordsøen og Østersøen foregår i dag primært igennem de regionale konventioner OSPAR og HELCOM.

1.2.1 Nordsøen

OSPAR arbejder sammen med Bonn konventionen om overvågning af olie- og kemikaliespild fra olieplatforme, både akutte hændelser som oliespild fra platforme og skibe i forbindelse med platformene observeret fra satellit- og flyobservationer, og kroniske hændelser som udledning via produktionsvand målt løbende af operatørerne..

OSPAR (2009) udviklede en indikator ECO-QO for olieramte havfugle (EcoQ 3.1 Proportion of oiled common guillemots among those found dead or dying on beaches) med målsætningen, at antallet af olieramte havfugle i 2020 udgør <20 % af antallet i 2010 og <10 % i 2030. Fra dansk side har der været et overvågningsprogram i regi af Dansk Ornitologisk Forening ([DOF, 2013](#)) med medfinansiering fra Miljøstyrelsen. Siden 2013 er der ikke foretaget optællinger i DOF-regi. En tilsvarende overvågning er gennemført i Vadehavet under

Det Trilaterale Vadehavssamarbejde (TMAP). Den seneste opgørelse for Vadehavet dækker frem til 2014, og blev revideret i 2018 ([Schulz et al, 2017](#)). Resultaterne fra overvågningen er beskrevet i afsnit 2.3.

1.2.2 Østersøen

HELCOM indsamler oplysninger om skibssulykker og udgiver hvert år en oversigt over hændelsestyper, og om de førte til olie- eller kemikaliespild.

Som i Nordsøen sker overvågningen af olie- og kemikaliespild fra fly og satellitter. Ved skibssuheld er olieforurening ofte en konsekvens, men der er også noteret andre forureningstyper, der ændrer bølgerne på overfladen (fx kemikalier, plastik, spildevand eller madaffald udtømt fra skibe). Alt hvad der ændrer overfladestrukturen af havet kan ses som fladeforurening fra luften, og hvis der er miljøskibe i nærheden, eller der er mistanke om indsatskrævende spild, udtages kontrolprøver for at kunne identificere forureningen og i tilfælde af olie evt. spore forureningen til skibe i nærheden ved at sammenligne spildet med indholdet i skibenes tanke.

Resultaterne fra overvågningen er beskrevet i afsnit 2.3 nedenfor.

1.3 Formål og afgrænsninger for grundlaget til overvågning af akut forurening

Opgaveløsningen skal dække følgende punkter:

1. Kortlægning af stoffer og stofgrupper, der potentielt vil kunne udledes og forårsage væsentlige akutte forureningshændelser i dansk farvand eller spredes fra hændelser i omkringliggende landes farvande. Det omfatter bl.a. stoffer, der transporteres vha. skibsfart i bulk, stoffer der opbevares eller udvindes på offshore installationer, stoffer der opbevares i nærheden af eller med umiddelbar forbindelse til havmiljøet m.m. (Kapitel 2+3)
2. Kategorisering af stoffer og stofgrupper efter hvilken effektovervågning, det vil være relevant at udføre ifm. den konkrete forurening baseret på stoffernes egenskaber og effekt. (kapitel 4)
3. Udvalgelse af relevante matricer og parametre til overvågning af negative effekter på hhv. organismer og habitater ifm. væsentlige akutte forureningshændelser med stoffer og stofgrupper identificeret under punkt 1 og 2. Udvælgelsen skal ske med fokus på projektets formål. Dertil ønskes en beskrivelse af de mest sårbare organismer og habitater for givne stoffer. (kapitel 5 og 7)
4. Opgørelse over sådanne sårbare områder, habitattyper, arter og årstider. GIS-lag med områder herfor udarbejdes. (kapitel 7)
5. En oversigt over, hvilke typer forurening, der allerede bruges spredningsmodeller for samt hvilke typer forurening, der ikke findes spredningsmodeller for. (Kapitel 6)

Rapporten afdækker de mest sandsynlige forureningskilder og typer, koblet til områder med særligt følsomme arter eller naturtyper, for at analysere mulige negative effekter ved akutte forureningshændelser.

I analysen er der anvendt GESAMP værktøjet, der er udviklet og vedligeholdt af International Marine Organization (IMO).

De potentielle kilder fra skibssulykker er baseret på review-artikler om de kendte ulykker til havs, der har medført forurening på verdensplan, og derefter med særlig fokus på hændelser i Østersøen og Nordsøen, som er de mest relevante for danske områder. OSPAR og HELCOMs overvågning dækker små oliestild over 0,1 m³, mellemstore spild på 0,1-1 m³ og store spild over 1 m³.

Ved vurdering af potentielle kilder til akut forurening fra land er der medtaget listevirksomheder (udvalgte erhverv, som kræver tilsyn fra Miljøstyrelsen) inden for 3 km fra kysten. Forurening fra land er forsøgt afdækket ved at se på listevirksomheder med produktion eller anvendelse/oplag af kemikalier. Det har dog ikke været muligt at få information fra Miljøstyrelsen om oftest forekommende kemikalieoplag, udover meget generelle beskrivelser af kemikalie kategorier.

Rapporten dækker ikke gasser, men kun stoffer der ifølge IMO GESAMP vurderingen er enten flydende, synkende eller opløselige i havvand. Baggrunden er, at gasserne forventes at blive spredt så hurtigt og transporteret væk fra ulykkesstedet, at de kun vil have meget forbigående effekt på miljøet, selvom de kan have stor indflydelse på indsatsen for at begrænse udslip umiddelbart efter ulykken. Organiske opløsningsmidler med lav opløselighed og højt damptryk, men ikke egentlige gasser, er dog medtaget.

Denne rapport inddrager heller ikke kronisk forurening, som fx Harboøre tange og kystnære lossepladser, da disse hører til under kriterie 8.1 og 8.2 om koncentrationer af forurening og arters sundhed og habitaters tilstand.

2 Status for spild og akut forurening med kemikalier og olie i det marine miljø

Standardbetegnelsen for kemikalier (undtagen olie), der ved skibssulykker kan blive udledt/spildt i havmiljøet, er Hazardous and Noxious Substances (HNS). For at bekæmpe forurening med disse stoffer er der i 1996 lavet en konvention (www.HNSconvention.org) under IMO. Konventionen er ratificeret af otte lande, hvoraf fem (inklusive Danmark) har indvilget i at følge konventionen, selvom der stadig mangler fire lande for endelig ikrafttrædelse. Konventionens formål er, at sikre hurtig og effektiv kompensation til dem der udsættes for skade på grund af skibssulykker med spild af HNS.

I dette kapitel gennemgås forskellige reviews om forurening med olie og HNS med informationer om uheldstyper, spildte stoffer og status for regionale indikatorer på akut forurening. Desuden er der en oversigt over havne- og skibstrafik i danske farvande.

2.1 Review op til ca. 2010

Der er i 2010 udgivet et review af Häkkinen&Posti (2013) om maritime uheld med kemikalier i Østersøen. Her beskrives det, at der har været en øgning i skibstransport i Østersøen fra 1990'erne og frem til 2010. Skibstransport står for fragt af mere end 2000 forskellige kemikalier, både i emballage og som bulk.

Den franske organisation Centre of Documentation, Research and Experimentation on Accidental Water Pollution (Cedre) har opbygget en database over spild fra hele verden fra 1940 og frem til nu. Der var indtil 2012 beskrevet 113 eksempler på spild i forbindelse med større og velundersøgte uheld med kemikalier, hvoraf de 46 var ulykker med kemikalier i emballage (typisk i containere) (Cedre, 2012). For de emballerede kemikalier er der ofte tale om mange forskellige typer kemikalier, ligesom mængderne varierer meget imellem de forskellige typer, og det er derfor svært at lave generiske risikovurderinger. Det kræver i stedet individuel vurdering fra forlis til forlis (Häkkinen&Posti, 2013).

2.1.1 Oversigt over skibssulykker

De fleste ulykker er sket til havs, hvor under 20 % af uheldene var i forbindelse med manøvre i havn / på vej ind til havn. Forureningsuheld med spild af pesticider vurderes at have store konsekvenser især for krebsdyr og fisk. Spild af vegetabiliske olier kan have store effekter på havfugle ved at ødelægge fjerdragstens vandskyende og varmeisolerende egenskaber. Spild af korn og kul har også vist sig at kunne have effekter. Lastskibet *Fenes* grundstødte og tabte i 1996 ca. 3.000 ton hvede, der ødelagde 2.500 m² neptun græs (*Posidonia oceanica*) syd for Korsika, dels pga. fysisk tildækning og dels pga. efterfølgende forurening med methanol og ethanol fra nedbrydningen af korn (Grote, 2016). Skibet *Eurobulker IV* sank med 17.000 ton kul syd for Sardinien, og selv om der ikke var målbare koncentrationer af metaller eller andre stoffer fra kullet, sås der skader på bundvegetationen, der blev tilskrevet fysisk tildækning med kul partikler (Grote, 2016).

I tabel 2.1 er det opgjort hvilke stoffer, der har været involveret i de 47 bedst beskrevne uheld (heraf 32 i europæisk farvand). Uheldige manøvrer var den oftest forekommende årsag til spild (22 %), forlis stod for 20 % og kollisioner for 13 % af uheldene. Endelig var brand og grundstødning af lastskibe årsag til 11 % af uheldene. De sidste 34 % med containerskibe er ikke opgjort. EMSA (2007) opgjorde 100 ulykker med skibe lastet med kemikalier, og fandt at hovedårsagen til uheld var dårligt vejr (22 %), brand eller eksplosion i lastrum (20 %), kollisioner (14 %) eller grundstødning (10 %).

Tabel 2.1. Stoffer og stofgrupper involveret i akut forurening fra skibsuheld i hele verden opgjort af Häkkinen&Posti (2013).

Spildte stoffer	Hændelse	årstal	reference
Svovlsyre	3 af 32 i Europa	1947-2008	Mamaca et al (2009)
Acrylonitril	3 af 32 i Europa	1947-2008	Mamaca et al (2009)
Ammoniumnitrat	2 af 32 i Europa	1947-2008	Mamaca et al (2009)
Styren	2 af 32 i Europa	1947-2008	Mamaca et al (2009)
Svovlsyre	85 af 423 i USA	1992-1995	HASREP (2005)
Toluen	42 af 423 i USA	1992-1995	HASREP (2005)
Kaustisk soda	35 af 423 i USA	1992-1995	HASREP (2005)
Benzen	23 af 423 i USA	1992-1995	HASREP (2005)
Styren	20 af 423 i USA	1992-1995	HASREP (2005)
Acrylonitril	18 af 423 i USA	1992-1995	HASREP (2005)
Xylener	18 af 423 i USA	1992-1995	HASREP (2005)
Vinylacetat	17 af 423 i USA		HASREP (2005)
Phosphorsyre	12 af 423 i USA		HASREP (2005)
Svovlsyre	196 uheld i Verden	1917-2010	Cedre (2012)
Vegetabilsk olie	196 uheld i Verden	1917-2010	Cedre (2012)
Natriumhydroxid	196 uheld i Verden	1917-2010	Cedre (2012)
Naphtalen	196 uheld i Verden	1917-2010	Cedre (2012)

Amerikanske opgørelser for perioden 1992-1995 af forureningsuheld med skibe viste 423 spild, hvilket var væsentligt flere pr. år end rapporteret i Europa. De hyppigst forekommende kemikalier er angivet i tabel 2.1 med hændelse mærket "USA".

I et statistisk review for hele verden inkluderede Häkkinen & Posti (2013) 520 uheld, heraf ca. 1400 i Østersøen fra 1989-2010. De hyppigst forekommende årsager til uheld var grundstødning (44 %) og kollisioner (28 %), fulgt af forurening (7 %), brand (6 %), maskinskade (3 %) andre tekniske fejl (2 %), og 10 % som "andre ulykker". Opgjort på skibstyper var det især lastskibe (47 %), tankskibe (14 %) og passagerskibe (14 %), der var involveret, de sidste 25 % var andre typer eller ukendt skibstype.

Af de 210 tankskibsulykker (alle typer tankskibe: råolie, kemiske stoffer, olie / kemikalie produkt, flydende gas og andre typer flydende stoffer) var der 86,7 %, der ikke gav anledning til spild, 12,8 %, der forårsagede spild af olie / olieprodukt og et spild (0,5 %), der gav kemisk forurening (et spild med 0,5m³ orthoxysten i Gøteborg 1996). Mønsteret af årsager til de 15 største spild følger nogenlunde den generelle statistik med fem kollisioner (30 %), tre grundstødninger (20 %), to tekniske fejl (13 %), og en (7 %) af hver af maskinskade, skade på skrog, kontakt med bøje, lasteuheld og fejl på slange.

De fleste uheld er grundstødning, og de danske og svenske kystlinjer er overrepræsenteret med >80 % af grundstødningerne i Østersøen i perioden 2007-2010. I samme periode skete fire signifikante forureningshændelser med i alt

695 ton olie, men ingen signifikante forureninger med kemikalier (Häkkinen&Posti, 2013).

2.1.2 Dansk statistik for skibsuheld før 2010

Häkkinen & Posti (2013) undersøgte danske skibsuheld med data fra Søfartsstyrelsen for tankskibe i perioden 1999-2008. De fandt 42 ulykker med tankskibe under dansk og grønlandsk flag, og yderligere 63 tankskibsulykker med udenlandsk flag. Af de udenlandske forulykkede skibe var 51 olietankskibe, 9 tankskibe lastet med kemikalier og tre skibe med gas. Blandt handelsskibe var der registreret i alt 142 skibsulykker i perioden 1999-2011. 21 tankskibsulykker blev undersøgt af Den Maritime Haverikommision, ni var personelu-lykker, seks kollisioner, fire grundstødninger og herudover et oliespild og en eksplosion. Kun tre af ulykkerne førte til spild: I 1989 spildte *Julie A* 1-5 ton af sin last på 300 tons saltsyre i Århus Havn på grund af en korrosion i en af tankene. I 2001 kolliderede lastskibet *Tern* og olie tankeren *Baltic Carrier* i Flensborg Fjord, 2.700 ton brændselsolie (fuel oil) blev spildt i Flensborg Fjord. I 2001 og i 2008 blev 4-500 liter svær fyringsolie (heavy fuel oil) spildt under overførsel fra tankskib ved Skagen.

Marstal Søfartsmuseum har udgivet en bog om danske skibsforslis siden 1970 (Hansen, 2008). Den gennemgår 40 forlis i detaljer, men uden fokus på forurening, og oplister i alt 150 danske skibsforslis mellem 1970 og 2008 over hele verden sammen med andre flagnationers forlis i danske farvande. Kun to tilfælde fremstår som kemikalierrelaterede uheld på danske skibe i udenlandsk farvand. I begge tilfælde medførte en tørlast af zinkholdige produkter brintudvikling og eksplosion i lastrummet med zinkaske på henholdsvis *Venus* d.10. juni 1974 i Biscayen og *Thor Emilie* d. 17. februar 2000 i Middelhavet. Der er ingen yderligere oplysninger

2.2 Nyere reviews

I review af Youssef & Paik (2018) blev grundstødningsuheld i perioden 1970-2016 undersøgt, og de udviklede en model for fareidentifikation og scenarier for grundstødninger. Galieriková et al. (2021) har set på HNS og olie og sammenlignet med oliespild. Der blev fundet relativt få uheld med HNS, hvoraf IMO's 20 hyppigst forekommende spild med miljøfarlige stoffer er oplistet i tabel 2.2. Endelig så Grote et al. (2016) på lastskibe med last af fast stof (fx korn, kul og jernmalm) og fandt, at det udgjorde 50 % af al transport til havs, mod 30 % lastet med væske og 16 % med containere.

Generelt er de fleste store uheld af ældre dato iflg. Galieriková et al. (2021), som noterer, at det nuværende niveau af oliespild kun er ca. 20 % af niveauet i tidligere dekader. Blandt de 20 største oliespild på (67.000 - 287.000 tons) siden 1967 er spildet fra olietankeren *Sanchi* i 2018, med et spild på 113.000 tons, hvilket var den niende største oliespildshændelse siden 1967. De seneste to større spild i Nordsøen er fra skibene *Sea Empress* (72.000 tons i 1996) og *Braer* (85.000 tons i 1993), begge i engelsk farvand.

For lastskibe er de største spild (900-100.000 ton) af lidt nyere dato, med 7 af de 20 i dette årtusinde. Tankskibet *Ece* havde i 2006 et spild på 10.000 t fosforsyre i engelsk farvand, og i 2001 var det tankskibet *Balu*, der tabte 8.000 ton svovlsyre i fransk farvand. Året efter spildte *Levoli Sun* 2.000 tons methy-, ethyl-, ketone- isopropyl alkohol i området mellem Frankrig, Tyskland og England.

Tabel 2.2. IMO liste for top 20 risiko HNS kemikalier (ITOPF, 2014)

Spildte stoffer	Type	Egenskab (se afsnit 3.1)	Faretype
1. Svovlsyre	Syre/base	Synker/Opløses	Ætsende / Eksoterm reaktion med vand / dampe
2. Saltsyre	Syre/base	Synker/Opløses	Ætsende / Eksoterm reaktion med vand / dampe
3. Natrium hydroxid/kaustisk soda	Syre/base	Synker/Opløses	Ætsende / Eksoterm reaktion med vand / dampe
4. Phosphorsyre	Syre/base	Synker/Opløses	Ætsende / Eksoterm reaktion med vand / dampe
5. Salpetersyre	Syre/base	Synker/Opløses	Ætsende / Eksoterm reaktion med vand
6. LPG/LNG	Gas	Gas (transporteret som væske)	Brandbar / Eksplosiv
7. Ammonium	Gødningsstof	Gas (transporteret som væske)	Toksisk
8. Benzen	Organisk opl.middel	Flyder/fordamper	Brandbar / Eksplosiv
9. Xylen	Organisk opl.middel	Flyder/fordamper	Brandbar / Eksplosiv
10. Phenol	Kemikalie	Opløses/fordamper	Toksisk/Brandbar
11. Styrene	Plastik	Flyder/fordamper	Brandbar / toksisk/ polyimeriserer
12. Methanol	Organisk opl.middel	Flyder/fordamper	Brandbar / Eksplosiv
13. Ethylenglukol	Organisk opl.middel	Synker / opløser	Toksisk
14. Klor	Kemikalie	Gas (transporteret som væske)	Toksisk
15. Acetone	Organisk opl.middel	Flyder/fordamper /opløses	Brandbar / Eksplosiv
16. Ammoniumnitrat	Gødningsstof	Synker/Opløses	Oxiderende / Eksplosiv
17. Urea	Gødningsstof	Synker/Opløses	Irritant
18. Toluen	Organisk opl.middel	Flyder/fordamper	Brandbar / Eksplosiv
19. Acrylonitril	Organisk opl.middel	Flyder/fordamper /opløses	Brandbar / toksisk/ polyimeriserbar
20. Vinyl acetat	Plastik precursor	Flyder/fordamper /opløses	Brandbar / toksisk/ polyimeriserbar

For containerskibe var syv af de 20 største spild (fra 94 tromler til 6.240 ton) fra 2000 og fremefter, med et tab af 600 ton saltsyre fra *Martina* i dansk farvand i 2000, og to spild i engelsk farvand i 2007 fra *MSC Napoli*, der tabte 119 containere med forskellige kemikalier, og *Jambo* der i 2003 tabte 1.400 tons zinksulfid. Den seneste store ulykke i europæisk farvand (nr. 5 på listen) var jernoxid fra *Union Neptune* i Biscayen.

Før 2012 var det normalt at rense tankene i åbent hav efter losning. I 2012 blev annex V tilføjet til MARPOL (den Internationale konvention til forhindring af forurening fra skibe), og med effekt fra 2015 blev det forbudt at skylle lastrester, der kan være skadelige for havmiljøet (HME – Hazardous to the Marine Environment), ud til havs.

De fem største volumener af tørlast er jernmalm, kul, korn, bauxite / ammonium og fosfatbjergarter, som udgør 57 % af de 4.3 billioner tons tørlast, der transporteres hvert år (Grote, 2016). Listen af forskellige godstyper er dog 168 stoffer (foruden korn), især de 24 mineraler på listen inkluderer koncentreter af kobber, bly, mangan, nikkel og zink, men også pitch prill (benz(a)pyren), tjærekul (PAH'er) samt dækgranulat og gummi/ plastik isolation (HME) transporteres i større mængder (Galieriková et al. 2021).

En opgørelse over skibe, der var forlist i mellem 1978 og 2012 baseret på tyske Lloyd (skibsregister), viste, at 503 skibe var forlist. Heraf var de 239 uden information om lasten, og 23 af de resterende havde last, der indgår i HME listen. Der var ikke direkte information om mængderne, men Grotte et al. (2016)

estimerede ud fra brutto tonagen, at der er gået ca. 658.000 ton potentiel toksisk tørlast tabt til havs, svarende til 20.000 tons per år. Hovedparten (ca. halvdelen) var kobber og nikkel-malm eller koncentrat, indikativt af ca. 10.000 tons/år tilført kobber / nikkel-malm, typisk med 26 % kobber og 10-20 % nikkel som rent metal, der kan frigives. De identificerede skibe var sunket mellem 1981 og 2011.

I perioden 1970 – 2015 fandt Youssef & Paik (2018) data fra 514 grundstødninger med oliespild over 700 tons. Af de 514 var ca. halvdelen små skibe med bruttotonnage <10.000 tons. Der var en klar overvægt af coastere, som er karakteriseret ved relativt små ture i trafikerede farvande, ligesom nye skibe (<5 år) og gamle skibe (>30 år) var overrepræsenteret, sandsynligvis pga. ukendskab til de nye skibes navigationssystemer og kapabiliteter, og ældre skibes dårligere vedligeholdelsesmæssige standard. Årsagen til oliespild blev optalt, og i 1 / 3 af tilfældene var det grundstødning, mod 30 % kollision og 13 % skrog fejl. 11 % skyldtes brand eller eksplosion og 4 % udstyrsfejl. De sidste 9 % var andre eller ukendte årsager. I de fleste grundstødninger var farten 80-100 % af service fart, altså ikke reduceret for at gå i havn eller fartnedsættelse ved opmærksomhed overfor nært forestående kritisk situation.

2.2.1 Dansk statistik for skibsuheld fra 2010

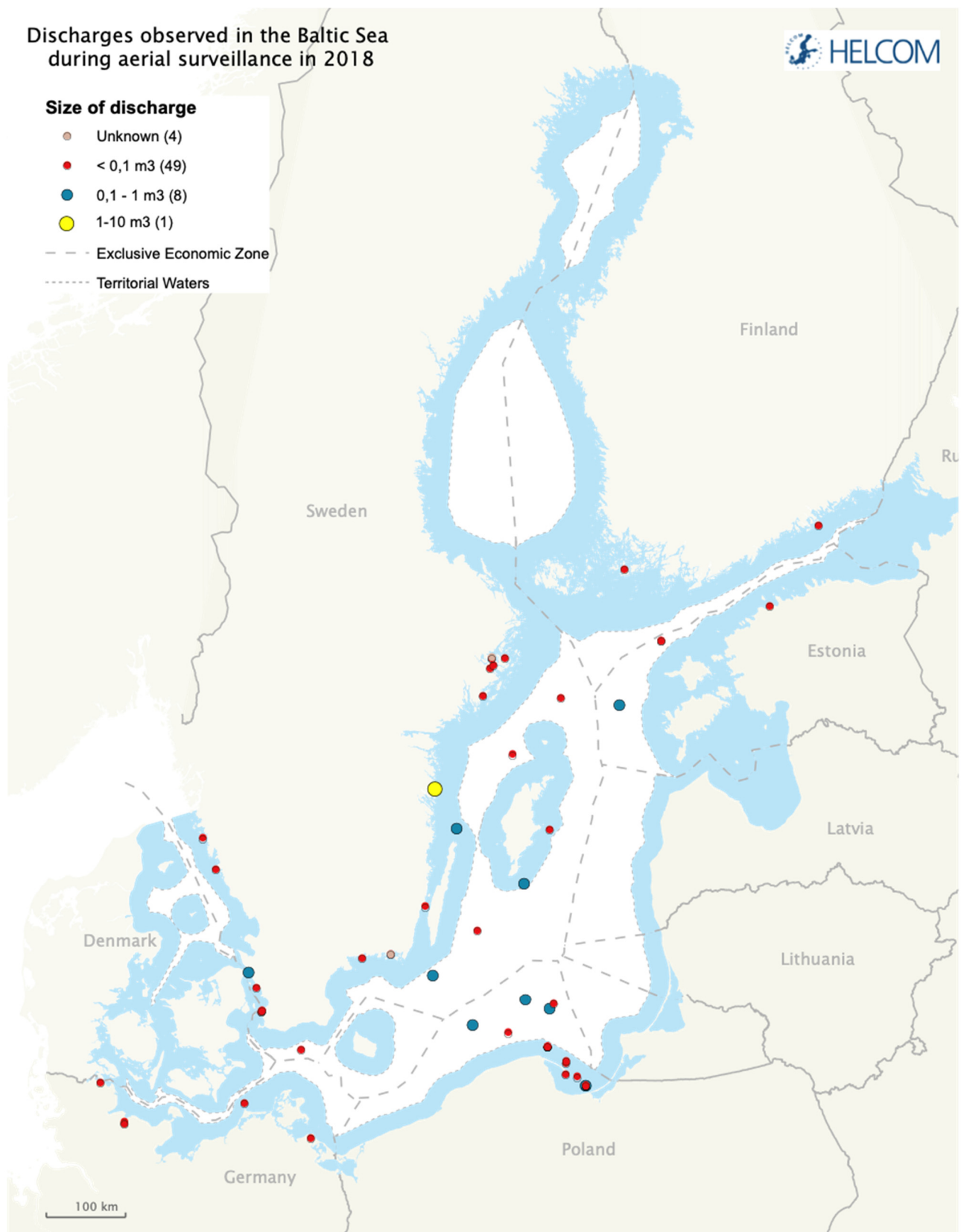
Ved en gennemgang af Den Maritime Havarikommissionens rapport fra 2010-2021 (www.dmaib.dk, 11/12-2021) fandtes 42 uheld, men ingen med akut forurening. Hovedparten var mindre både som fiskekuttere, og 29 % var kollisioner, 10 % grundstødninger og 26 % brand / eksplosion. Uheld med lastskibe omfattede grundstødning og kollision involverede lastskibe.

2.3 Status for havområder under OSPAR og HELCOM

De største oliespild i Østersen er opgjort af HELCOM (tabel 2.3). Det største spild i mængde var ved *Terns* kollision med *Baltic Carrier* i 2001 i Kadetrenden syd for Gedser. Forløbet er beskrevet i detaljer i Petersen (2020).

Tabel 2.3. De største spild i Østersøen (<https://helcom.fi/baltic-sea-trends/maritime/accidents/>)

År	Skib	Tons olie spildt	Sted
2003	Fu Shan Hai	1200	Bornholm, Danmark/Sverige
2001	Baltic Carrier	2700	Kadetrenden, Danmark
1998	Nunki	100 (m ³)	Kalundborg Fjord, Danmark
1995	Hual Trooper	180	The Sound, Sverige
1990	Volgoneft	1000	Karlskrona, Sverige



Figur 2.1. Observerede spild af olie og andre stoffer i Østersøen ved flyovervågning i 2018. Den blå farve markerer 12 sømils grænsen for territorialvandene i Østersøen (HELCOM 2018).

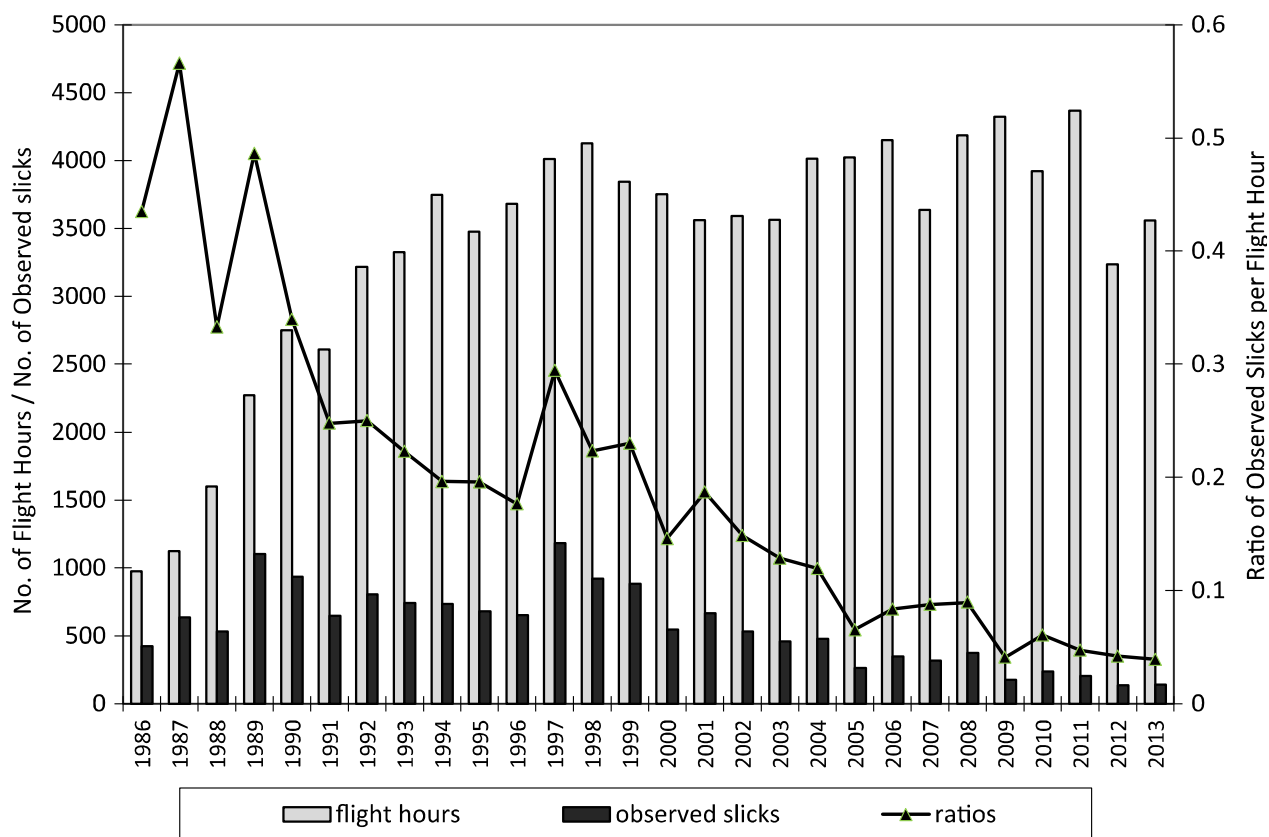
2.3.1 Flyovervågning i Østersøen

For Østersøen udarbejder HELCOM en årlig opgørelse af oliespild ud fra fly-observationer (HELCOM, 2019a). Disse observationer viser et fald i antallet af forureninger per flyvning fra omkring 0,2 i perioden 1989-1995 til under 0,02 i perioden 2014-2018. Danmark foretog i 2018 i alt 18 flyvninger på i alt 300 timer, og fandt tre potentielle oliespild, hvor kilden dog ikke blev fundet. For hele Østersøen blev der foretaget 155 flyvninger fordelt på i alt 3865 timer, med flest svenske flyvninger (ca. 50 %) og det største spild fundet i forbindelse med grundstødning af *Makassar Highway* ud for den svenske østkyst i juli 2018 (figur 2.1). Af det estimerede volumen på 11,69 m³ blev 9,32 m³ rapporteret fra svensk overvågning, fortrinsvis fra *Makassar Highway*. De identificerede spild for andre stoffer end olie var enten fra skibe (8) eller ukendt (15) med to forureninger fra skibe, hvor stoffet ikke kunne identificeres og 68 spild hvor man ikke kunne identificere hvorfra spildet kom. Det er således stadig hovedparten af forurenere af andre stoffer end olie, der ikke bliver stillet til ansvar.

Ud over flyvninger anvendes også satellit data, og i 2018 blev der observeret 471 områder med mulige spild af olie. Af disse observationer er kun et tilfælde bekræftet som et oliespild, 31 blev bekræftet som kemikalier eller andre olietyper end brændstof, spildevand fra skibe eller affald. Yderligere 136 tilfælde blev undersøgt uden at der blev fundet noget (105) eller klassificeret som naturligt fænomen (17) eller et ukendt stof. I 313 tilfælde blev satellitobservationerne ikke bekræftet eller undersøgt.

2.3.2 Flyovervågning i Nordsøen

Tilsvarende overvågningen i Østersøen er der et flyovervågningsprogram for Nordsøen, som er en del af Bonn konventionen. Opgjort på antallet af observationer per flyvetime er forureninger i Nordsøen faldet fra ca. 0,5 i 80'erne til <0,05 efter 2010 (figur 2.2 a, Carpenter 2019). Dette indikerer, at lovgivning mod tankskylning og truslen om opdagelse ved flyovervågning har haft en meget positiv effekt på de mindre udledninger. Spild observeret i perioden 2015-2019 er samlet vist med Bonn konventionens GIS værktøj i figur 2.2b. Bemærk at spildet syd for Øland i Østersøen er med både på HELCOM (figur 2.1) og Bonn konventionskortet (figur 2.2b), men ingen andre spild i Østersøen optræder. Det fremgår ikke, hvorfor det svenske punkt fra Østersøen indgår, men der er samtidig seks danske rapporteringer fra 2018, som har fået forkert breddegrad og derfor vises på det russiske fastland, fem mindre spild 0,1-1m³ og et enkelt større spild på 7,6 m³.



Figur 2.2a. Ratio af flyvetimer og observationer af oliespild i Bonn Konventionen (Carpenter, 2019)

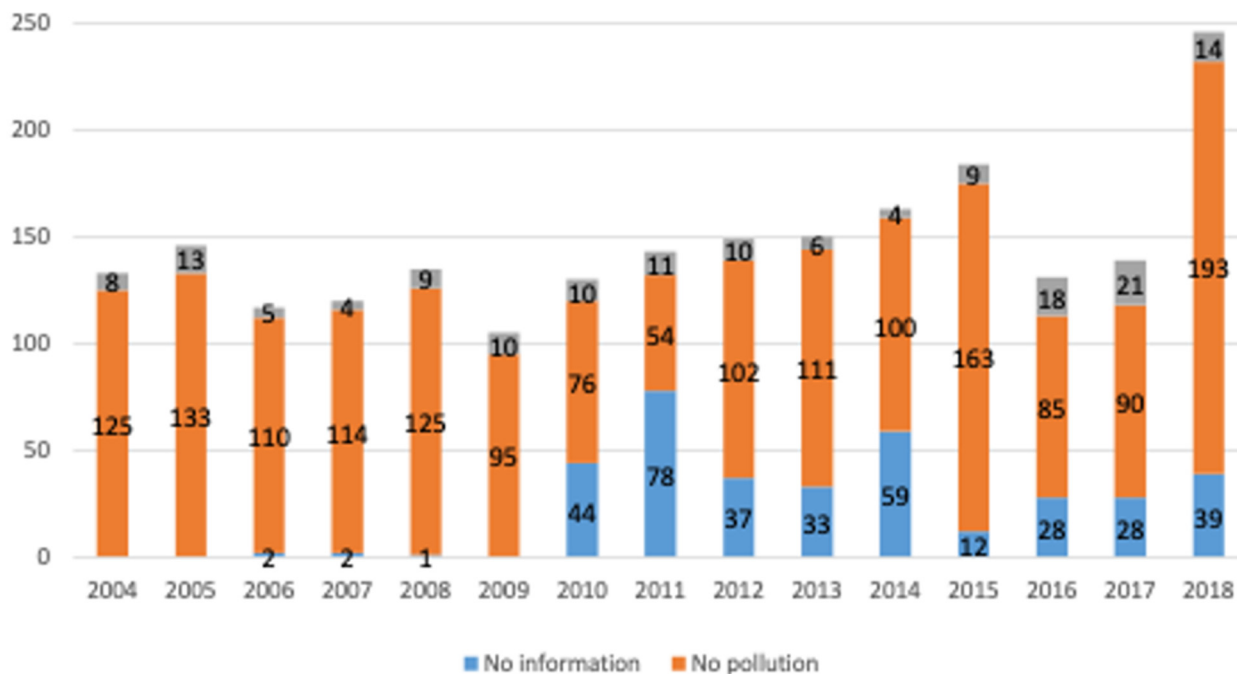


B Bonn konventions kort over oliespild fra 2015-2019 (<https://www.bonnagreement.org/maps/spill-size-and-locations>)

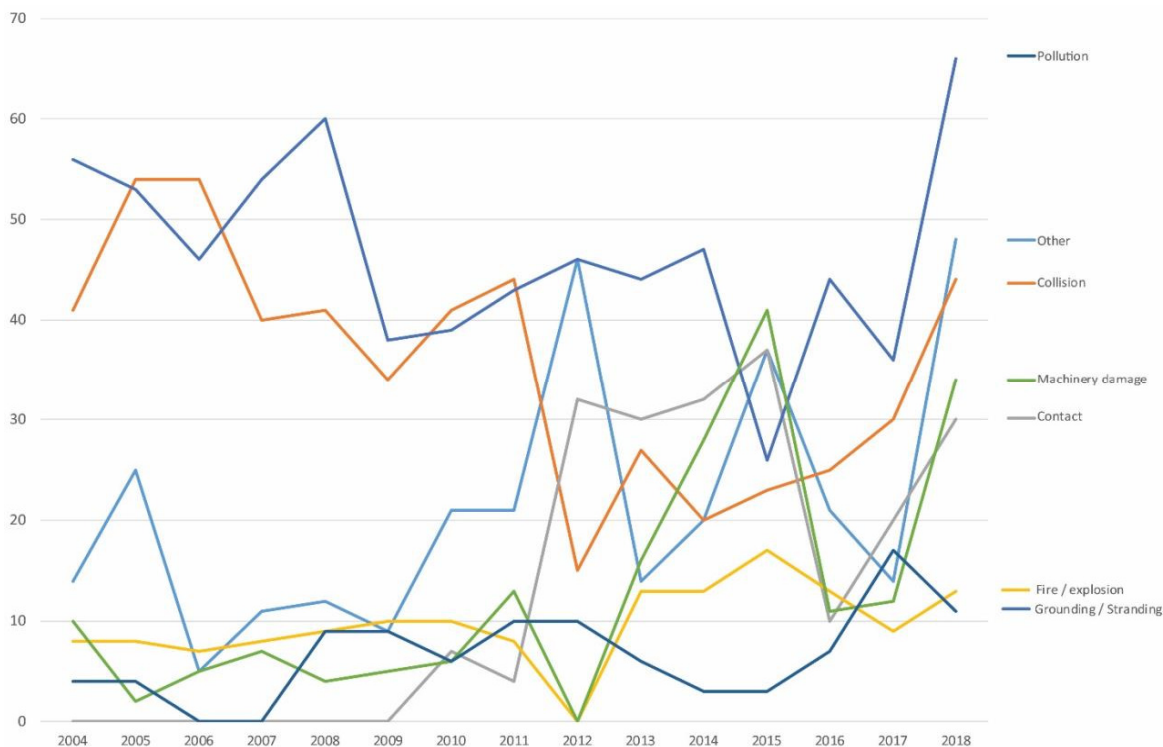
Figur 2.2 b. Positioner af oliespild (B) fundet ved flyovervågning i OSPARs område (Nordsøen inkl. Kattegat/Skagerrak), rapporteret under Bonn konventionen fra 1986-2013 hhv. 2015-2019 (<https://www.bonnagreement.org/maps/spill-size-and-locations>). Se tekst for det mellemstore spild i Østersøen syd for Øland.

2.3.3 Uheld til havs i Østersøen

HELCOM har siden 2000 indsamlet oplysning om skibssulykker i Østersøen (HELCOM, 2019b). Langt de fleste uheld sker uden spild – eller uden der rapporteres spild (no information i figur 2.3). De hyppigst forekommende ulykker er forårsaget af kollisioner med navigationsbøjer eller andre marine installationer, mens relativt få skyldes grundstødninger (figur 2.4) i forhold til de 44 % fundet af Häkkinen&Posti (2013).



Figur 2.3. Antal uheld i Østersøen fra 2004 til 2018, opgjort som uheld med spild (grå øverste del) og uden spild (orange del) eller fra især 2010 hvor der ikke er information om spild eller ej (nederste blå del) (HELCOM, 2019b).

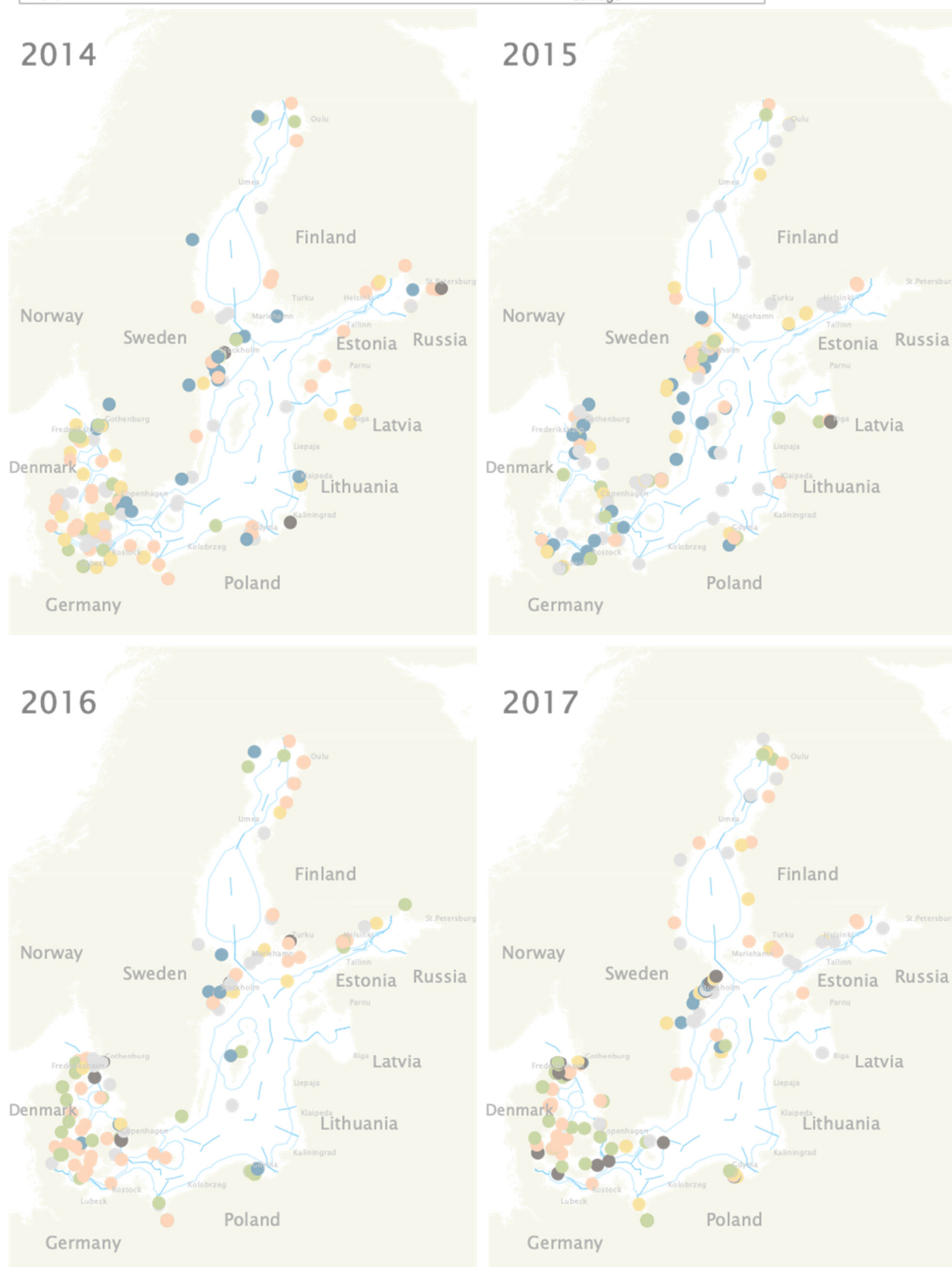


Figur 2.4. Uheldstyper i Østersøen fra 2004 til 2018. (HELCOM 2019b). 'Pollution' er summen af de typer uheld, der afstedkom forurening til det marine miljø.

Shipping accidents in the Baltic Sea



Types ● Contact ● Collision ● Grounding ● Pollution ● Machinery damage ● Other

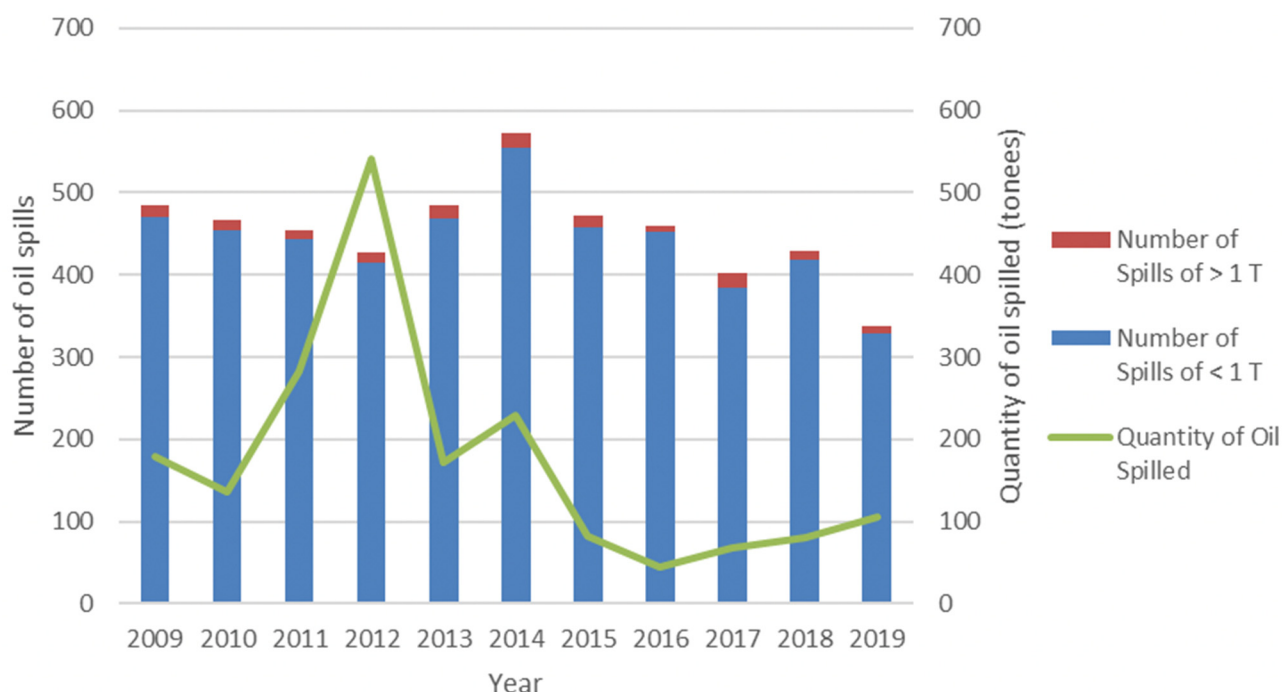


Figur 2.5. Position og type af skibssulykker i perioden 2014-2017 (HELCOM 2018a).

Der er ikke taget hensyn til stigningen i skibstrafikken fra 2004 til 2018, men antallet af uheld, der giver forurening ser ud til at variere mellem 55-60 i perioden 2004-2008. I en årrække holdes antallet af uheld omkring de 40 indtil 2018, hvor der var det største antal uheld i perioden med 65 (figur 2.4). Hvor uheldene sker de enkelte år fra 2014-2017 er vist i figur 2.4, og det ses, at grundstødning er den hyppigste uheldstype i danske farvande, og at uheldene i Østersøen typisk fordeler sig omkring sejlrufterne og havne (figur 2.5).

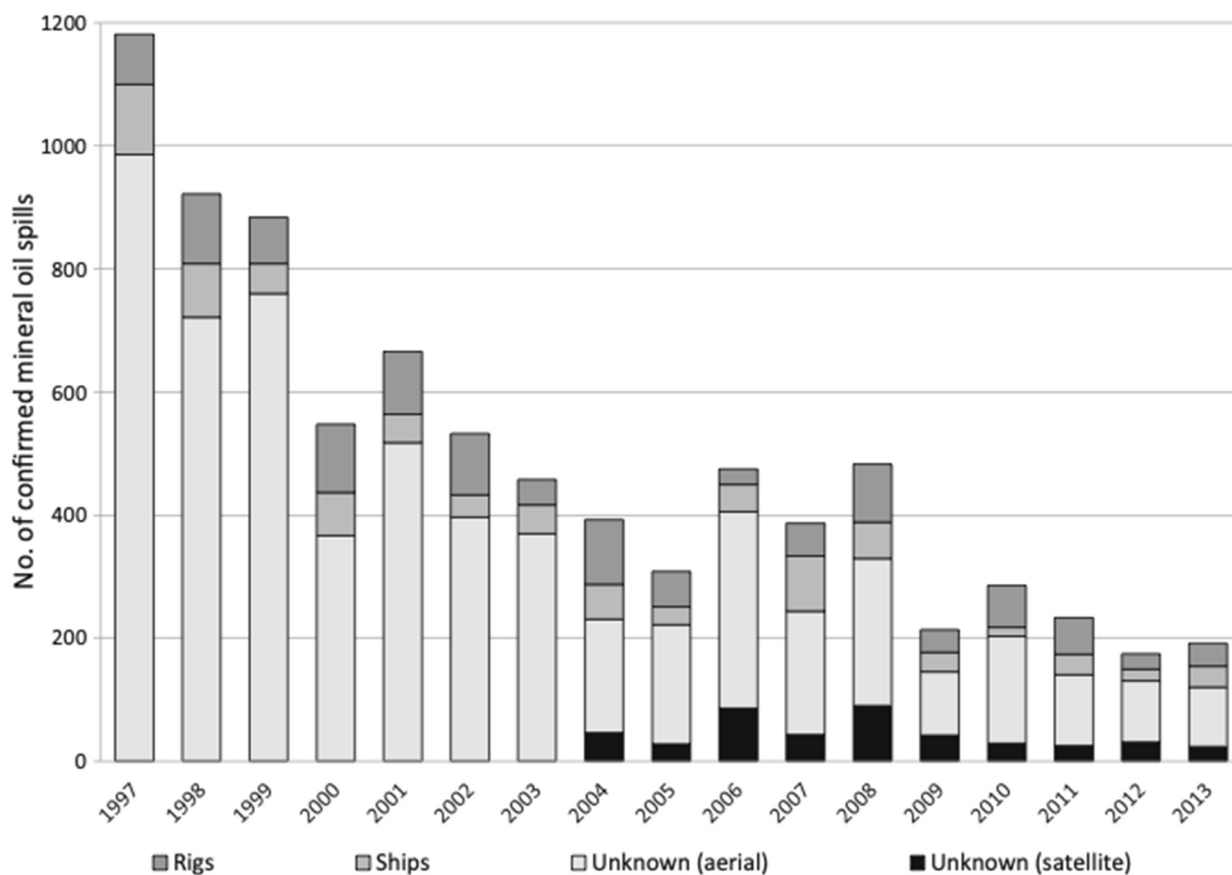
2.3.4 Spild fra olieplatforme i Nordsøen

I OSPAR følges olieplatformene i Nordsøen tæt med årlige opgørelser af spild (figur 2.6), uden at der er nogen stabil udvikling mellem årene (OSPAR, 2020). Spildene fra platformene er ofte ikke akutte forureninger, men punktkilde udledninger af varierende størrelse, der har en tilladt maksimumkoncentration i produktionsvandet, der må udledes løbende, og som giver en konstant (lille) olieforurening i Nordsøen. Spild fra skibe betragtes som akut forurening, da det generelt ikke længere er tilladt at vaske tankene i Nordsøen.



Figur 2.6. Olie i spild fra platforme i Nordsøen (OSPAR 2020).

Antallet af spild fra platforme ("Rigs", mørke grå bokse i figur 2.7) er relativt konstant fra 1997 uden nogen tidsmæssig ændring. Det totale antal spild viser et fald på en faktor 5 fra 2011-2013 (~200 spild / år) i forhold til 1997-1999 (900-1200 spild pr. år). Det største fald er sket i observationer fra fly (lysegrå Unknown (aerial) i figur 2.7), hvilket formodentlig skyldes den afskrækkende virkning af, at spild fra tankvask faktisk ofte bliver spottet, og kan give bøder til rederiet. Det er ikke altid en flyobservation bliver konfirmeret, og derfor er de fleste ukendte. Fra 2004 indgår også observationer fra satellit, men her er det endnu sjældnere, at et fund bliver kædet sammen med et skib eller en platform. De spild, der kobles til skibe, ser også ud til at være faldet (mellemgrå ships på figur 2.7), men er noget variabel mellem årene.



Figur 2.7. Oliespild til Nordsøen opgjort på basis af Bonn konventionsovervågning (Carpenter, 2019).

2.3.5 Olieramte fugle

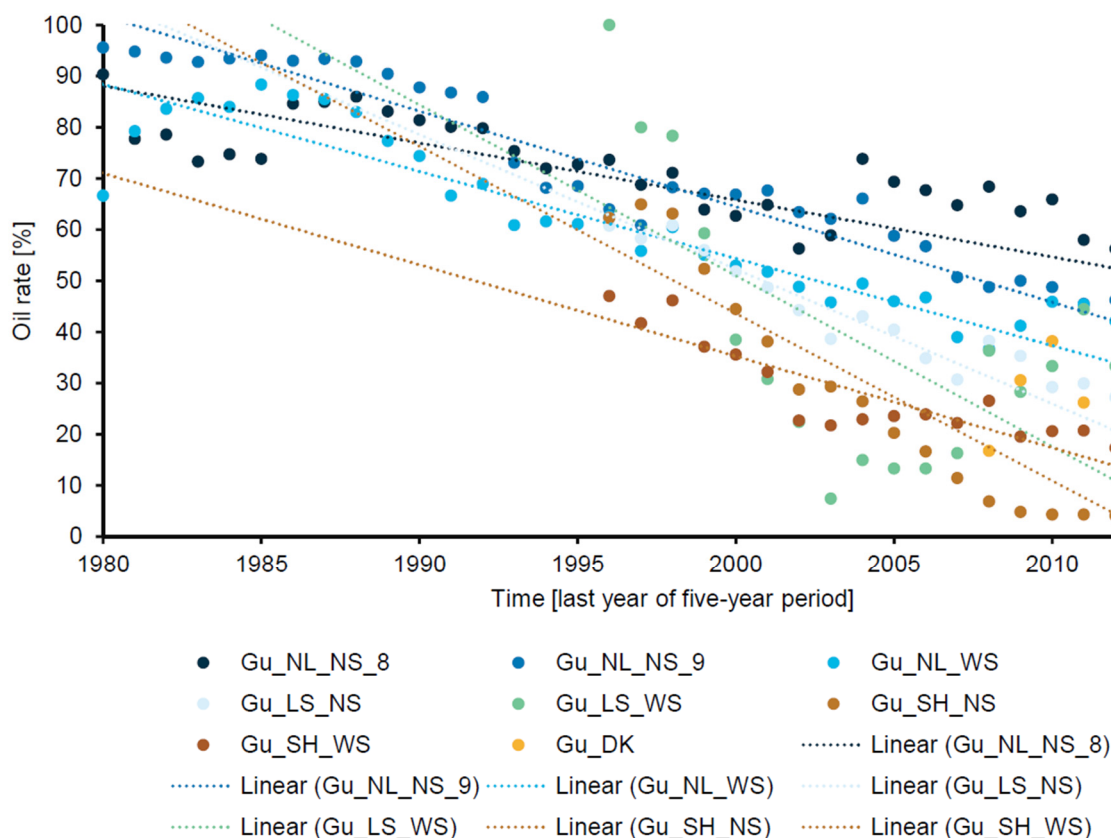
En anden måde at opgøre effekten af oliespild er ved at se på antallet af olieramte fugle der driver i land ved kysten, i forhold til det totale antal fugle, der er drevet i land ($\text{oil-rate \%} = \frac{\text{antal olieramte fugle}}{\text{antal fugle ialt}}$). Selv en lille olieplet kan medføre døden for en fugl, så alle fugle med olie på sig er ”olieramt”, også kaldet olieindsølet i fugleoptællinger.

Et hollandsk studie (Camphuysen, 2019) opgjorde på landsplan antallet af edderfugle, sølvmåger og svartbag, som blev observeret på kysten indsmurt i olie. I starten af overvågningen fra 1970-80’erne til årtusindskiftet var over 50 % af de fugle der var strandet på kysten olieramte, men fra 2005 er der sjældent mere end 10 %, og siden 2010 er det i nogle år kun sporadiske tilfælde. Dette er en tydelig indikation på, at effekter på fugle af olieforureningen (og dermed antal og omfang af oliespild) er aftagende (figur 2.9). Baseret på et 5-års løbende gennemsnit er logaritmen til ratioen af strandede fugle, der var olieramt, faldet for alle tre arter med en hældning på - 0,05 til - 0,064 og en r^2 på >0,88, dvs. den lineære sammenhæng med året forklarer 88-95 % af ændringen.

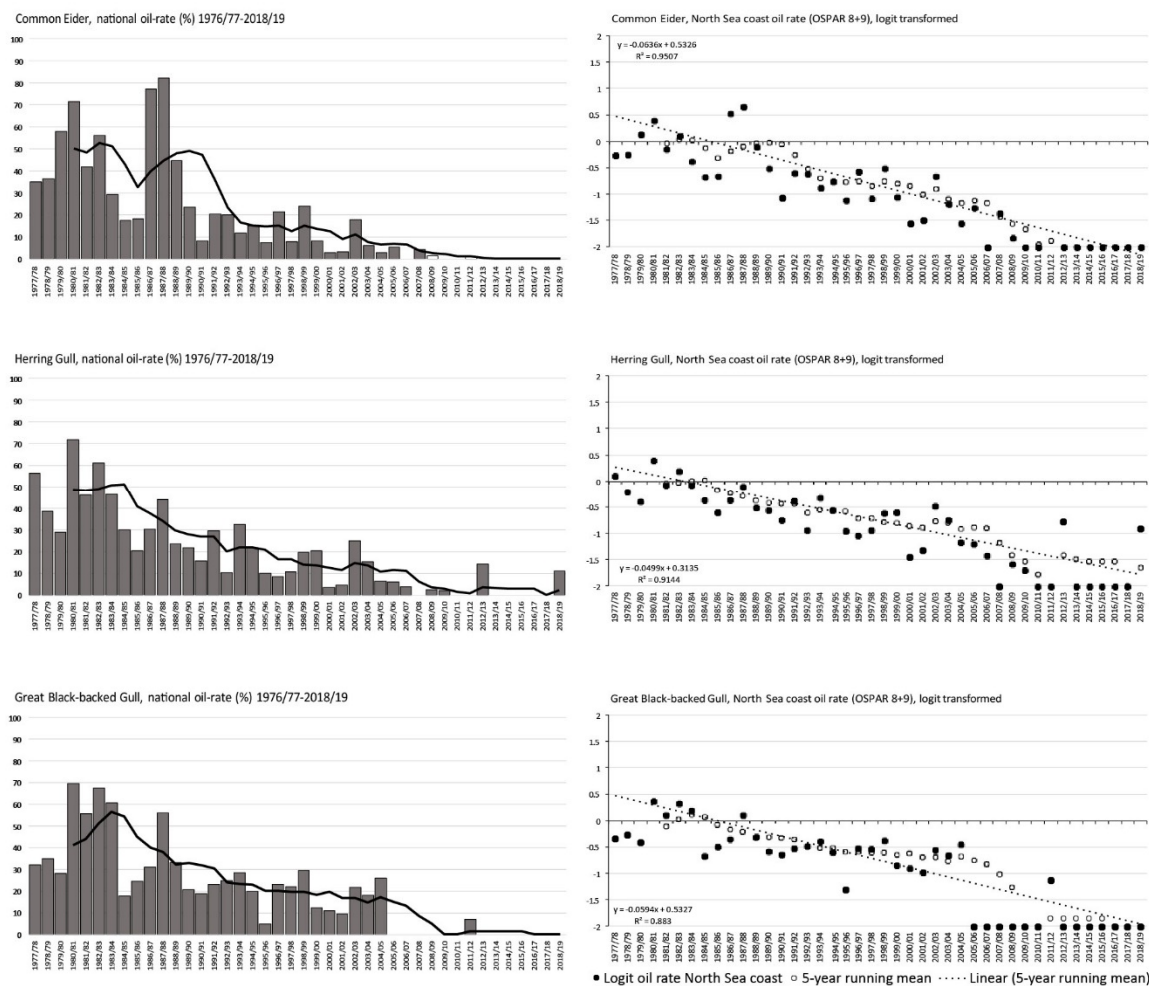
Tilsvarende undersøgelse fra Vadehavssamarbejdet (TMAP, Schultz et al, 2017) med stationer fra Vadehavet ved både danske, tyske og hollandske strande viser samme tendens for lomvier med faldende olieindsøring, men uden log-transformeringen (figur 2.8). Også her ses fra 1980 til 2015 en faldende tendens i andelen af strandede fugle, der var olieramte fugle. Fra at 70-

95 % af de strandede fugle var olieramte i 1980-1995, begynder ratioen af olieramte fugle at falde og når ned på 30 % i 2016 med et gennemsnit på 30-43 % på hollandske og danske stationer og 0-12 % på fire tyske stationer.

For at undersøge tidstrends har Schultz et al (2017) anvendt non-parametriske tests i stedet for log-transformering som i den hollandske undersøgelse, og fundet signifikant faldende tendenser med hældning på -1 til -3,3 % for de hollandske og tyske stationer, men pga. få data er der ingen signifikant udvikling på den danske kyst (n=6 for de samlede danske stationer, mod n=18-41 for de hollandske og tyske stationer).



Figur 2.8. Tidslig udvikling af andelen (oil rate) af olieramte lomvier i Vadehavssamarbejdets kvalitetsstatus rapport (TMAP QSR) for olieforurening og havfugle. Stationsnavne er baseret på arten (GU=lomvie, område (NL=Holland, DK=Danmark, LS = Lower Saxian (Tyskland) og SH= Schlesvig Holstein (Tyskland), endelig angiver NS at kysten er ud mod Nordsøen og WS at den er ud mod Vadehavet. Figur fra Schultz et al (2017; figur 3).



Figur 2.9. Hollandske data for andel af olieramte strandede havfugle fra 1976/77 til 2018/19. Edderfugle (øverst), sølvmåger (midt) og svartbag (bund). Figurer fra Camphuysen (2017, figur 5).

Data fra Danmark repræsenterer fugle indsamlet fra 2004/5 fra Skallingen, Fanø, Rømø og fra kysten nær Ribe. De hollandske data er helt tilbage fra 1975/76 og de tyske fra 1992/93 og fremefter. For de tyske og hollandske data er der herudover skelnet mellem strande, der ligger på fastlandet (WS) med kyststrækning ud til Vadehavet og øerne ude i Vadehavet (NS) med kyststrækning ud mod Nordsøen. En analyse af udviklingen imellem områderne viser en tendens til lavere og hurtigere fald i andelen af fugle ramt i olie (olie-ratio) for Vadehavskysterne end Nordsø-kyststrækningerne.

Der er undersøgt tre andre arter, med væsentlig lavere olie indsmøringsratio: sildemåger har mellem 0 og 4 % olie indsmøring, hvorimod andelen for gravænder og edderfugle er endnu lavere og tæt på 0,0 %. Forskellene mellem arterne kædes sammen med deres levevis, idet lomvier lever mere på åbent hav og dykker efter føden, modsat de to andre mere kystnære arter, ligesom de overvintrer i Nordsøen tættere på skibsruter og olieplatformene.

Der blev indsamlet fugle til observation af olieindsmurte fugle langs de danske kyster i perioden 1984-2003 i regi af Dansk Ornitologisk Forenings havfuglegruppe under "Projekt ilanddreve Fugle", men det er ikke længere aktivt (DOF 2021, Larsen et al 2007, Skov et al 1996).

2.3.6 Udvikling i oliespild

Både flyovervågning, uheldsfrekvens og olie indsmøring af havfugle indikerer, at antallet og udbredelsen af oliespild er faldende. Som indikatorerne for kriterie 8.3 viser disse, at der er sket forbedringer af sikkerheden til søs. Men der sker stadig uheld, og med det antal olietransporter, der finder sted i de danske farvande, er det nødvendigt med et godt beredskab i tilfælde af et eventuelt nyt olietankerforlis, der igen forurener danske farvande, ligesom en plan for overvågningen af effekter ved forlis med spild af større oliemængder bør vedligeholdes, selvom de sjældent forekommer.

2.3.7 Betydning af nye lav-svovls olier

Der er i IMO fastsat nye regler for indholdet af svovl i skibsbrændstof, så der fra januar 2020 kun må være 0,5 % svovl i olien mod tidligere 3,5 % svovl. Hele Østersøen og Nordsøen til Den Engelske Kanal og op til 62°N har særligt skrappe krav i "Sulfur Emission Control Area" i MARPOLs regulativ 14 annex VI. I alle danske farvande har grænsen derfor fra 2015 været 1 %, og er siden da nedsat til 0,1 %. Denne udvikling har i de seneste år medført en udvikling af nye olietyper med lavt indhold af svovl.

SINTEF i Norge har i 2019-2020 undersøgt tre af disse nye olietyper. SINTEF (2020) angiver, at disse nye olietyper kan være vanskelige at bekæmpe på grund af andre fysisk-kemiske egenskaber, og en af de tre viste sig at have høj toksicitet i forhold til tidligere anvendte mere svovlholdige olietyper. Det bør imidlertid noteres at datagrundlaget er meget lille og der på nuværende tidspunkt ikke kan konkluderes om olier med lavt svovlindhold er mere eller mindre toksiske end de nuværende svovlholdige olietyper (Gustavson, 2022).

2.3.8 Forurening med paraffinvoks

Der er stadig nogle ting, som kan vaskes ud af tanke på skibe udenfor 12 sømil grænsen, en af dem er paraffinvoks, der ikke er giftigt. Det flyder til gengæld og nedbrydes ikke, og der er observeret flere tilfælde på strande i både Østersøen og Nordsøen, som måtte renses for paraffin klumper. I en gennemgang af 1271 kemikalieprøver, der var skyllet op på tyske kyster i perioden februar 2013 til marts 2014 fandtes 61,6 % at være paraffin, 23,7 % at være olie og resten var andre stoffer, som palme olie, aromatiske hydrokarboner og oligomere af ethylen (UEG, 2014).

Der har været store fund både fra den tyske Østersøkyst og Nordsø kyst. En opgørelse af fund fra 2007 til 2014 af de syv største strandinger viste at det var større strandsektioner på 10-30 km, som var påvirket, og der blev indsamlet mellem 32 og 150 m³ paraffin blandet med sand. Den mest sandsynlige kilde er tankvask, da Hamburg er et af hovedknudepunkterne for transport af paraffinvoks (UEG, 2014). Der er også i 2013 observeret døde strandede fugle langs Englands sydkyst, som var indsolet i hvad der blev identificeret som polysiobutene (PIB). PIB har samme kemiske egenskaber som paraffin og kunne derfor vaskes ud af tankene lovligt. Det blev efterfølgende forbudt at rense tanke for PIB til havs.

Suaria et al (2018) lavede et review af status af paraffin- og petroleumvoks og fandt, at der fra 2012 til 2016 var mindst 91 tilfælde af spild langs danske,

svenske, tyske, hollandske og franske kyste. Der har været rapporter om paraffinvoks på strandene siden 1960'erne over hele verden, og de findes ofte som "anden forurening" under indsamling af strandaffald. Suaria et al foreslår derfor, at alle typer af paraffin- og petroleumvoks inkluderes i deskripter 8.3 og tilføjes listen over potentielle kemiske kontaminanter i det marine miljø under havstrategidirektivet.

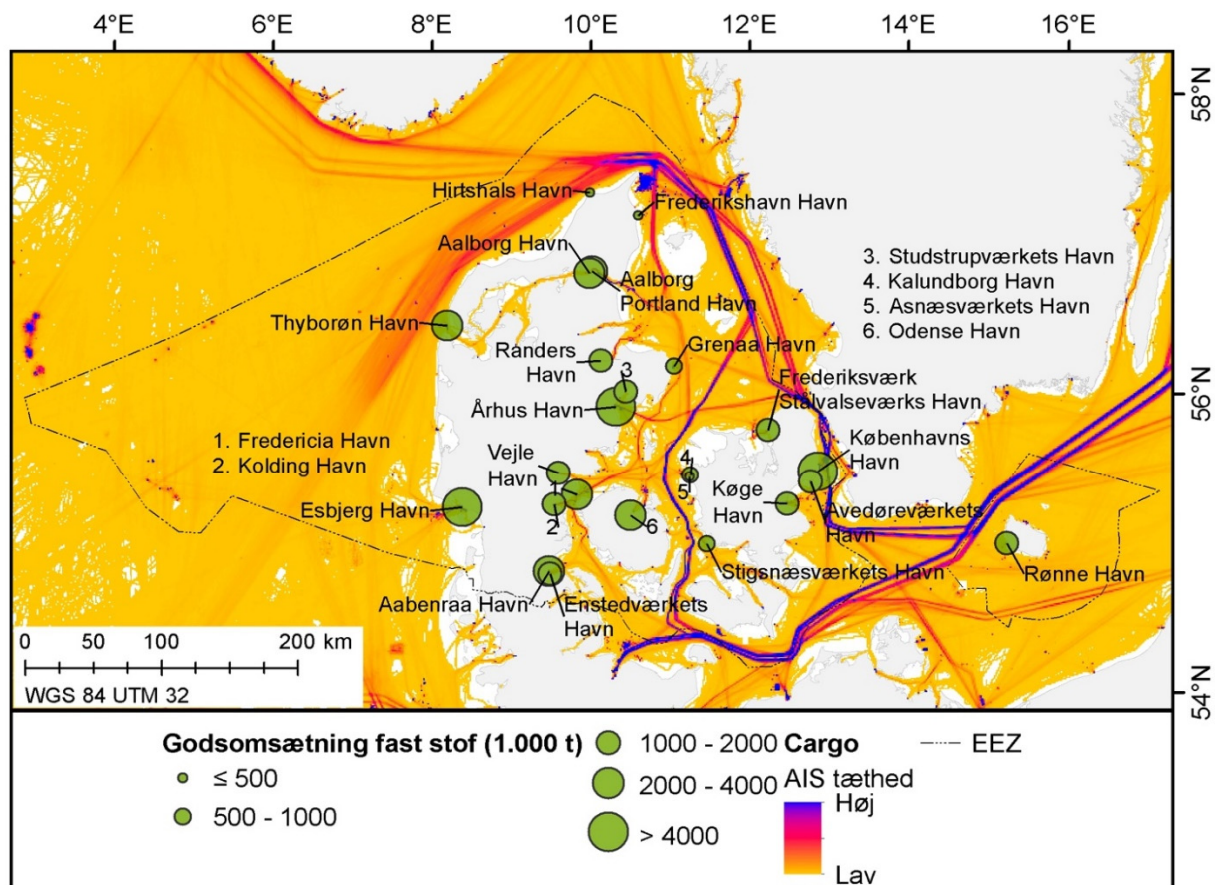
Den paraffinvoks der bliver transporteret med skib, er oftest semi-raffinerede produkter, hvor der stadig kan være en del urenheder i (typisk PAH'er), ligesom der kan forekomme klorerede paraffiner, eller andre blandinger, som er mere giftige end paraffinvoks.

2.4 Skibstrafik i danske farvande

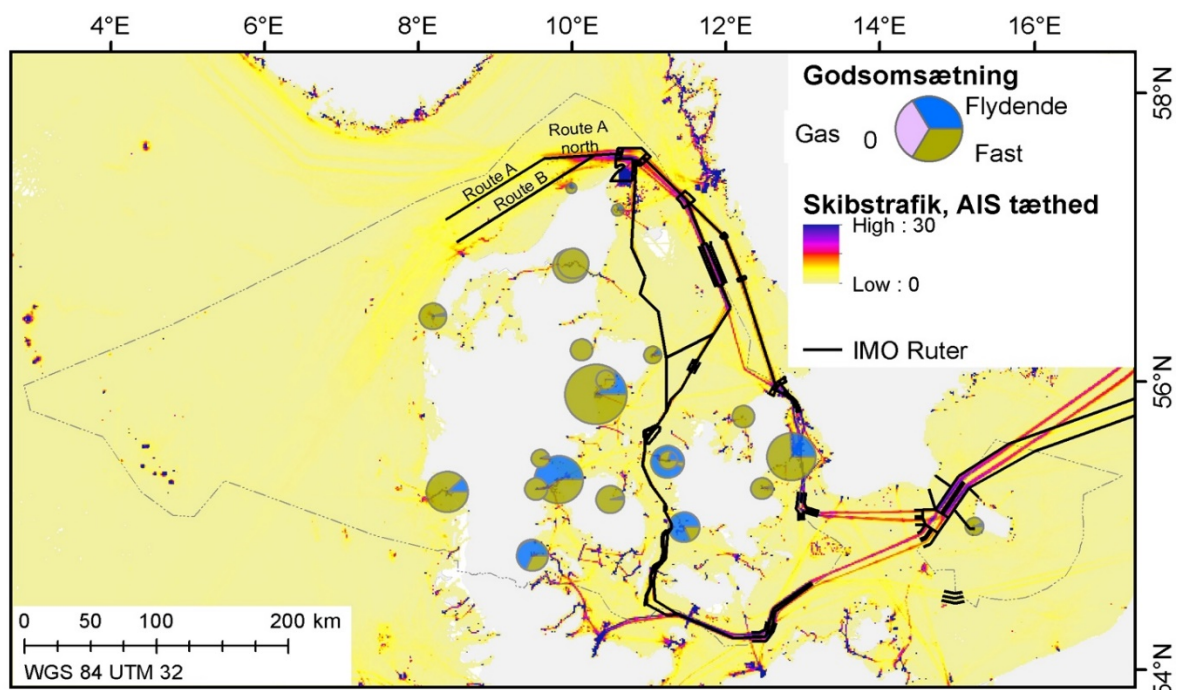
Besejlingen af danske farvande overvåges via et automatisk identifikationssystem for skibe (AIS). Skibe over 300 bruttotons, passagerskibe og fiskekuttere over 15 m har krav om at have AIS ([AIS-data](#) | [Søfartsstyrelsen \(soefartsstyrelsen.dk\)](#)) ombord, men også mindre både kan udstyres med AIS for at øge sikkerheden til søs. Der er udlagt IMO ruter for de større skibe op igennem Øresund og Storebælt (blå linjer i figur 2.10), hvor man kan se en høj tæthed af skibe, hvorimod Lillebælt ikke er så benyttet. Efter at Grenen ved Skagen er passeret, deles IMO ruten i to, indtil de ophører ca. ud for Hirtshals (figur 2.11), og trafikken spreder sig ud. For Nordsøen ses de høje tætheder omkring olieplatformene pga. vagt- og forsyningsskibe. I 2020 blev transitruterne ændret, sådan at skibe til og fra Øresund skal vælge den østligste rute igennem Kattegat (figur 2.11 fordeling af gods). Omsætningen i de enkelte havne giver indikation om, hvor mange containere hhv. bulk-carrier skibe, der kommer med gods til de danske havne, med Århus, Esbjerg og Københavns havne som de med det største antal, fulgt af Ålborg, Thyborøn og Aabenraa havn. Det skal noteres, at nogle områder har flere havne, som overlapper, især Ålborg hvor der faktisk er tre individuelle havne.

Der er store oplag af olie og olieprodukter i havne og andre områder nær kysten (figur 2.12). Disse oplag kan i tilfælde af katastrofer som brand eller eksplosion i nærheden af tankanlæggene, eller uheld ved tankning / opfyldning som overfyldning, læk fra samlinger og slanger og tæring af tankene, udgøre en stor risiko for akut forurening af havnen og områderne omkring havnen eller oplagspladsen. Jo større oplag og omsætning, desto større risiko.

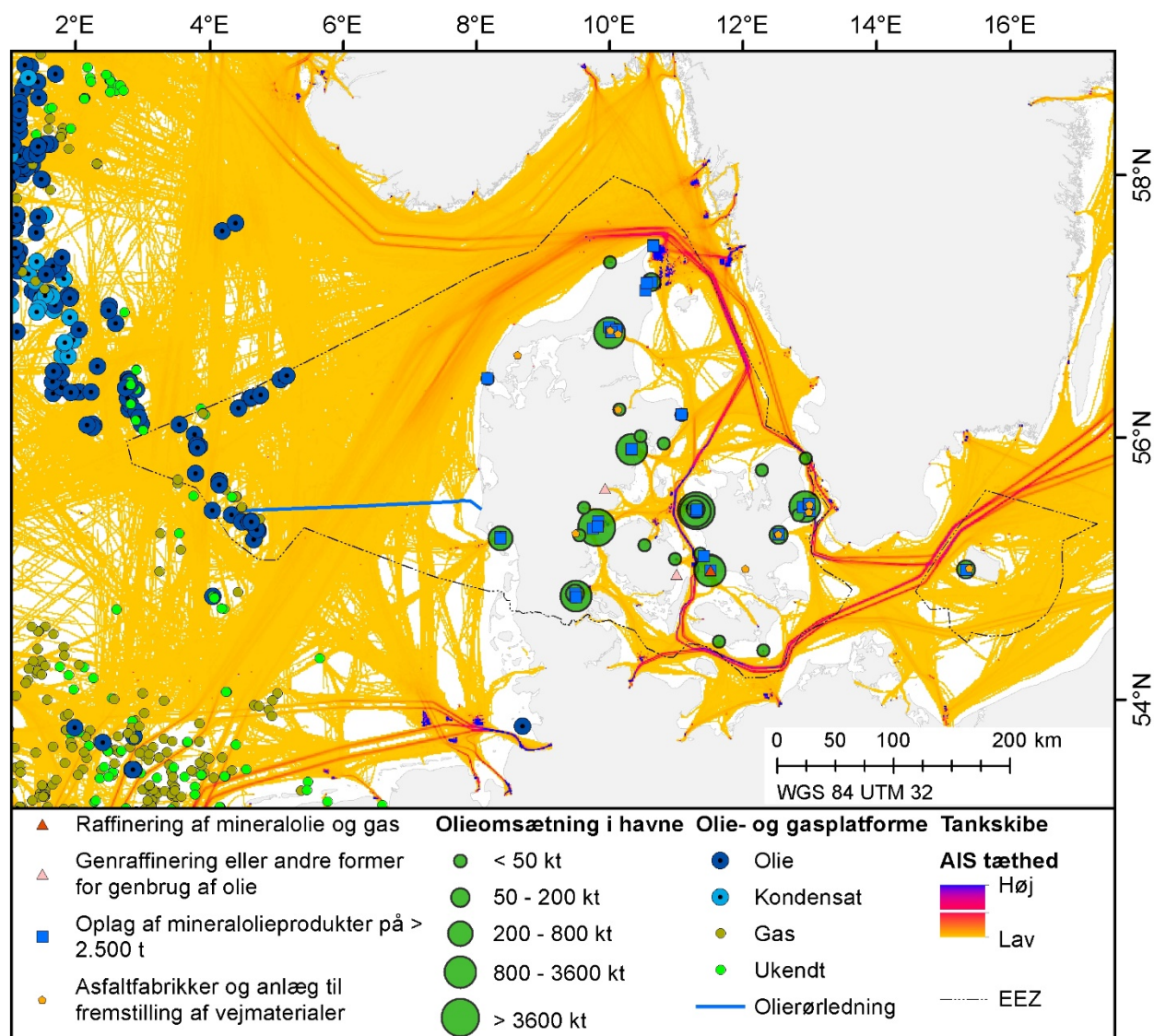
Udover oplag på land er der også to områder i Ålbæk Bugt og ved Kalundborg Fjord hvor der omlastes olie mellem olietankere på havet. Dette giver en forhøjet risiko for spild ved uheld med olieledningerne mellem skibene eller ved hårdt vejr.



Figur 2.10. Godsomsætning af fast stof, der dækker over alt der transporteres i bulk fra kemikalier, fødevareråvare til færdige produkter som elektronik og biler, i danske havne. København, Århus og Esbjerg er de havne med størst omsætning (Emodnet 2020a, Danmarks Statistik 2021, Miljøstyrelsen 2020)



Figur 2.11. Fordeling af gods mellem forskellige transporterede typer (gas indeholder både gas og flydende gasser, der ved udslip vil fordampe). De fleste steder er det mest fast stof (container og bulk fx cement fra Ålborg Portland), der omsættes. IMO ruter angivet (Emodnet 2020a, Danmarks Statistik 2021, Miljøstyrelsen 2020, Søfartsstyrelsen 2018)



Figur 2.12. Olieoplag, skibstrafik og olieomsætning i danske havne og havområder. (Emodnet 2020a og b, Danmarks Statistik 2021, Miljøstyrelsen 2020, Geodatastyrelsen 2021). Bemærk at der er udpeget to områder ved Ålbæk Bugt (nord for Frederikshavn) og Kalundborg Fjord til omlastning af olie fra mindre olietankere i Østersøen til oceangående olietankere, som ikke kan komme ind i indre dansk farvand.

2.5 Opsummering for skibstrafik og oliespild til havs

Generelt er der tendens til bedre sikkerhed til søs og faldende antal akutte forureninger fra skibe og olie gas offshore anlæg. De eksisterende indikatorer for akut forurening er rettet mod oliespild, med opgørelser af størrelsen og antallet af oliespild. Nogle af indikatorerne, som antal oliespild observeret med fly-overvågning, kan dog også fange kemikaliespild. Generelt går udviklingen mod færre og mindre akutte forureninger, både påvist ved flyovervågning og ved andelen af strandede fugle, der er olieramte. Dette hænger sammen med at skibssikkerheden er øget væsentligt med indførelse af dobbelt skrog og GPS navigation, men også hjulpet på vej af opgradering af IMO sejl-ruterne, så der er bedre adskillelse. På trods af dette er antallet af ulykker som sammenstød og grundstødning ikke faldende, hvilket HELCOMs optællinger af uheld viser. Menneskelige fejl og uopmærksomhed som kan lede til enkeltstående forlis, illustreret ved to ulykker omkring Bornholm i efteråret 2021, dog uden akut forurening: Oktober gik det hollandske fragtskib *Beumaiden* på

grund ved Bornholm (Hansen, 2021), og i farvandet mellem Ystad og Bornholm kolliderede det skotske skib *Scot Carrier* med det danske skib *Karin Høj* d. 13. december 2021.

GAP analysen fra 2021 (Jakobsen et al, 2021) viser, at HELCOM forventer nogenlunde samme skibsintensitet i Østersøen frem mod 2030, og der blev 3. december 2020 (Energistyrelsen, 2021) truffet politisk beslutning om at lukke olie / gas produktionen i Nordsøen fra 2050 (aftalen er foreløbig ikke ændret efter invasionen i Ukraine 24/2 2022 og lukningen af gasimport fra Rusland), hvilket burde give samme eller lidt mindre skibsintensitet i Nordsøen når olie og gasfelterne lukkes ned. (Jakobsen et al, 2021). Det kan dog ske, at der kommer øget skibsfart i forbindelse med servicering af kommende havvindmøller og energiøer i Nordsøen. AIS data fra HELCOM 2006-2017 viser et lille fald i skibskrydsninger mellem Skagen og Marstrand, og fra den vestlige Østersø ind i den egentlige Østersø nord og syd om Bornholm. Trafikken gennem Øresund og via Kadetrenden (Gedser-Rostok linien) ud mod Østersøen er nogenlunde konstant i perioden ([Helcom Map And Data Service](#)).

Risikoen for skibsforslis må derfor forventes at være konstant fremover. GAP analysens forventning om 0-4 oliespild pr. år i størrelsen 10-20 m³ og 1-2 større kemikaliespild (>1 ton) og flere små spild er stadig det bedste bud, men der er altid en risiko for større spild under uheldige vejmæssige eller søfartsmæssige omstændigheder.

2.6 Potentielle kilder til akut forurening fra kystnære virksomheder

En række virksomheder har oplag af miljøfarlige stoffer, som kan udgøre en risiko for spild og udledning til det marine miljø. Der er ca. 150 af disse ”risikovirksomheder”, der er underlagt Bekendtgørelse om kontrol med risikoen for større uheld med farlige stoffer (BEK nr. 372 af 25/05/2016). Heraf er ca. halvdelen olievirksomheder eller har andre brand- og eksplosionsfarlige stoffer (naturgas, flydende gas (LPG)) i så store mængder, at de hører under Beredskabsstyrelsen (beredskabsstyrelsen, 2021).

Bekendtgørelsen omfatter 48 specifikke stoffer eller stofgrupper, der udgør sundhedsfarer, fysiske farer, miljøfarer eller andre farer (dvs. udvikler gas eller reagerer voldsomt ved kontakt med vand). De generelle stofgrupper er angivet som olier, gasser eller kræftfremkaldende stoffer. For de fleste stoffer er det større oplag (over 1 tons eller mere) der skal registreres. Men for 11 stoffer / stofgrupper, skal selv oplag under 1 ton registreres: 1 kg Dioxin og furaner, 10 kg af 4,4'-Methylen-bis (2-chloranilin), 100 kg af Arsentrioxid, Arsen(III)syre og/eller salte heraf, 150 kg af Methylisocyanat, 750 kg Carbonyldiklorid (phosgen), Nikkelforbindelser i pulverform, der kan indåndes, Svovldiklorid, Arsin (arseniktrihydrid), Fosphin (fosfortrihydrid), 500 kg af kræftfremkaldende stoffer (17 specifikke stoffer, bl.a. Hydrazin og benzotriklorid) og 1 ton af Arsenpentaoxid, Arsen(V)syre og/eller salte heraf. Den komplette stofliste kan findes i del 2 af [Risikobekendtgørelsen \(retsinformation.dk\)](#).

I risikobekendtgørelsen er det for de enkelte stof typer angivet, hvornår et oplag skal kontrolleres. For brandfarlige stoffer er grænsen 5.000 tons, men for de fleste andre kategorier ligger grænsen mellem 5-200 tons for ”kolonne 2” stoffer, som kan høre under kommunens tilsyn og mellem 200 og 500 tons for ”kolonne 3” stoffer, som hører under beredskabsstyrelsens tilsyn.

Ud over risikovirksomhederne er der også en række tilsynspligtige virksomheder, såkaldte "listevirksomheder", som kommuner har pligt til at godkende og føre tilsyn med jvf. Miljøstyrelsens godkendelsesbekendtgørelse nr. 2080 (Bekendtgørelse om godkendelse af listevirksomheder, BEK nr. 2080 af 15/11/2021). Data for Risiko og listevirksomheder indgår i den Digitale MiljøAdministration (Miljøstyrelsen 2021b). Herfra er der lavet et udtræk om tilsynspligtige virksomheder (virksomheder, som kan afstedkomme forurening enten ved deres direkte aktivitet eller evt. biaktivitet). Udtrækket indeholder kun virksomheder med aktiviteter over den grænse, der er fastsat i bekendtgørelsen, og der er fokuseret på udvalgte aktiviteter som forventes at anvende stoffer, der kan give akut forurening (samlet oversigt kan ses i bilag 10.2). Ud fra dette udtræk er virksomheder der ligger tæt på havet udvalgt til nærmere vurdering nedenfor.

Det skal bemærkes, at virksomhederne ikke på nogen måde er kendte forurenere, eller har en historik eller på anden måde forventes at forurene, men alene er medtaget, fordi de har et oplag af affald eller opbevaringstanke med stoffer, der potentielt kan afstedkomme akut forurening i tilfælde af en uventet ulykke.

Fra udtrækket er der identificeret 356 virksomheder tæt på kysten (op til 3 km), enten på land eller i enkelte tilfælde (havdambrug) direkte i havet (figur 3.1). For de enkelte virksomhedstyper er der optalt (se tabel 3.3) hvor mange, der ligger under 100 m fra kysten (41, især pesticid- og olie-relaterede virksomheder), mellem 100 og 500 m fra kystlinjen (89, især olie-, pesticid- og fiske-relaterede virksomheder). Akut forurening fra virksomheder <100 m fra kysten forventes at have høj risiko for at nå havet, mens der ved 100-500 m er større chance for, at der kan nås at lave en inddæmning af spildet (mellemrisiko for at nå havet). For virksomheder >500 m fra kysten forventes det, at der er en god chance for at lave inddæmning før spildet når havet (lav risiko). Afstanden til kystlinjen er baseret på virksomhedens koordinater angivet i den Digitale MiljøAdministration, og er måske ikke repræsentativ for oplaget af stoffer, hvilket i realiteten betyder, at oplagene kan være både tættere på kystlinjen og længere fra end GIS estimatet.

Da det ikke var muligt at få en oversigt over hvilke stoffer, der var grunden til at de enkelte virksomheder var registreret som risiko eller listevirksomhed, har det ikke været muligt at udvælge de stoffer, der er mest anvendt i kystnære virksomheder. Det bør imidlertid fremgå af miljøgodkendelserne for de enkelte virksomheder.

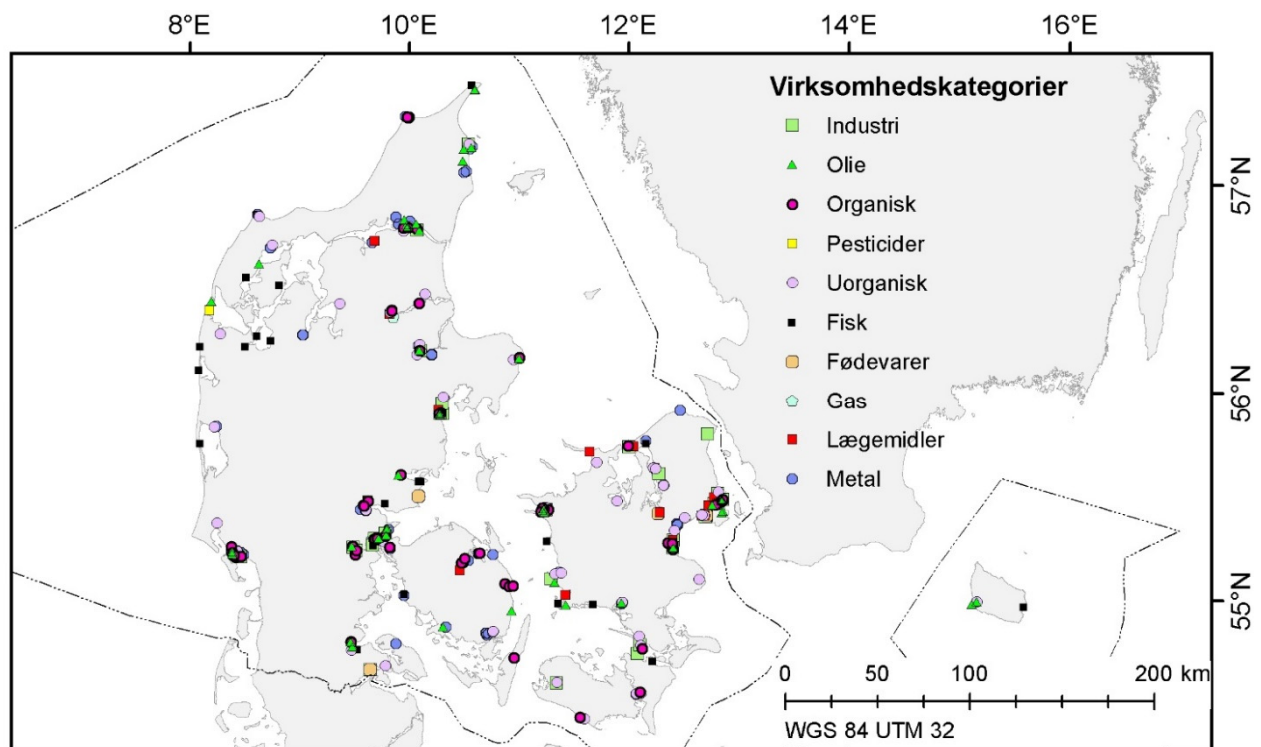
Det er et krav i bekendtgørelsen for listevirksomheder, at der laves en basistilstandsrapport (kapitel 7 i godkendelsesbekendtgørelsen) for jorden og grundvandets forurening omkring virksomheden som grundlag for miljøgodkendelse (eller revurdering) af virksomheden. Basistilstandsrapporten skal omfatte en historisk beskrivelse af aktiviteter, relevante farlige stoffer, der har været anvendt og i hvor lang tid, og hvor på området, der kan tænkes at være forurenede. Herefter skal der laves en teknisk undersøgelse af, hvor der udføres målinger på jord og grundvand for de stoffer, som vil blive anvendt og fremstillet på virksomheden.

Basistilstandsrapportens egentlige formål er at danne et sammenligningsgrundlag til vurdering af virksomhedens tilførsel af forurening ved en senere afvikling af virksomheden, hvor prøver vil blive udtaget i de samme punkter

og sammenholdt direkte med basistilstandsrapportens værdier. En basistilstandsrapport kan også være et godt udgangspunkt for vurdering af hvor meget yderligere forurening et akut forureningsuheld afstedkommer.

2.6.1 Virksomhedstyper tæt på kysten

Hovedparten af kystnære virksomheder med risiko for akut forurening er placeret nær ved større byer som Esbjerg, Ålborg, Århus, Vejle, Fredericia / Middelfart, Kolding, Aabenraa, Odense Nyborg, Kalundborg, Frederikssund og København samt langs Køge Bugt fra Greve til Køge (figur 2.13). Det er altså i stor udstrækning byer i bunden af fjorde eller omkring Tragten i det nordlige Lillebælt, der findes virksomheder med potentiale til akut forurening i tilfælde af ulykker som brand eller eksplosioner, og ofte i tilknytning til havneområder.



Figur 2.13. Placering af virksomheder efter kategori op til 3 km fra kystlinjen. (Miljøstyrelsen 2021).

Der er fire typer listevirksomheder med mere end 40 virksomheder mindre end 3 km fra kysten, som udgør 55% af alle typer af virksomheder. De øvrige listevirksomheder forventes ikke at give anledning til akut forurening, der kan true havmiljøet.

De fire typer listevirksomheder har de nedenstående forureningstyper:

- 1) Der er 56 virksomheder, der udleder små partikler som støv. Disse forventes ikke at udgøre en risiko for akut forurening, men giver en mere konstant forurening med støv eller organiske opløsningsmidler. Den største risiko er, hvis store mængder støv falder i havet og kvæler bundlevende organismer under en katastrofe. Der kan dog også være oplag af organiske opløsningsmidler, men det forventes ikke at udgøre en stor risiko for akut forurening i havmiljøet.

- 2) Der er 53 cement- og betonstøberier eller betonblanderier, som også kan give støvpåvirkning som under 1. For havmiljøet er der en risiko for spild af cement eller beton, men risikoen for større akutte forureninger antages at være lav, bortset fra i nærområdet af virksomheden, og efter storkning vil forureningen være afgrænset.
- 3) Større risiko er der ved de 43 virksomheder med oplag af over 2.500 ton mineralolie, som i tilfælde af brand eller eksplosion kan ende i havmiljøet. Olier vil altid udgøre en risiko for havmiljøet.
- 4) Og endelig er der 55 virksomheder, der fremstiller organiske eller uorganiske kemiske stoffer, og som potentielt har oplag af flydende organiske eller uorganiske kemiske stoffer eller mellemprodukter, der kan give anledning til akut forurening. Her vil den individuelle virksomheds produkter og kemikalielager være afgørende for om der er stor eller lille risiko for havmiljøet

Aktiviteterne på virksomhederne i de fire kategorier er beskrevet i tabel 2.4, sorteret efter kategorien af hovedaktiviteten fordelt på 10 overordnede kategorier.

En kort vurdering af potentielle effekter i de enkelte kategorier i tabel 2.4 er givet i pkt. 1 til 10 nedenfor. Listen er ikke direkte prioriteret i forhold til risiko, da det er meget afhængigt af de faktiske stoffer, men øverst findes de aktiviteter, der formodes at udgøre størst risiko i tilfælde af akut forurening og nederst dem, der forventes at udgøre mindst risiko. En oversigt over placeringen af virksomhedskategorierne er vist på figur 2.13, i bilag 10.2 er de enkelte kategorier og underkategorier vist på 7 kort, til en nærmere vurdering af hvilke kilder, der er i de enkelte kystområder.

1. 'Olie' er virksomheder med oplag af olie, der generelt udgør en stor risiko i tilfælde af katastrofe med frigivelse af tankindhold pga. de store mængder, der oftest er i spil, med velkendte miljørisici.
2. 'Organisk' indeholder virksomheder der bruger eller producerer simple kulbrinter og iltholdige kulbrinter (alkohol, peroxider, kulstofsyre o.l.), som både kan være organiske opløsningsmidler, vandopløselige eller uopløselige, mange af hvilke er direkte skadelige for havmiljøet. Inkluderer også nogle enzymproduktioner.
3. 'Pesticider' er virksomheder der producerer pesticider, som kan udgøre risiko i forhold til ålegræs og algesamfund, krebsdyr eller sæler og marsvin, afhængig af hvilke type pesticid det er. Men de er designet til at have en giftvirkning, og vil derfor meget sandsynligt påvirke fødekæden.
4. 'Lægemidler' er virksomheder der producerer lægemidler, som generelt er vandopløselige og designet til at have effekter på mennesker, men det er sværere at forudse, hvilke organismer, de evt. kan påvirke i havmiljøet.
5. 'Uorganisk' er virksomheder der arbejder med fx produktion af syrer/baser, gødningsstoffer og cement, som kan give både akutte skader og påvirke fødekæden.

6. 'Metaller' inkluderer både virksomheder der forarbejder og/eller afrenser metaller med organiske opløsningsmidler. Mest problematisk i nærområdet ved spild, eller som metalstøv, der kan synke eller opløses i saltvand, da de fleste metaller har en akut giftighed.
7. 'Fisk' er virksomheder, der producerer fisk i havbrug, fersk eller saltvandsdambrug eller lukkede produktionslæg. Medicin til behandling af fiskesygdomme kan ændre fødekæden, foderspild kan give øget algevækst med følgevirkninger og stoffer til spildevandsrensning, fx jernklorid til fældning af fosfor kan give akut forurening.
8. 'Fødevarer' er virksomheder der fx producerer fødevareadditiver, der formodes at være relativt uskadelige (i hvert fald for mennesker), men som kan være skadelige i store oplag, som kan dække større arealer ved udslip ved akut forurening, og hvis effekt på dyr og planteliv skal vurderes nøjere for de arter, der måtte blive dækket (potentielt kvalt, hvis det er fine pulvere eller med højere densitet end havvandet) eller påvirkes metabolisk.
9. 'Industrivirksomheder' indeholder især produktion af farvestoffer og pigmenter, lak og lim eller produktion af organiske/uorganiske stoffer inklusiv enzymer, der ikke specifikt indgår i nogen af de ovenstående. Der kan være oplag af opløsningsmidler og lignende.
10. 'Gas' er virksomheder der arbejder med produkter som kan give arbejdsmiljømæssige risici, men for vandlevende organismer tænkes risikoen for akut påvirkning at være begrænset pga. stor fortynding i atmosfæren ved udslip, og lille risiko for optag i havvandet. Flydende gasser (LPG) kan dog give en forbigående effekt på havmiljøet, hvis de ikke når at fordampe på vej til kysten.

De enkelte virksomhedstypers afstand til kysten er i tabel 2.4 angivet således, at 100 m svarer til 0-100 m, derefter mellem 100-500 m og endelig 500 – 3000 m. Sum angiver antallet indenfor 3 km. Jo længere fra kysten, desto mindre er risikoen for akut marin forurening fra de landbaserede industrier. Der er 21 olie anlæg, 11 virksomheder med potentiel organisk forurening, fem metal virksomheder (støvende), fire fiskehavbrug og to industri virksomheder inden for 100 m fra kysten, som vurderes at udgøre den største risiko for at resultere i akut forurening ved en katastrofe.

Tabel 2.4. Oversigt over antallet af virksomheder fordelt på virksomhedstyper og deres afstand til kysten: indenfor 100 m, mellem 0,1 – 0,5 km og mellem 0,5 – 3 km, samt summen af virksomheder < 3 km fra kysten. Oversigten er baseret på virksomhedernes hovedaktivitet inden for kategorier fra MSTs database (Miljøstyrelsen 2021) samt koordinater for virksomhedens placering. De forskellige kategorier er tentativt rangordnet, men specifikke stoffer kan gøre en virksomhedskategori's placering ikke stemmer med placeringen (fx bredspektrede pesticider i forhold til organisk produktion af ethanol). Den fulde tekst fra bekendtgørelsen kan ses i bilag 10.2, tabel 10.2.1.

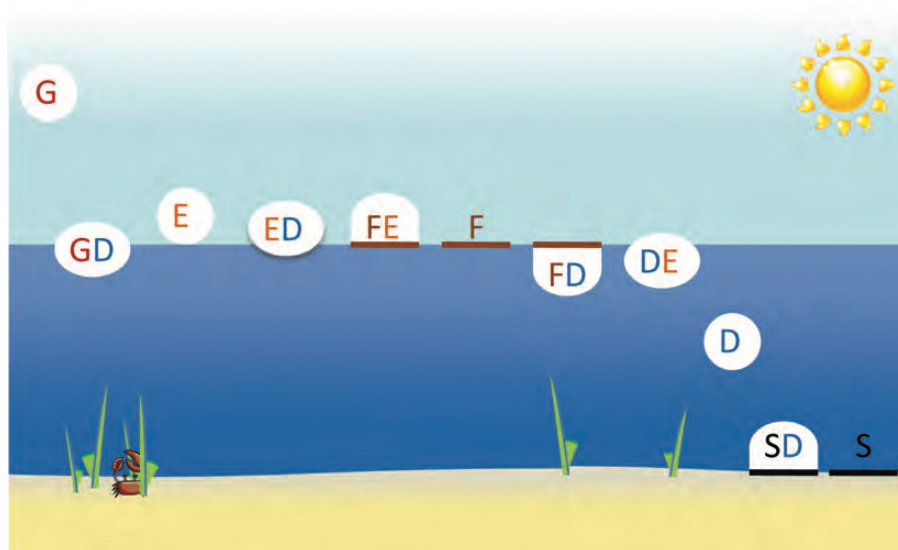
Kategori	<0,1	–0,5	–3	<3 km	Hovedaktivitet efter forventet stigende risiko (nederst er størst risiko)
Fisk	4	19	20	44	Fiskeproduktionsanlæg (Hav og ferskvandsdambrug, alle typer)
Gas		2	3	5	Gasser som fx. ammoniak, klor eller hydrogenklorid, fluor og fluorbrinte, carbonoxider, svovlforbindelser, nitrogenoxider, brint, svovldioxid, carbonyldiklorid.
Fødevare			2	2	Virksomheder, der ved en kemisk eller biologisk proces fremstiller: b) tilsætningsstoffer og hjælpestoffer, fx. emulgatorer og stivelsesderivater, herunder til levnedsmiddelindustrien, hvor fremstillingen kan give anledning til væsentlig forurening.
Industri	0	2	14	16	Virksomheder der fremstiller: Farver, lak eller lim. Farvestoffer og pigmenter. Ved en kemisk eller biologisk proces fremstiller: a) organiske eller uorganiske kemiske stoffer, produkter og mellemprodukter (herunder enzymer til vaskemiddelindustrien), har risikoen for større uheld med farlige stoffer
Metal	0	4	24	28	Virksomheder, 1) der pålægger et beskyttelseslag af smeltet metal, herunder varmforzinkningsvirksomheder, 2) der foretager overfladebehandling af metaller og/eller plastmaterialer ved hjælp af en elektrolytisk eller kemisk proces, når det samlede volumen af de anvendte kar (forbehandlingsbade, procesbade og aftræksbade, men eksklusive skyllekar), 3) der foretager støvfrembringende overfladebehandling, herunder slibning, sandblæsning og pulverlakering, af emner af jern, stål eller andre metaller
Uorganisk	5	8	54	67	Ikke-metaller, metaloxider eller andre uorganiske forbindelser som fx. calciumkarbid, silicium, siliciumkarbid. Salte som fx. ammoniumklorid (salmiak), kaliumklorat, kaliumkarbonat (potaske), natriumkarbonat (soda), perborater, sølvnitrat. Cementstøberier, betonstøberier og betonblanderier.
Lægemiddel	2	5	1	8	Virksomheder, der ved fysiske processer, og hvor fremstillingen kan give anledning til væsentlig forurening, fremstiller lægemidler. Fremstilling af farmaceutiske produkter, herunder mellemprodukter
Pesticid	17	14	12	43	Fremstilling af plantebeskyttelsesmidler eller biocider.
Organisk	3	5	10	18	Simple kulbrinter (lineære eller cykliske, mættede eller umættede, alifatiske eller aromatiske). Iltholdige kulbrinter som fx. alkohol, aldehyder, ketoner, kulstofsyrer, estere og blandinger af estere, acetater, ethere, peroxider og epoxyharpikser. ved fysiske processer fremstiller organiske eller uorganiske kemiske stoffer, produkter eller mellemprodukter, herunder enzymer, hvor fremstillingen kan give anledning til væsentlig forurening. Oplag af organiske eller uorganiske kemiske stoffer, produkter eller mellemprodukter, herunder enzymer. Oplag af flydende organiske eller uorganiske kemiske stoffer, produkter eller mellemprodukter
Olie	11	30	84	125	Oliemøller og andre anlæg for raffinering eller behandling af vegetabiliske. Raffinering af mineralolie og gas. Genraffinering eller andre former for genbrug af olie. Asfaltfabrikker og anlæg til fremstilling af vejmaterialer. Oplag af mineralolieprodukter på mere end 2.500 ton.

3 Baggrund for kategorisering af kemikalier i forhold til sundhed og miljøfarlighed

3.1 Spredning og fordeling i havmiljøet

De fysisk-kemiske egenskaber afgør skæbnen for stoffer, der spildes i havmiljøet. Der er opstillet et Europisk klassifikationssystem Standard European Behaviour Classification (SEBC, figur 3.1), der kan anvendes til at illustrere forskellige forureningstypers skæbne i miljøet ved spild (Bonn Agreement, 1994). Ved fastlæggelse af hvilken type overvågning der er relevant viser SEBC klassen, om der kan forventes effekter i overfladevandet, de frie vandmasser (klasse D, GD, FD, DE) eller sedimentet (klasse SD og S). I denne rapport vil fordampere (G, E) ikke blive behandlet for skibstransport, men kombinationerne af gasser og fordampere med opløsning (GD, ED, DE) og flydere, der langsomt fordamper eller bliver opløst (FE, FD), forventes at kunne have effekt på fugle eller dyrelivet i havet. Gasser der transporteres i rørledning på havbunden for "Power to x" anvendelse diskuteres kort i afsnit 3.5. Den oprindelige baggrund for klassificeringen er gengivet i appendiks 10.4, med massefylde, damptryk og opløseligheds værdier som danner grænserne mellem de forskellige klasser.

Figur 3.1. Illustration af forureningstyper efter SEBC klassificering G=gas, D=dissolver (opløser), E=evaporator (fordamper), F=Floatar (flyder), S= Sinker (synker), samt kombinationer af disse (ITOPF, 2014).



3.2 Sandsynlige stoffer og stofgrupper ved marine forureningshændelse

IMO har en uafhængig ekspertgruppe (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, GESAMP), der gennemgår og vurderer hver enkelt stof eller stofgruppes egenskaber og tildeler den en klassifikation på baggrund af toksikologiske og kemisk-fysiske egenskaber for stofferne. Listen revideres jævnligt når nye stoffer fremsendes til IMO for review, og den seneste er fra Annex 4 i IMO (2020).

For hvert stof (tabel 3.1) er det vurderet, om det bioakkumuleres eller nedbrydes (A1 hhv. A2), er akut eller kronisk toksisk overfor vandlevende organismer (B1 hhv. B2), er akut toksisk for havpattedyr (C1 gennem føden, C2 gennem uden, C3 gennem indånding) eller kronisk toksisk for havpattedyr (D1

irritation / ætsning af hud, D2 irritation af øjne, D3 er langtidssundhedseffekter som kræft o.l.), og endelig andre begrænsninger i anvendelse af faciliteter på havet eller kysten (E1 brændbarhed, E2 fysiske egenskaber (SEBC klasse), E3 begrænsninger i anden anvendelse af faciliteter på havet eller kysten). Hvis der ikke er videnskabelig dokumentation for effekterne af et stof, kan der laves en ekspertvurdering, og klassificeringen angives da i (parentes). Hver kategori har en skala tilknyttet, enten bogstavs akronymer eller en talskala, hvor lave tal generelt betyder færre miljømæssige problemer.

Tabel 3.1. Farlighedsprofil af stoffer udpeget i kapitel 2 baseret på GESAMPs klassificering (IMO, 2020 annex 4). Gul= rating for udvælgelse, orange en klasse over rating for påvirkning, rød – to eller flere klasser over påvirkningsniveau for tal-kategorier. Undergrupperne er beskrevet i tabel 3.2 og bilag 10.3.

Spildte stoffer	CAS nr	Bio +/-		Akvatisk toks		Akut Toks pattedyr			kronisk toks pattedyr			Andet		
		A1	A2	B1	B2	C1	C2	C3	D1	D2	D3	E1	E2	E3
Acetone	71-43-2	0	R	0	0	0	0	0	1	2		NT	DE	2
Acrylonitril	107-13-1	2	NR	3	0	2	3	3	2	2	CMCs	NT	DE	3
Ammonium	10192-30-0	0	R	3	2	1	(2)	3	3	3			DE	3
Ammonium nitrat	opløsninger	0	In-org	1	NI	0	0	(2)	1	2			D	2
Benzen	71-43-2	1	R	2	NI	1	0	0	2	2	CTM	NT	E	3
Ethylenglukol	17-21-1	0	R	0	NI	1	(1)	(1)	0	0			D	1
Kaustisksoda	1310-73-2	0	In-org	2	NI	1	1	3	3C	3			D	3
Methanol	67-56-1	0	R	0	0	(2)	(2)	(2)	2	2	T		DE	3
Naphthalen	91-20-3	3	NR	3	4	1	(0)	(1)	0	0	T	T	S	2
Naphta	8030-30-6	3	NR	3	NI	0	0	(1)	1	1	C	(T)	FE	3
Phenol	108-95-2	2	R	3	0	2	2	(3)	3	3		NT	S	3
Phosphorsyre	7664-38-2	0	In-org	1	NI	1	1	3	3	3			D	3
Salpetersyre	7697-37-2	0	In-org	2	NI	(3)	(1)	3	3C	3			D	3
Saltsyre	7647-01-0	0	In-org	1	NI	1	1	3	3C	3			DE	3
Styren	100-42-5	3	R	3	NI	1	0	2	2	2	CM		FE	3
Svovlsyre	7664-93-9	0	In-org	2	NI	0	(0)	3	3C	3	C		D	3
Toluen	108-88-3	2	R	3	0	0	0	0	2	2	ANR	NT	E	3
Urea	57-13-6	0	R	1	NI	0	0	(1)	1	(1)			D	1
Vegetabilsk olie	Blandede eller enkelt	0	R	(0)	NI	(0)	(0)	(1)	(1)	(1)			Fp	2
Vinylacetat	108-05-4	0	R	2	NI	1	0	2	1	1	C		ED	3
Xylener	133-20-7	3	NR	3	0	0	0	0	2	2		(T)	FE	2
Paraffinoks	Semi raffinert C18 eller højere, alle klorineringer	(5)	NR	0	(0)	(0)	(0)	(0)	(0)	(0)		T	Fp	3
Klorineret paraffin		4	NR	0	2	0	0	(1)	(1)	(1)	C		S	3

Vurderinger / ratings, der er estimeret efter ekspertvurdering, er vist i parentes "()"; "Inorg." (for inorganic) i kolonnen angiver, at stoffet er uorganisk, og at fx. ingen log P_{ow}-data kan genereres; "NT" - ingen information. E2 klassifikationen efter SEBC er udvidet med Fp for blandinger, hvor enkeltkomponenter kan tilhøre forskellige klasser. Se tabel 3.2 og bilag 10.3 for yderligere forklaring af GESAMP koderne.

I tabel 3.1 er de stoffer, der blev fundet i kapitel 2 klassificeret ud fra IMO's GESAMP vurderingerne, og alle klasserne er farvekodet. Så gul baggrund angiver mulig påvirkning (potentielt en trussel for vandmiljøet), og klassificeringen et niveau over er markeret med orange og mere end et over er markeret med rødt. Fx har salpetersyre flest røde klassifikationer med fem af ni mulige,

og phenol har syv ud af ni mulige klassifikationer som er orange eller røde. De fleste røde felter er ved akut eller kronisk toksicitet over for pattedyr (C3 og D2/D1) og vil afstedkomme forstyrrelse på fx badestrande ved spild (E3). Alle stoffer vil have effekt på havmiljøet, men efter GESAMP vurderingen er det vegetabiliske olier, urea og paraffinvoks, der har lavest indflydelse med kun lidt akut og kronisk toksicitet på pattedyr (C3 og D2), og kun lille til mellem begrænsninger af brugen af kystnære faciliteter for vegetabiliske olier og urea.

Detaljerne for de enkelte underkategorier af A til E er forklaret i tabel 3.2 med angivelse af hvilket farekriterium, der ligger til grund, en beskrivelse af hvad det dækker over og en skala (der kan være enten tal eller bogstavkoder) med angivelse af på hvilket niveau GESAMP vurderer at stoffet kan påvirke miljøet negativt. Yderligere detaljer findes i appendix 10.3.

Vurderingsprotokollen inden for rammerne af hver kategori er gengivet i bilag 10.3. Det endelige resultat af vurderingen for hver kolonne og sub-kolonne, evalueres i henhold til rækken af vurderinger, i.e. "ratings". Tabel 3.2 viser de end-points som anvendes i GESAMPs procedure for risikovurdering.

A. Bioakkumulering og bionedbrydning

Bioakkumulering (A1) er udtryk for ophobning af stoffer i organismer i forhold til indholdet i deres føde eller det omgivende vand. Bioakkumulering vurderes ud fra biokoncentrationsfaktor (BCF), der angiver steady state-koncentrationer af stoffet i testorganismens væv i forhold til koncentrationen i vandet eller kosten, som balancen mellem optagelse (fx. af gælle- eller epitelvæv) og eliminering. BCF kan også estimeres ud fra n-oktanol-vand fordelingskoefficienten ($\log P_{ow}$ eller $\log K_{ow}$), som relaterer sig til optagelsen i fx. fiskens fedtvæv (GESAMP, 2019).

Bionedbrydelighed (A2) er et udtryk for, om et stof nedbrydes. Kendskab til hastigheden, hvormed organiske stoffer nedbrydes (inkl. biotiske og abiotiske nedbrydelses processer) i vandmiljøet, er af stor betydning for, om deres påvirkning kan bestemmes og i sidste ende for, om deres biologiske langtidsvirkninger kan vurderes. Der anvendes "R" (readily biodegradable) og "NR" (not readily biodegradable) samt Inorg for uorganiske stoffer, der ikke kan nedbrydes, og NR og Inorg er "dårlige".

B. Akvatisk toksicitet

Toksiciteten opgøres separat som akut (B1) og kronisk (B2).

Akut toksicitet baseres på LC50 og EC50 for dyr og planter på lavere trofiske niveauer (mikroalger, krebsdyr og fisk), altså koncentrationerne, hvor 50% af dyrene dør (LC) eller har en uønsket effekt på 50% af dyrene (EC). For lægemidler ses også på IC50, hvor 50% af dyrene bliver hæmmet. Der anvendes en 6 punkts skala fra ikke-toksisk 0 til 6 for ekstremt toksisk, med påvirkning fra 2 svarende til lidt toksisk.

Kronisk toksicitet vurderes ud fra langtidseffekter på samfund eller reproduktionsevne. Der anvendes en skala fra ubetydelig kronisk toksicitet 0 til 4 meget høj toksicitet, med opfølgning fra 1 svarende til lav toksicitet.

Tabel 3.2. Sammenfatning af farekriterier i tabel 3.1, der er brugt i GESAMP Farevurderingsprocedure / GESAMP Hazard Evaluation Procedure (GESAMP, 2019). For de enkelte subkolonner er angivet både typen af fare og skalaen, der i nogle tilfælde er numerisk (talværdier med forskellig betydning) og i andre tilfælde er en bogstavs kombination.

8.5	Sub-kolonne	Farekriterium	Kommentar/skala
A Bioakkumulering og bionedbrydning			
	A1	Bioakkumulering	Mål for et stofs tilbøjelighed til at bioakkumulere i akvatiske organismer. Klasse 0-5 (3 = moderat potentiale)
	A2	Bionedbrydning	Bruges til at identificere stoffer med biologiske nedbrydningsegenskaber. R for nedbrydes biologisk NR for ikke-biologisk nedbrydelig, Inorg: Uorganisk stof (ikke nedbrydeligt)
B Akvatisk toksicitet			
	B1	Akut akvatisk toksicitet	Toksicitet for fisk, krebsdyr og mikroalger, generelt målt i passende laboratorietest. Klasse 0-6 (påvirker fra 3=let toksisk)
	B2	Kronisk akvatisk toksicitet	Pålidelige data om kronisk akvatisk toksicitet baseret på fisk, krebsdyr og mikroalger. Klasse 0-4 (påvirker fra 1 – lav kronisk toks)
C Akut pattedyrtoksicitet			
		Dødelig toksicitet som følge af eksponering gennem følgende veje:	Målt i passende forsøg med laboratoriedyr, baseret på menneskelig erfaring eller på andet pålideligt bevismateriale.
	C1	Oral toksicitet	Klasse 0-4 (påvirker fra 1 – lidt toksisk)
	C2	Dermal toksicitet (hudkontakt)	Klasse 0-4 (påvirker fra 1 – lidt toksisk)
	C3	Toksicitet ved indånding	Klasse 0-4 (påvirker fra 1 – lidt toksisk)
D Irritation, ætsning og langsigtede sundhedseffekter for pattedyr			
		Kendetegner toksicitet som følge af:	Målt i passende forsøg med laboratoriedyr, baseret på menneskelig erfaring eller på andet pålideligt bevismateriale.
	D1	Hudirritation/ætsning	Klasse 0-3 (påvirker fra 2 - irriteret)
	D2	Øjenirritation	Klasse 0-3 (påvirker fra 1 – lidt irriteret)
	D3	Langsigtede sundhedseffekter	Kræftfremkaldende egenskaber (C), mutagenitet (M), reproduktionstoksicitet (R), hudirritation (Ss), luftvejsirritation (Sr), aspiration(A), specifik målorgantoksicitet (T, tilføjet neurotoksicitet (N) eller immunotoksicitet (I)). Påvirker hvis der er en effekt kode, stoffer kan have flere koder.
E Begrænsning for anden anvendelse af havet			
	E1	Antændelighed	Vurderet i henhold til et målt flammepunkt. Skala 0 - 4
	E2	Fysiske egenskaber af stoffer i havvand	Fysiske egenskaber af stoffet i havvand, det vil sige tendensen til at danne pletter eller dække havbunden, vurderet på basis af opløselighed, smeltepunkt, damptryk, vægtylde og viskositet. Skala: SEBC klassificering + en for blandinger (figur 3.1)
	E3	Begrænsning i brugen af kystnære faciliteter	Potentielt behov for fx at lukke strande på grund af fysiske farer og specifikke sundhedsmæssige problemer. Skala 0-3. (påvirker 1 – lidt begrænsende)

C. Akut pattedyrs toksicitet

Der skelnes mellem indtagelse (C1 oral), hudkontakt (C2 dermatologisk) og inhalations (C3 respiratorisk) påvirkning, der medfører akut effekt, typisk efter 4 til 24 timer. Der anvendes en skala fra ubetydelig akut toksicitet 0 til 4 høj akut toksicitet, med påvirkning fra 2 svarende til lidt toksisk.

D. Irritation, ætsning og langsigtede sundhedseffekter for pattedyr

Ikke akutte effekter, som medfører irritation eller ætsning af hud (D1), påvirker øjnene (D2) på en skala fra ingen irritation 0 til 3 for kraftig irritation eller ætsning. Langtidseffekter er påvirkning af organismen på længere sigt med kræft (C), mutationer (M), nedsat reproduktion (R), overfølsomhed på hud (Ss), luftvejssensibilisering (Sr) indåndingsproblemer (A) eller anden specifik toksisk effekt på et mål-organ (T). Et stof kan medføre flere af disse påvirkninger samtidig og klassificeringen sammensættes af alle koderne, som gælder for stoffer.

E. Begrænsning for anden anvendelse af havet

Der inddeles i tre grupper, E1 (flammability), angiver hvor brandbart et materiale er, dvs. om tilstedeværelsen kan medføre antænding ved en gnist, når fx et skib sejler ind i et forurenede område, på en skala fra ikke brandbar 0 til 4 for meget brændbar; E2 (fysiske egenskaber af stoffer i havvand), opgjort som SEBC klasse (kapitel 3.1). Stoffer med rating "G" (gas) og "E" (evaporator) er vurderet til at være ikke problematisk for miljøet, da det er stoffer, der hurtigt fordamper ved udslip. Til gengæld kan det have stor betydning for indsatsen umiddelbart efter ulykken; E3 hvor forureningen giver anledning til begrænsning af adgang til fx badestrande eller andre faciliteter ved kysten, fra ingen begrænsning 0 til 4 for meget begrænsende.

3.3 OSPARs baggrundsdokumenter – egnede monitoringsorganismer

OSPAR har samlet deres kemikalier for prioriteret aktion på en hjemmeside (<https://www.ospar.org/work-areas/hasec/hazardous-substances/priority-action>), men fra 2004 blev det besluttet, at prioriteringen blev varetaget af EU. I løbet af 2022 forventes OSPARs liste og baggrundsdokumenter dog at blive opdateret ud fra EU's REACH regulering og vandrammedirektivets stoffliste. OSPARs baggrundsdokumenter er kendetegnet ved at angive hvilke organismer og/eller matricer, der bør analyseres i fx vand, sediment eller dyr, og i givet fald hvilke organer i dyr. Herefter bliver det vurderet om nogle af stofferne fremover skal indgå i OSPARs koordinerede overvågningsprogram (CEMP).

OSPARs baggrundsdokumenter omfatter ingen af de 21 stoffer i tabel 3.1. Ud over stofferne i tabel 3.1, der kunne være interessante på grund af toksicitet over for pattedyr, er det kun polychlorerede biphenyler (PCB), der er beskrevet i OSPARs baggrundsdokumenter.

3.3.1 OSPAR baggrundsdokument for PCB

Baggrundsdokumentet for PCB (OSPAR Commission 2001) foreslår fortsat monitorering af PCB'erne på frivillig basis i CAMP og RID (det atmosfæriske og ferskvands afstrømnings programmerne) ved at følge indholdet af de syv

ICES PCB'er i nedbør og luft (PCB nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180). For floderne anbefales det at måle i suspenderet materiale, da opløseligheden i vand og dermed forekomsten er meget lav og oftest under detektionsgrænsen. I det marine CEMP program er PCB'er fortsat en fast del af overvågningen i biota (fisk og muslinger) og sediment for at følge både den tidlige udvikling (forventelig nedadgående) og rumlige udbredelse af PCB'er, ligesom data fra det arktiske monitoringsprogram forventes inddraget. Det bemærkes, at tidstrend kun er mulig for biota, og at sediment analyser kan begrænses til depositionsområder med fortrinsvis mudder i flodmundinger og bugte.

Et review af baggrundsdokumentet i 2008 (OSPAR Commision 2008) gennemgår de potentielle flydende PCB olier (i alt 133 tusind tons) fra især kapacitorer og transformatorer og potentielt 687 tusind tons i hydraulisk maskineri. Spanien og Frankrig har de største lagre af flydende PCB (90 hhv. 33 tusind ton) og udstyr med PCB i (141 hhv. 545 tusind tons). Danmark har opgjort lagre med 50 tons PCB i flydende form i 2004. Det meste var planlagt til afskaffelse inden 2010. Afskaffelse af PCB affald i elektrisk og elektronisk udstyr er siden 2002 styret af EU direktivet om affald fra elektrisk og elektronisk udstyr, ligesom Stockholm konventionen siden 2004 har sat begrænsninger for anvendelsen af PCB'er. Det bemærkes også, at CAMP ikke leverer tilstrækkelige data om PCB'er til at lave en vurdering, og for RID er der kun fire lande, der leverer tilstrækkelige data til at tilførslen fra ferskvand til havet kan vurderes: Belgien, Tyskland, Spanien og Storbritannien. Inden for CEMP programmet er der flere tidstrend stationer, men ændringerne (fald) er sket så langsomt de seneste år, at det er svært at estimere tendensen. Desuden er mange tidstrends korte (3-4 år) resultaterne nærmer sig detektionsgrænsen og måske en stabilisering, som gør det svært at detektere den tidlige udvikling, der overskygges af år til år variationer samt arts og individ variation.

3.4 Gasrørledninger

Selvom gasser fra skibe normalt ikke vil give andet end meget lokal forurening, vil en rørledning der transporterer naturgas eller Power to x gasser som fx brint, ammoniak eller metan anledning til et større problem ved utæthed i rørledningen. Sintef har for Chevron i 2000 (Johansen et al, 2000) udført et eksperiment med udledning af gasser på dybt vand (844) meter og fulgt udviklingen op igennem vandsøjlen for kvælstof og metangas (hovedbestanddelen i naturgas). Der udvikledes bobler fra 1 til 8 mm, som blev opløst op igennem vandsøjlen, og efter ca. 200 m opstigning var alt metangas opløst i vandet, selv for 8 mm boblerne. For lavere dybder (Nordsøens middeldybde er <100 m) vil de større bobler kunne nå overfladen, og være med til at etablere en iltfri vandsøjle under udslippet. Der vil være et akustisk signal fra boblerne, som kan genere hvaler og sæler, men problemerne med en inert gas vil være forbigående i vandsøjlen.

For power to X er der forskellige teknikker, hvor brint eller ammoniak produceres ud fra elektrolyse af havvand eller syntese uden kulstof med overskuds vindmølle strøm. Her vil et evt. brud kunne føre til forurening af vandsøjlen med brint, der opløses og giver forhøjet pH i vandsøjlen eller for ammoniak give en direkte giftvirkning på organismer i vandsøjlen. Andre mulige power to X er omdannelse med kulstof til kulstofbaserede elektrofuels, der typisk er relativt små organiske molekyler, fx methanol. De enkelte gasser der kan genereres/transporteres skal vurderes efter deres direkte toxicitet som, udover den umiddelbare uddrivning af ilt i vandsøjlen, kan give en langtidsvirkning

der er styret af en kombination af deres toksiske egenskaber og fortynding i vandsøjlen.

Mere følsomme akustiske metoder til at detektere læk fra undervandsrørssystemer er udviklet (Leighton&White, 2011), så det ikke kun er modellering af transporten der skal opdage evt. læk, men ved akut forurening kunne man forestille sig rørledningen decideret revet over af et undersøisk jordskred eller skibsaktivitet, så det opdages ret hurtigt.

Da Power to X er under rivende udvikling er det umuligt at forudse hvad der bliver de fremherskende gasser der vil blive transporteret, men ved læk på rørledninger vil der sandsynligvis kunne ske ændringer i vandsøjlen over lækket, og afhængig af vejr og strømforhold kan den påvirkede vandsøjle sprede sig til større områder, med opløste gasser, uddrivning af ilt eller ændrede pH værdier til følge.

4 Effektovervågning for stofgrupper

I et samarbejde mellem HELCOM, Cedre, og Bonn Agreement er der udviklet en marin HNS respons manual (Alcaro, 2021). Manualen indeholder bl.a. en liste over spildtyper og hvilke risici de indebærer for mennesker (personalet der bekæmper ulykken), miljøet og faciliteter (tabel 4.1). I teksten nedenfor er disse oversat til de typer af kemikalier, der er fundet størst sandsynlighed for indgår i skibsforslis og deres påvirkning af miljøet.

Tabel 4.1. Risiko matrix for forskellige spildtyper efter HNS respons manualen (Alcaro, 2021).

Anvendes for	Risiko for mennesker/redningsfolk	Risiko for miljøet	Risiko for faciliteter
Spild af reactive stoffer der kan antændes/eksplodere	- Direkte skade som følge af ild, eksplosioner eller kraftige exoterme reaktioner (voldsom eksplosion) - Oxiderende stoffer kan antænde brændbart materiale eller ødelægge materiel (fx redningsudstyr) - iltmangel, kvælning især i lukkede rum	- Der forventes ingen kronisk effekt af spildet - Mulige direkte skader (fx. rester fra branden)	- Direkte og indirekte skader (eller destruktion) på fartøj, bygning eller anden maritim infrastruktur (I nogle scenarier endda i stor afstand fra ulykken)
Spild af reactive stoffer der kan forme korroderende produkter	- Skader som følge af direkte kontakt med stoffet (skader på hud, skader på åndedrætssystemet, indtagelse)	- Direkte påvirkning af dyr og miljøet - kronisk påvirkning - Mulig indirekte effekter (fx fra brandslukningsvæske, andre kemiske hjælpemidler)	- kemisk korrosion af tromler eller tanke, der leder til forurenende spild. - Korrosion af metaller (fx skibs's dæk, kraner o.l.) -begrænser adgangen til /interfererer med brugen af havet og kysten, eller faciliteter herved
Spild af reactive stoffer, der kan danne toksiske produkter	- skader relateret til direkte kontakt med stoffet (hud/slimhinde kontakt, indtagelse, inhalation) - kræftfremkaldende problemer	- Direkte påvirkning på dyr og miljø - Akut og kronisk påvirkning - Mulig indirekte effekter (fx fra brandslukningsvæske, andre kemiske hjælpemidler)	- Forurening af det marine miljø med toksiske og persistente produkter kan føre til lukning/begrænsning/interferens med lovlig brug af havet og kysten

4.1 Stofgrupper og deres potentielle effekter

Modsat olier vil de fleste kemikalier ikke kunne dispergeres og fortyndes med dispergeringsmidler, så den første indsats mod spild skal være meget fokuseret på de specifikke stoffer. Overvågningen af stofferne afhænger af deres opførsel i vandsøjlen (SEBC kode), og de mest sandsynlige akutte forureninger fra kapitel 2 er derfor opdelt i forskellige stofgrupper nedenfor, og deres effekter er beskrevet.

4.1.1 Syrer/baser (korroderende)

Syrer og baser kan reagere med beholdere (især af rustfrit stål) og frigive brint, der kan medføre eksplosioner. Ofte vil de reagere voldsomt med vand ved kontakt, under stor varmeudvikling for koncentrerede syrer/baser. For dyr og planter medfører det direkte skader ved høje koncentrationer (ætsning), ligesom boblerev og koraller bliver direkte skadede. Kalkholdigt sediment kan neutralisere syre fra spild, der kommer i kontakt med sedimentet. De fleste syrer og baser har højere densitet end havvand og vil derfor synke til

bunds, hvis de ikke når at blive opløst på vej ned gennem vandsøjlen. Akut skade kan forventes ved pH ændringer over 1 pH enhed (Gao et al, 2019). Langtidseffekter af forsuring kan forventes selv ved lavere ændringer. Generelt vil forsuring især påvirke kalcificering, så især koraller, kalk-alger og skal-dyr kan blive påvirket, og balancen mellem kalk-alger og brunalger og grøn-alger kan blive forskudt (Gao et al, 2019). Det kan derfor være relevant både at følge den kemiske udvikling i pH og sammensætningen af algesamfund, samt effekt på kalkholdige sedimenter og kalkformationer i vandsøjlen.

4.1.2 Organiske opløsningsmidler, opløselige i havvand

Mange organiske opløsningsmidler med høj vandopløselighed er toksiske stoffer (fx phenol, acrylonitril og vinyl acetat), som har direkte akut effekt på dyr i vandsøjlen som fx død. De kan også have potentiale for at give kronisk effekt som nedsat vækst, DNA forandringer o.l. (Neuparth et al, 2013). De er samtidig svære at oprense og vil spredes og fortyndes med havstrømmen. Stofferne kan påvirke de fleste trofiske niveauer, men fisk fjerner sig normalt hurtigt fra spildet, så langsommere eller fastsiddende organismer er mere følsomme. Overvågningen bør målrettes pelagiske arter, der ikke flytter sig for hurtigt, som muslinger, krebsdyr, snegle, fiskelarver og fastsiddende alger.

4.1.3 Organiske forbindelser, uopløselige i havvand

Organiske opløsningsmidler, som er uopløselige i vand, omfatter blandt andet PAH, PCB, TBT, hvor især PAH'erne kan forventes at forekomme ved spild af olie eller naphta. Hovedpåvirkning for "synkere" (stoffer, der har højere densitet end havvand og derfor synker) forventes at være på bentisk makrofauna og bentiske samfund samt pelagiske krebsdyr, hvorfor overvågningen bør målrettes til disse organismer.

Stoffer, der har lavere densitet end vand, og derfor flyder på overfladen (fx olie baserede kemikalier som toluen, benzen, styren), vil ofte danne olielignende film, som potentielt kan skade havfugle. Mange af disse stoffer har et højt damptryk og vil derfor fordampe fra overfladen

4.1.4 Pesticider og biocider

Pesticider er fremstillet til at kunne stoppe specifikke biologiske processer, så afhængig af hvilket type pesticid, der er spildt, vil det kunne påvirke planter eller organismer, der er sammenlignelige med de planter og organismer, de er fremstillet til at have en effekt på, især med hensyn til de biologiske processer, pesticidet virker på. Pesticiderne kan også have (uønskede) effekter på andre biologiske systemer i andre typer organismer. Viden om hvilket pesticid/pesticider, der er spildt, er afgørende for at tilrettelægge overvågning af de rigtige trofiske niveauer og artsgrupper. Pesticider kan inddeles efter deres anvendelsesområde: herbicider (mod planter), bactericider (mod bakterier) fungicider (mod skimmel og svamp), insekticider (mod insekter), rodenticider (mod gnavere). Endelig er der også antibegroningsmidler (til behandling af marine installationer og bundmaling til skibe) og vækstreguleringsmidler (fx stråforkortere).

En del pesticider har været afprøvet som middel til antibegroning i skibsmaling, især efter TBT blev forbudt i slut 80'erne. Det har oftest været i forbindelse med kobberoxid og metallisk zink. Amara et al (2018) har gennemgået litteraturen for økotoksikologiske effekter på alger, hvirvelløse dyr, krebsdyr

og fisk for de mest brugte pesticider i antibegroningsmaling. Pesticiderne dækkede et bredt udvalg af chorothalonil (fungicid i landbrug), dichlofluamid (fungicid), diuron (herbicid), Irgarol 1051 (herbicid), og zinkpyrition (algecid, bactericid og fungicid) og Sea Nine 211 (udviklet specifikt som antifouling). De havde alle negativ kronisk eller akut effekt på µg/l niveau for alger, mens effekten på dyr varierede mere. For Irgarol og dichloflunid er effekten begrænset til alger og kun moderat toksisk for dyr, dichlofluamid og diuron var også toksiske overfor muslinger og østerssyngel, og zinkpyrition overfor fiskeyngel. Endelig var chlorothalonil og Sea Nine 211 toksiske over for både hvirvelløse dyr, krebsdyr og fisk. Der er således et stort span over påvirkningerne fra de forskellige grupper, og ethvert pesticid bør i tilfælde af spild gennemgås individuelt for evt. effekt uden for den primære målgruppe.

Enkelte biocider kan omsættes af dyr eller planter ved metabolisering, hvorved stoffet ændres til et metabolit, som har en anden toksicitet end moderstoffet (normalt mindre giftig). Hernández-Moreno *et al* (2019) har gennemgået 196 biocider og 206 metabolitter blev fundet i naturen. Kun 4-6% af metabolitterne var mere toksiske end moderstofferne, så selv om det kan være tilfældet, vil det i de fleste tilfælde være moderstoffet der er mest giftigt, og for 60-72% af stofferne var metabolitterne mindre giftige for fisk, hvirvelløse dyr eller alger. Ved vurdering af effekten af spild er det dog en fordel at måle metabolitter også, da det kan fortælle noget om, hvor effektivt stofferne nedbrydes i miljøet ved spild-området. Hernández-Moreno *et al* (2019) viste også, at for fisk var 40-70% af moderstofferne meget toksiske, mens der var lidt højere andel for hvirvelløse dyr, og for alger var der generelt lidt lavere andel (35-50%) meget toksiske, undtagen antibegroningsmidler, hvor 90% var meget toksiske. Det skal bemærkes, at også desinfektions- og konserveringsmidler med biocider havde en høj andel af meget toksiske stoffer.

Især planktoniske krebsdyr og marine insekter kan blive påvirket ved insekticider. Hvis det er spild af herbicider eller vækstreguleringsmidler, er det ålegræs, fytoplankton og makroalger, der er mest udsat for akut påvirkning, og med potentiale for kronisk påvirkning er det relevant at overvåge ålegræsudbredelsen eller -sammensætningen og udbredelsen af plankton og algesamfund. Rodenticider kan især skade højere organismer (fisk, marsvin, sæler), og alle typer kan påvirke økosystemets balance, og potentielt bioakkumuleres til højere niveauer i fødekæden. Kapitel 7 gennemgår mere detaljeret, hvad overvågningen bør omfatte.

4.1.5 Gødningsstoffer

Nitrat og fosfat kan give øget algevækst, og dermed risiko for langtidseffekter som iltsvind. For kystnære områder kan det være svært at skelne mellem akut spild eller kronisk forurening fra fx landbrug og spildevansudledninger. Ammonium, er direkte toksisk for mange organismer, og stofgrupper, der indeholder ammonium, kan give akut påvirkning, hvis ammonium frigives fra fx ammoniumnitrat. Overvågningsindsatsen bør være i forhold til algeopblomstringer og ændret artssammensætning af algesamfundene, eller følgevirkningerne af algeopblomstring som iltsvind og medfølgende fiske og bunddyrs død.

4.1.6 Faste stoffer

Partikulære materialer som kul, mineraler og cement giver øget turbiditet, og kan (afhængig af partikelstørrelsen) medføre direkte kvælning ved at lukke for eller blokere gæller eller fordøjelsessystemet. Cement vil medføre dækning af

overfladen af bundsedimentet og måske størkning, så der kommer et ubrydeligt overfladelag. Mineraler og kul kan også dække sedimentoverfladen og dermed kvæle alt liv (Grote et al, 2016). For granuleret plastic afhænger skæbnen af størrelsen på granulatet, men hvis det holder sig flydende, er der risiko for at det indtages af fisk og fugle. Faste stoffer, der spredes som suspenderet materiale og evt. sedimenterer, kan give samme effekter som kul og mineraler og kvæle bunddyrene ligesom polymere stoffer med høj vægtfylde. Overvågning bør koncentrerer om bunddyr og makroalger / ålegræs bede.

4.1.7 "Ugiftige" fødevarer

Fødevarer som korn, ris og fødevareolier kan, hvis de har højere massefylde end havvandet, kvæle livet på bunden ved at danne et tæt lag ligesom cement og andre faste stoffer. Derudover kan der være risiko for, at der ved fermentering sker gasproduktion og dannelse af potentielt skadelige biprodukter (fx ethanol og methanol; Grote, 2016). Samtidig vil der være øget iltforbrug med risiko for iltvind. Flydende fødevarer som glucose, frugtjuice eller grønsager vil fremme bakterievækst med deraf følgende øget risiko for lavt iltindhold, især i stillestående lavvandede områder. Overvågning af mulige algeopblomstringer og sammensætningen af bundsamfund efter spildet kan vurdere effekterne.

4.2 Effekter af akut forurening på økosystemer

Analysen af forureningseffekter ved akut forureningshændelse på invertebrater, såsom bløddyr, krebsdyr og alger, er afhængig af, hvilke grupper der bliver påvirket. Forurenende stoffer kan påvirke økosystemernes funktion ved at reducere organismers fitness, og disse effekter kan forstærkes gennem økosystemerne, især når de følsomme organismer også er revdannende, såsom østers og muslinger (Mayer-Pinto et al., 2020). De negative effekter på revdannende arter (på de lavere organisationsniveauer, dvs. på individets biokemiske og/eller fysiologiske niveau) kan have store konsekvenser for økosystemernes mangfoldighed og funktion gennem en række af direkte og indirekte effekter. For eksempel skaber tangskove i tempererede områder, ligesom ålegræs i danske farvande, komplekse habitater og giver føde til en stor mangfoldighed af fisk og invertebrater (Johnston & Mayer-Pinto, 2015). Også nogle fysiologiske funktioner af basisarter, såsom clearance-rates i skaldyr og bløddyr eller fotosyntetisk aktivitet og primær produktivitet af tang, bidrager direkte til økosystemernes funktion. For biogene rev er østers og muslinger ofte de dominerende filtratorer i det habitat de danner og deres clearance og vækstrater reflekterer den samlede clearance og produktivitet af disse habitater (Johnston & Mayer-Pinto, 2015).

I et studie af Mayer-Pinto et al. (2020) har de analyseret effekter af forurenende stoffer på egenskaber, som kan kobles til økosystemfunktioner, ved habitatdannere. Analysen viste, at kontaminanter har en signifikant negativ effekt på de fleste af de analyserede funktionelle variable (fotosyntetisk effektivitet, mængden af klorofyl a (som en proxy for primærproduktion) og vækst af planter, tang og koraller samt bladareal af planter, og filtrations-, vækst- og respirationsrater for skaldyr og bløddyr. Metaller forårsagede mest udbredte skadelige effekter: signifikant reducerede fotosynteseeffektiviteten af tang, bladareal på saltmarskplanter, vækst af fucosider, koraller og saltmarskplanter og filtrationsrater for skaldyr og bløddyr. Organiske forurenende stoffer nedsatte den fotosyntetiske effektivitet af ålegræs, men havde ingen signifikant effekt på skaldyr og bløddyr filtrations.

Forureningsulykker, fx. olieudslip kan forårsage både akutte og langtidsskadelige effekter på miljøet. Nogle af effekterne forårsaget af oliespild er mere tydelige, fx. de effekter, der skyldes oliens fysiske kontakt med organismer eller deres akutte toksiske effekter. Nogle effekter er mindre tydelige, fx. effekter af olie-kulbrinter, der er fedtopløselige forbindelser og kan ophobes i væv (Johnston & Mayer-Pinto, 2015). Desuden kan olieudslip begrænse lysmængden for planktonalger, og som følge heraf reducere mængden af primærproduktion for andre organismer, som zooplankton. Dette kan generere knock-on effekter afspejlet i andre dele af fødekæden. Oprydningen efter oliespild kan også medføre skadelige effekter, fx. de kemiske dispergeringsmidler, der bruges i oprensningen, kan være giftige for flere organismer, herunder vigtige græssere såsom bløddyr, og det kan lede til vise kaskadeeffekter, som spredning af opportunistiske makroalger (Johnston & Mayer-Pinto, 2015). Der blev observeret forandringer af vigtige immunologiske og fysiologiske funktioner, og fødesøgningsrater blev signifikant reduceret i østers efter eksponering for blandinger af råolie og dispergeringsmidler (i blandingen) og dispergeringsmidler individuelt i studiet af Jasperse et al (2018), og forfatterne konkluderede, at disse forandringer kunne medføre alvorlige sundhedsmæssige effekter for østers, såsom øget parasitisme og nedsat vækst.

5 Opgørelse over sårbare marine områder

De sårbare marine områder er i rapporten opgjort på baggrund af de arter og habitattyper, der er baggrunden for udpegning af områderne som habitat- og fuglebeskyttelsesområder. Man skal være opmærksom på, at udpegningerne ændres over tid, efterhånden som der kommer mere viden om de enkelte områder, idet tilstedeværelse og udbredelse af arterne bag en udpegning kan ændre sig (udvides eller indskrænkes) i takt med, at der kommer ny viden via overvågning eller andre undersøgelser, eller ved at nye arter bliver tilføjet habitatdirektivet.

Der er arter, som ikke er med i habitatdirektivet, og derfor ikke indgår i udpegningsgrundlaget. Hvor vi har vurderet, at disse er vigtige, er de inkluderet i sårbarhedsanalysen. Der kan også være områder uden for habitatområderne, som ikke er udpeget, fordi der ikke har været observationer, som har påvist tilstedeværelse af arter i udpegningsgrundlaget. Der udpeges jævnligt flere områder for at bidrage til EU's fælles mål om beskyttelse af 30% af havområdet i EU (Miljøstyrelsen, 2021).

Denne rapport er baseret på den viden, der er til rådighed i 2021. Kortene i denne rapport er lavet med udtræk fra EEA databasen, hvor alle arter fra direktivet, som er tilstede i et område, er registreret (EEA 2021).

5.1 Forskellige marine følsomme områder udpeget til fugle og habitater for sjældne/følsomme arter

En del marine habitat- og fuglebeskyttelsesområder ligger tæt på skibsruter og havne/landbaserede forureningskilder. Blandt andet bør Vadehavet ved Esbjerg, Nissum Bredning og området ud for Thyborøn, Hirtshals, Ålborg, Mariager Fjord, Randers Fjord, Snævringen ved Lillebælt, Odense Fjord, Karrebæk/Dybsø Fjord, Kalundborg Fjord og Øresund ved Saltholm fremhæves som steder med landbaserede aktiviteter, som ved udslip/uheld kan risikere at have direkte indvirkning på beskyttede områder. For Kalundborg Fjord er der samtidig udpeget et område til omlastning af olie mellem olietankere til havs. Der er flere områder med mindre og færre listevirksomheder, men virksomhederne inden for de nævnte områder er dem, der har størst potentiale for at have katastrofale virkninger på beskyttede områder. For skibstrafikken gælder det for det meste af Skagerrak og det nordlige Nordsøen, omlastningspunktet ved Ålbæk Bugt mellem Skagen og Frederikshavn, den østlige Kattegatrute ved hhv. Læsø og Anholt. Det gælder desuden boble- og stenrev i det centrale Kattegat, hvor tæt trafik, og dermed øget risiko for uheld, overlapper med eller ligger tæt på beskyttede/sårbare områder (figur 5.1). For Bælthavet gælder, at det nordlige og centrale Storebælt, samt tragten og området omkring Saltholm i Øresund er potentielle risikoområder. Mange steder går de mest trafikerede ruter også relativt tæt forbi beskyttede områder uden nødvendigvis at gå direkte igennem. Det gælder fx. syd for Smålandsfarvandet og ved Bornholm.

Herudover er der gas og olieletterne i det vestlige Nordsøen, som også er værd at være opmærksomme på, da der kommer forslag til et nyt beskyttet område lige vest for de eksisterende felter (og med de norske og britiske felter lige nordvest for området).

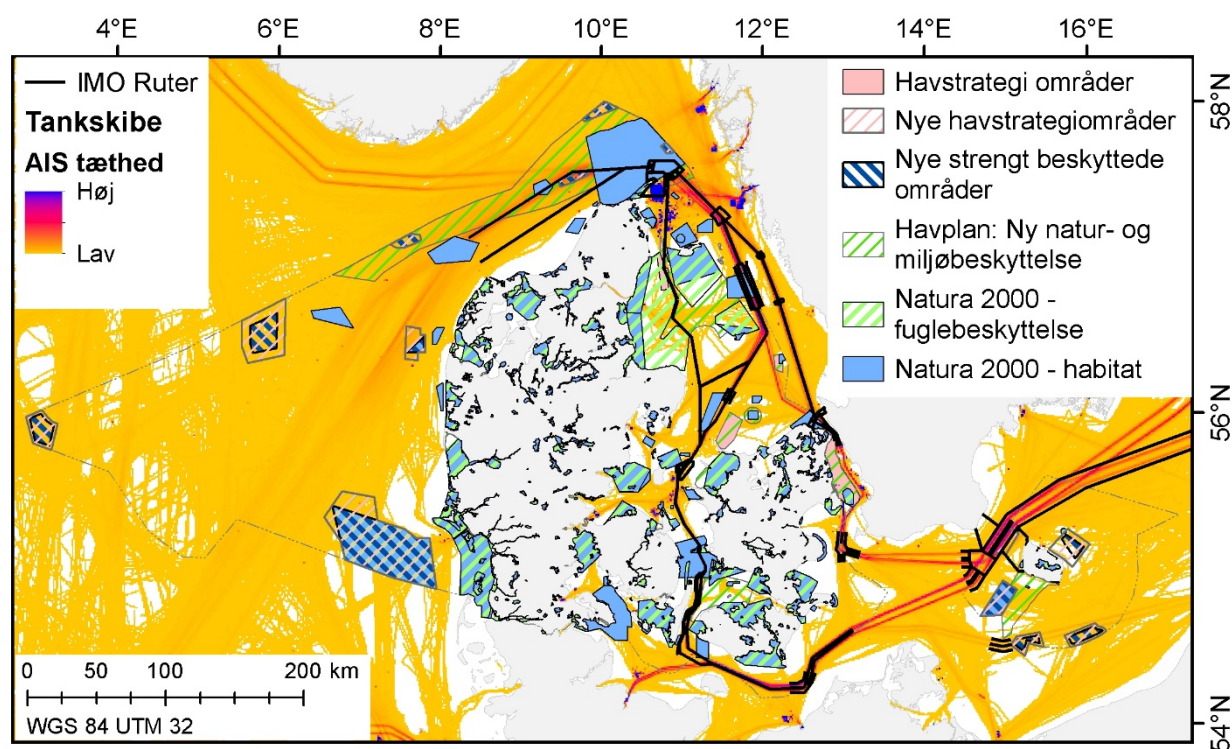
På figur 5.1 er vist hvilke områder, der er beskyttet i henhold til habitatdirektivet, og hvilke områder der sandsynligvis bliver inkluderet med den nye havplan, med skibssintensiteten med tankskibe og IMO ruter som baggrund. Der er en større revision i gang af beskyttelsesområder, og med havplanen er de "nye" områder, som er vist, i høring på tidspunktet for rapportens udarbejdelse.

I figur 5.2 er vist antal fuglearter, der er registreret i de forskellige habitat- og fuglebeskyttelsesområder. Som det fremgår af kortet, er Vadehavet et af de områder, hvor der er flest beskyttede arter og, som også i i europæisk sammenhæng, er et af de vigtigste fugleområder i Danmark.

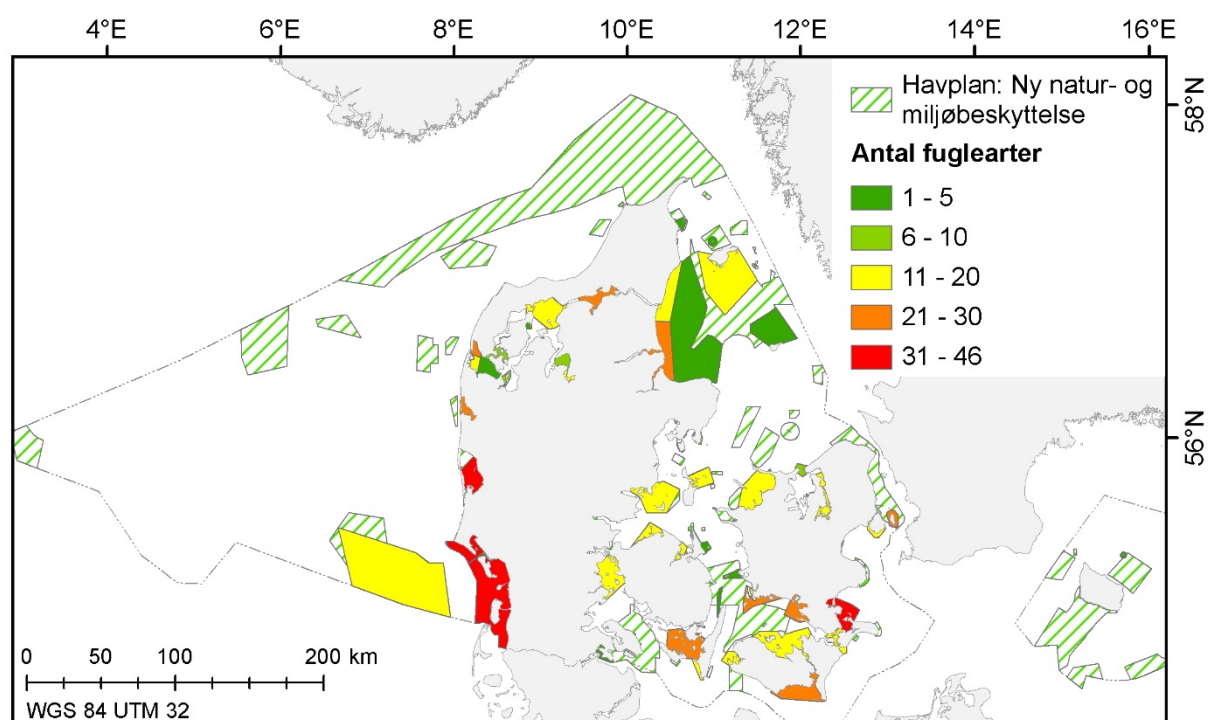
Hvis det er trækfugle, der hovedsagelig er grundlag for udpegningen af et fuglebeskyttelsesområde, er området mindre følsomt over for akut forurening i vinterhalvåret. Ved vurdering af hvilken akut forurening, der er mest problematisk, er det ligeledes vigtigt, om fuglene søger føde i vandsøjlen eller på bunden. Hele sommerhalvåret er præget af at være ynglesæson og er således også en kritisk periode for ynglefuglene, både mht. fødesøgning og forstyrrelser. For havpattedyrene er sommerhalvåret antagelig det mest kritiske, da det er i den periode, de har unger. For marsvinenes vedkommende svømmer moren rundt med kalven(e) og de er meget afhængige af ikke at blive adskilt fra moren. Senere på sommeren samles subpopulationerne af marsvin også for at yngle. Den spættede sæl føder sine unger i maj og juni og de første måneder af ungens liv er den afhængig af at kunne komme på land og kan således ikke flytte sig nævneværdigt fra en eventuel forureningshændelse (Tougaard et al 2018). Mange marine fiskearter gyder om vinteren eller i det tidlige forår på lidt dybere vand (fx. torsk, sild, skrubbe og rødspætte), mens larvernes/ynglens opvækst foregår om sommeren, oftest på lavt vand. Der er dog også fisk, der gyder i sommerhalvåret (fx. makrel og hornfisk) og anadrome fisk som laksefisk, der vandrer op i vandløb om efteråret for at gyde.

Rev og stenrev er følsomme områder med høj biodiversitet og de tiltrækker både rovfisk og havpattedyr og indeholder ofte mange rødlistede arter. Da mange rovdyr søger deres føde på revene, er der antagelig større risiko for ophobning af persistente og bioakkumulerende stoffer i fødekæden, hvis det kontaminerede område er et rev (Johnston et al 2003). Rev og stenrev er udpeget som vigtige habitater i OSPAR og i henhold til EU's habitatdirektiv.

Ved de biogene rev kan en akut forurening slå selve de revformende organismer (typisk blåmuslinger, hestemusling eller østers) ihjel ved kvælning eller forgiftning. Den risiko foreligger ikke for sten- eller boblerev, men til gengæld kan der være en risiko for mange af de organismer, som er knyttet til revene, idet mange dyr søger deres føde på revene, og derved kan der ske ophobning af persistente og bioakkumulerende stoffer i fødekæden.

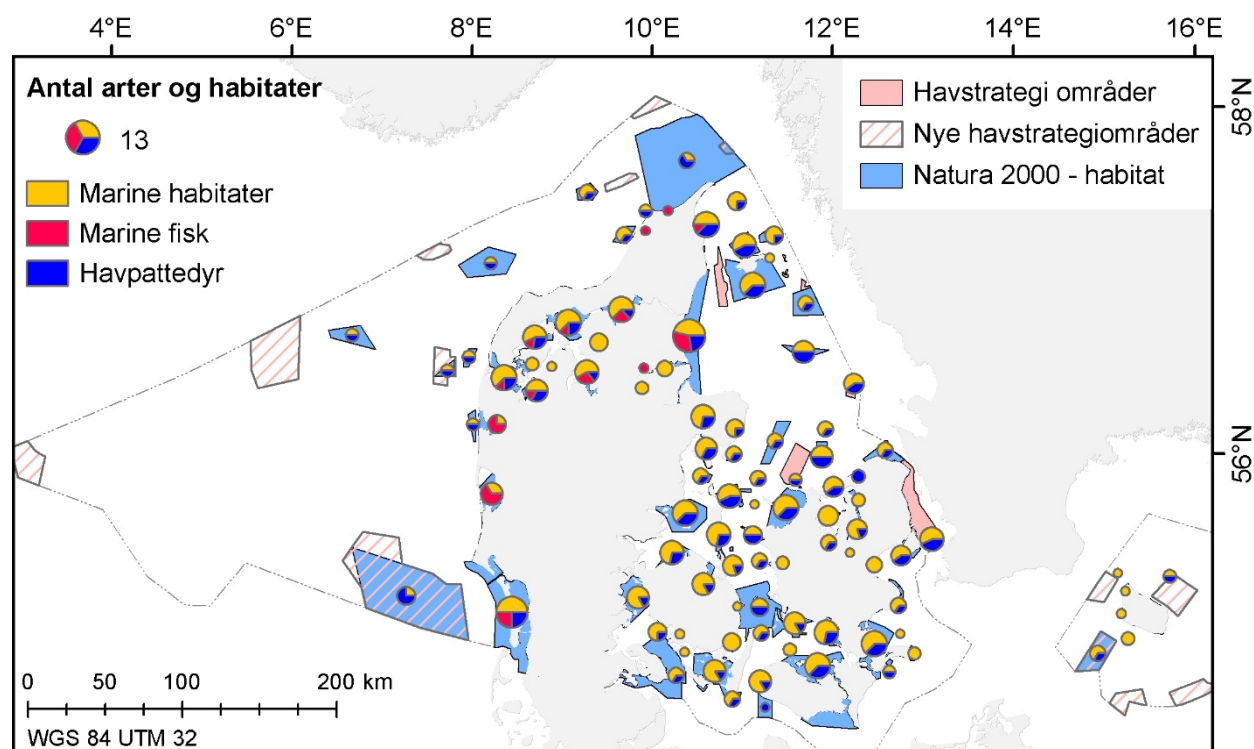


Figur 5.1. Skibsruter og beskyttede marine områder (Søfartsstyrelsen 2018, Søfartsstyrelsen 2021, Miljøstyrelsen 2021a, c, Emodnet 2020a, Miljøministeriet 2021, Miljø- og Naturstyrelsen 2019, Naturstyrelsen 2016). Bemærk at de beskyttede områder stadig er under revision, så de kan ændre sig efter redaktionens afslutning.



Figur 5.2. Nye beskyttede områder og eksisterende fuglebeskyttelsesområder, efter udkast til havplanen. De eksisterende områder er farvet efter, hvor mange fuglearter der er registreret i EEA databasen (EEA 2021, Søfartsstyrelsen 2021). Bemærk at de beskyttede områder stadig er under revision, så de kan ændre sig efter redaktionens afslutning.

Figur 5.3 viser hvor mange arter / habitater der forekommer i et beskyttet område fordelt på overordnede grupper. Umiddelbart kan Skagerrak / nordlige Nordsøen og Øresund komme til at fremstå som lokaliteter med ”færre” følsomme arter (fisk, havpattedyr og habitater med tilhørende arter), vurderet på baggrund af de antal arter og habitater, der ligger til grund for udpegningerne. Begge steder må dog betegnes som regionale hotspots for biodiversitet og dermed lokaliteter med et stort antal sårbare arter inden for alle grupper af fauna (García et al 2019) og er også udpeget som beskyttede områder i udkastet til den nye havplan. Til gengæld er begge områder karakteriseret ved høj vandgennemstrømning og er derfor mindre følsomme over for akutte forureninger end områder med længere opholdstid.



Figur 5.3. Nuværende habitatområder (Natura 2000) og udkast i medfør af havplanen til beskyttede områder. Antallet af og fordelingen af arter og habitater, der er registreret i EEA databasen, er markeret med lagkagediagrammer. Størrelse af lagkagen afspejler antallet af arter/habitater, (EEA 2021). Bemærk at de beskyttede områder stadig er under revision, så de kan ændre sig efter redaktionens afslutning.

5.2 Udvalgelse af sårbare områder med størst risiko for effekter af akut forurening

5.2.1 Fugle

Fugle er en meget divers gruppe i forhold til følsomhed over for akut forurening i marine områder. Trækfugle opholder sig primært i de danske marine områder i forårs- og efterårs/sensommermånederne, og her er det især Vadehavet, der spiller en vigtig rolle som rasteplass på trækruterne mellem nord og syd. For nogle arter er de danske farvande overvintringsplaats (Rødstrubet lom i Nordsøen og Edderfugl og Sortænder i Kattegat og bælterne samt Troldænder, gæs og svaner m.fl. (Petersen og Nielsen 2011)). Desuden er der en række arter, som har ynglende bestande, og her spiller især lavvandede bugte

og vige, estuarier, en vigtig rolle med deres småøer og holme. Havfugle holder primært til på åbent vand i Nordsøen, Skagerrak og de åbne dele af Kattegat (fx. mallemukker, alkefugle (lomvie) m.fl.). Ud over diversiteten i den rummelige og tidslige fordeling af fuglene er der også en stor diversitet i fødesøgningen, lige fra vadefugle, som søger føde i strandzonen i lavt vand eller tørlagt havbund, til dykænder m.m., som søger føde på bunden, typisk ned til 20-30 meters vanddybde. Nogle fugle, som svaner og gæs, græsser på lavt vand, og er derfor mest følsomme for kystnær forurening af både flydende og synkende stoffer, mens fx. alkefuglene typisk søger deres føde blandt de pelagiske (frit svømmende) arter som fisk og krebsdyr. Disse er derfor mere udsatte for forurening på åbent vand både i overfladen og som opløst som nævnt for olie og lomvier i afsnit 2.3.5 (Schultz et al, 2017). Andre fugle, der også søger føden i overfladen (fx. mallemukker), er mest udsat ved flydende overfladeforurening som fx. plastik.

Fugle er sårbare over for akut forurening afhængig af, om forureningen rammer fuglene direkte (fx. olier) eller indirekte via stoffer, der indtages via føden. For at forhindre effekter af eventuel akut forurening vil det derfor være nødvendigt med en målrettet overvågning og afværgeforanstaltninger og udvikling af beredskabsplan for forskellige sæsoner. Se gennemgangen i kapitel 7. Der er fuglebeskyttelsesområder for mange arter i Vadehavet, Ringkøbing og Præstø Fjord med >30 arter, og 20-30 arter i Nissum Fjord og områder af Limfjorden, Det Sydfynske Øhav og Rødsand (figur 5.1). Den nye havplan inkluderer herudover store områder af Skagerrak nord om Skagen og vestover og syd for Bornholm (figur 5.2).

5.2.2 Havpattedyr

Havpattedyr kan, som fuglene, optræde som indikatorer på forureninger, enten ved at de søger væk fra et område, ved at der pludselig optræder unormalt mange strandinger af døde dyr eller ved hjælp af biomarkere fra levende eller strandede dyr (Reddy et al 2001). Da både sæler og marsvin er i toppen af fødekæden og har tykke spækklager, er de generelt mere sårbare over for forurening med bioakkumulerende stoffer og lipofile stoffer fx. PCB (Desforges et al 2018).

I alt 23 beskyttede områder er udpeget med sæler som udpegningsgrundlag. Der findes faste kolonier af spættet sæl i 17 af de 23 områder og i 10 af områderne går gråsæl i land (Hansen & Høgslund 2021). I de seneste udpegninger er der 13 habitatområder med gråsæl og 22 habitatområder med spættet sæl på udpegningsgrundlaget (Lotte Knudsen, MST, personlig kommunikation). I 35 områder er marsvin udpegningsgrundlag. Områderne dækker flere lokaliteter i Vesterhavet, Vadehavet, Limfjorden og Skagerrak, Nordlige Kattegat samt store dele af de indre danske farvande (figur 5.3, blå lagkagedel).

Studier har vist, at sæler og marsvin er følsomme over for olieforurening, idet det kan medføre forgiftning af havpattedyr og øge forekomsten af lunge-, autoimmune og endokrine sygdomme i denne gruppe (Das et al 2006, Schwacke et al 2014). Ligeledes kan halogenerede organiske forbindelser også svække dyrenes immunforsvar. Der findes mange giftige stoffer i denne gruppe, herunder flere pesticider, PCB'er, PBDE, DDE, and DDT, men også dioxiner, som der er mange kilder til (især afbrænding af plastik). De fleste af disse stoffer er i dag forbudt og vil derfor ikke kunne give akut forurening, men kronisk historisk forurening gør havpattedyrene mere følsomme over for andre akutte forureningstyper.

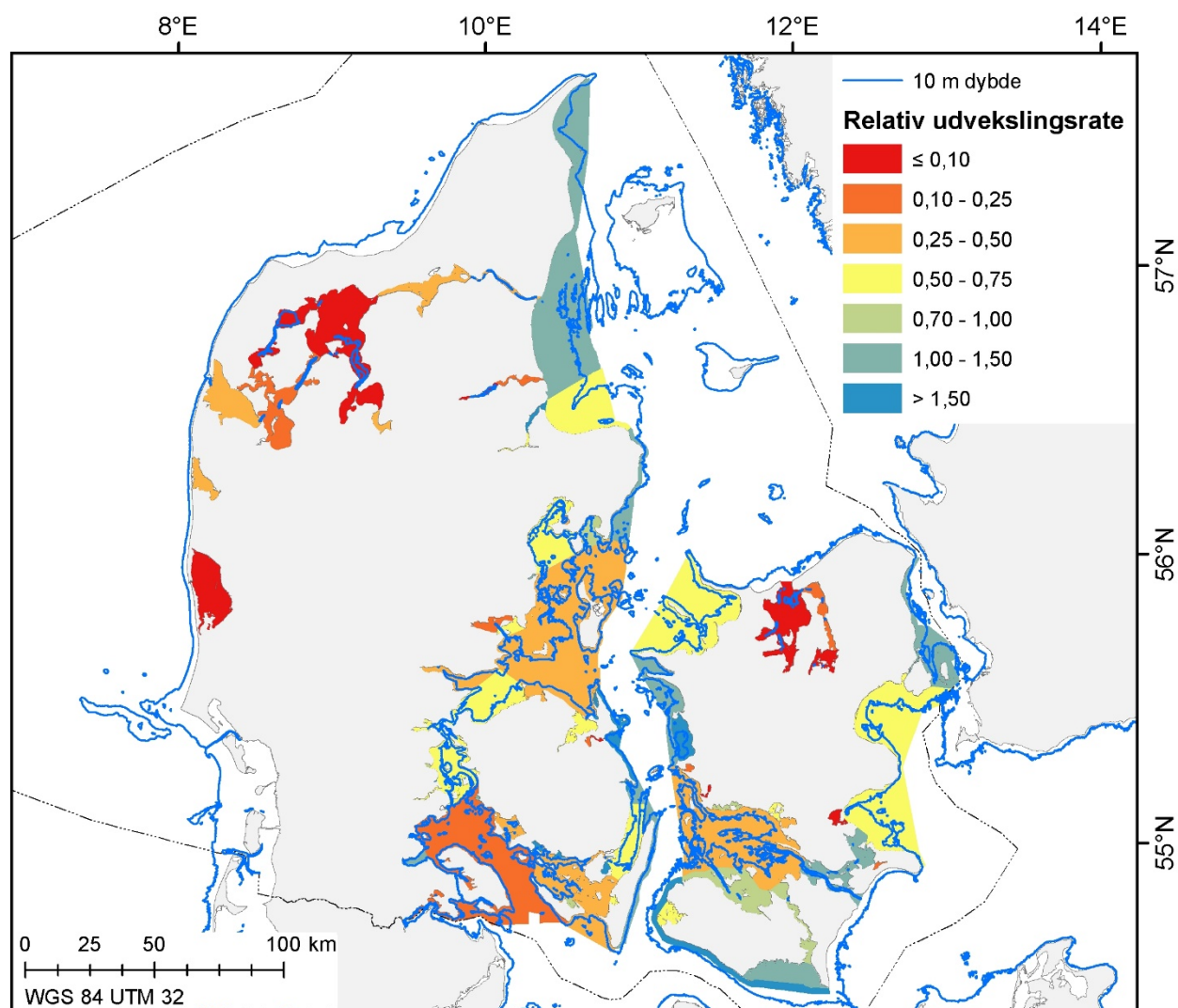
5.2.3 Fisk

Der optræder kun ganske få marine fiskearter på den danske rødliste. De fleste fisk på listen er således anadrome (fx. laksefisk og lampretter) eller kataradrome (fx. ål), dvs. at de også optræder i ferskvand i dele af deres livsstadier (enten for at gyde og i det juvenile stadie eller som en del af deres voksenliv). Det er også primært disse fiskearter, der optræder på udpegningsgrundlaget for de marine habitatområder. De fleste af disse arter er typisk følsomme over for udslip af stærkt iltforbrugende stoffer i den periode, de opholder sig i vandløb, men de kan selvfølgelig også blive fanget af iltsvind i de marine levesteder. Typisk skyldes iltsvind i det marine miljø imidlertid ikke akutte forureninger, og de fleste fisk vil nå at søge væk fra området, hvis det er i åbne farvande. Dog vil en ulykke, i Fredericia-størrelsesordenen (~3.000 ton gødning), kunne tage livet af mange fisk, hvis det sker i et mere lukket område. I yngleområder vil fiskeæg og -larver ikke have samme mulighed for at svømme væk, og de er ofte mere følsomme for at optage forurenende stoffer, som kan påvirke deres vækst eller direkte skade fostrene.

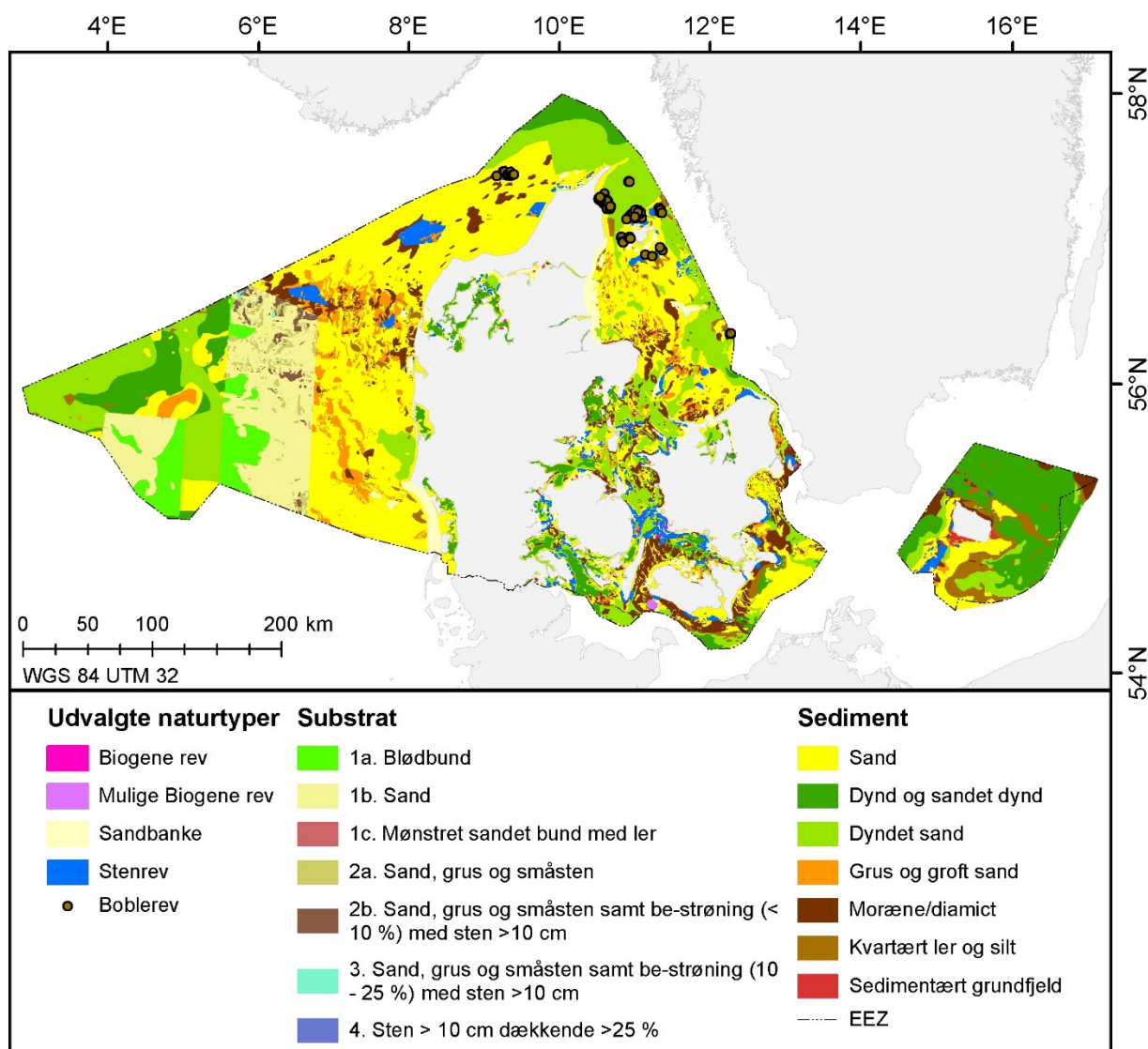
Fisk indgår i udpegningsgrundlaget for habitatområder for Limfjorden, Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord og den nordlige del af Kattegat inklusiv indre Mariager Fjord (figur 5.3, røde lagkagedel). På grund af det lille antal marine fiskearter, der er med på rødlisten, betragtes den ikke som dækkende for de sårbare marine fiskearter, men der mangler generelt viden om marine arter til vurderingerne i forhold til rødlisten.

I forbindelse med udarbejdelsen af vandområdeplanernes tredje planperiode blev der lavet en ny typologi (og en revidering af vandområdeinddelingerne) af de danske vandområder. Her indgik karakteristika som bundtype, lagdeling, salinitet og vandudveksling mm. for hvert vandområde. Den beregnede vandudveksling (figur 5.4) er lavet ved at tilsætte en "tracer" til en vandområde i en hydraulisk model og derefter køre den med de forceringer, der er lagt ind i modellen, og på baggrund heraf beregne fortyndingsraten i det enkelte område (Erichsen et al 2019). Den hydrauliske opholdstid i et vandområde giver en god indikation af, hvor lang tid et opløst stof gennemsnitligt vil være i et område, og dermed kan det bruges som for et mål for, hvor stor en eventuel eksponering af et akut forurening med et sådant stof vil være. Mange af de områder, hvor opholdstiden er lang, er lavvandede områder med bl.a. ålegræs, som fungerer som opvækstområde for mange forskellige fiskearter. I HELCOM defineres alle områder med en dybde lavere end 10 meter som opvækstområde for fisk (HELCOM, 2013).

Områderne med udvekslingsrater $<0,1$ er Ringkøbing Fjord, den centrale del af Limfjorden, Roskilde/Isefjord systemet og Præstø Fjord. For Horsens Fjord, dele af Mariager Fjord, det sydlige Lillebælt omkring Als, Kerteminde Fjord, Korsør Nor og Noret er udvekslingsratio på 0,1-0,25, fulgt af Nissum Fjord, de ydre dele af Limfjorden, Samsøbælt, Sydfynske Øhav og Smålandsfarvandet inklusiv Stege Nor med udvekslingsratioer 0,25-0,5 (figur 5.4). I alle disse områder kan kemikaliespild forventes at udgøre et større problem end i de mere åbne farvande og fjorde.



Figur 5.4. Relative opholdstider i de danske kystområder. Skalaen er relativ med et gennemsnit på 1. Opholdstiden er fundet ved at tilsætte en "tracer" i samme koncentration til et helt område i en hydraulisk 3D-model (MIKE3) og køre den i to måneder og derefter bestemme fortyndingsraten. Lav udvekslingsrate modsvarer en høj hydraulisk opholdstid. (Erichsen et al 2019)



Figur 5.5. Substrat, sediment og udvalgte bundtyper kortlagt i Natura 2000 områder. Alle rev er fremhævet med større udbredelse end de reelt har for at være synlige. (Al-Hamdani et al (2021), Miljøstyrelsen 2020c, Leth et al. 2021)

5.2.4 Bund og substrattyper i de danske farvande

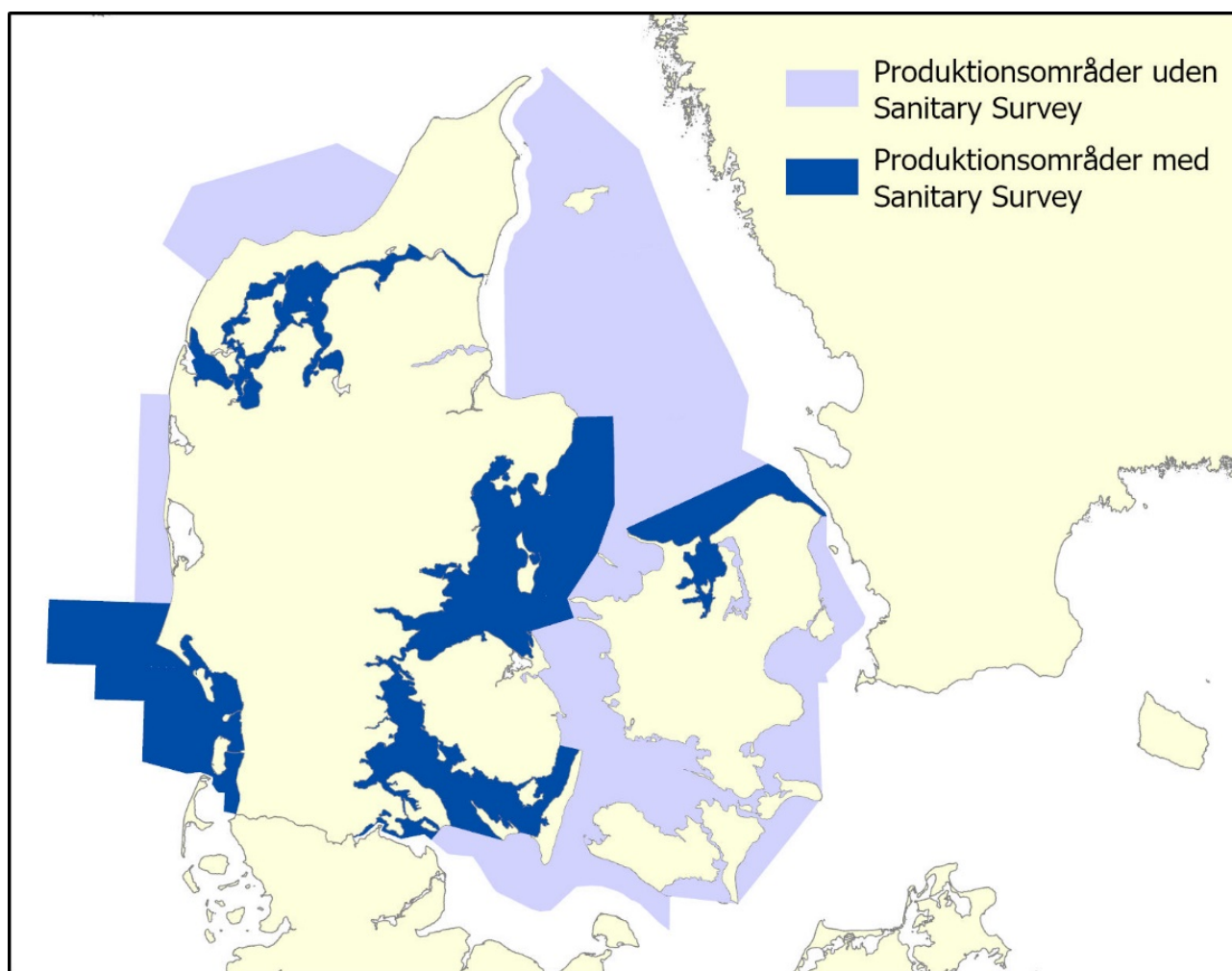
På figur 5.5 vises bund / substrattyper i de danske farvande, herunder biogene rev, stenrev og boblerev i Natura 2000 områder. For Nordsøen foreligger en større kortlægning af substrattyper (se forklaring i figur 5.5), hvor substrattype 4 og i forbindelse med substrattype 3 svarer til stenrev. I resten af området er klassificering grovere. Hvor der foreligger moræne / diamict(on), er der sandsynlighed for, at der kan forekomme ikke kortlagte stenrev.

5.2.5 Skaldyrsvande

Fødevarestyrelsen har udpeget produktionsområder for muslinger i danske farvande i muslingebekendtgørelsen BEK nr. 1793 af 02/12/2020 ([Kort over produktionsområder for muslinger med mere i Danmark \(fødevarestyrelsen.dk\)](#)). Områderne er udlagt som potentielle områder for høst af muslinger (eller andre skaldyr) fra naturlige populationer eller muslinger dyrket på liner, og der udføres overvågning af potentiel forurening (især med bakterier) for disse områder ([AU Ecoscience - Muslingefiskeri](#)). Det er ikke alle områder

der er lige anvendte til fødevareproduktion, men ved akut forurening bør fødevarestyrelsen informeres og eventuelle tilladelser til muslingefiskeri / dyrkning i produktionsområderne revurderes afhængig af forureningstypen, med opfølgende målinger af muslinger efter fx bekendtgørelsen om kvalitetskrav for skaldyrvande (BEK 840 af 27/06/2016) kombineret med de akut forurenende stoffer der ikke måtte være en del af bekendtgørelsen.

Især området vest for Vadehavet og selve Vadehavet, samt Århus Bugt og nordlige Storebælt/Nord for Sjælland er i risiko for akut forurening pga. skibstrafik og potentielle landbaserede kilder.



Figur 5.6. Produktionsområder (BEK nr. 1793 af 02/12/2020) for muslinger i Danmark, hvor det er muligt at få tilladelse til at indsamle muslinger og andre skaldyr til fødevarer. Der foreligger Sanitary Surveys for de produktionsområder, hvor der forventes muslingefiskeri

5.2.6 Eksempler på andre arter

Der er en række arter, som ikke indgår i rødlisterne og beskyttede områder. Den nedenstående gennemgang er ikke dækkende, men eksempler på kaskadeeffekter, der kan opstå, når nogle af de nedre led i fødekæden påvirkes af akut forurening.

Der er ikke mange studier, der har vist nævneværdige effekter af akutte forureninger (typisk oliespild) på makrofytter (makroalger og karplanter). Nogle få studier har vist massedød af makroalger og karplanter efter oliespild, men

i nogle tilfælde har det været som en indirekte effekt af, at predationstrykket på græssere er decimeret (Hawkins et al 2018) (hypotetisk eksempel: Torsk/havkat/hummer mm. forsvinder, hvilket medfører flere søpindsvin, som æder algerne). Dog må det antages, at spild med store mængder herbicider eller stærkt iltforbrugende stoffer, kan føre til massedød af karplanter og i visse tilfælde også makroalger. Der er dog studier, som undersøger makroalgers potentiale som bioindikator for tungmetaller, da visse arter absorberer metallerne fra det omgivne miljø (Bibak et al 2020).

Der er ikke meget litteratur om effekter på polyptydier/cnidaria (fx. søanemoner og koraller) i kolde farvande, men en hel del om tropiske koraller. Der er en del koraller, af de revformene tropiske arter, som er meget følsomme over for fx. olieforurening. Det må derfor antages, at der også er en del danske arter, som er følsomme over for olieforurening og forurening med andre miljøfarlige stoffer. For krebsdyr er der en del studier som viser, at de kan blive kraftigt påvirket af forurening med miljøfarlige stoffer – især mineralsk olie og lignende kulbrinter og insekticider, som både kan give deformiteter, gælleproblemer og problemer med skalskifte (Zou 2005, Ashauer et al 2011, Karam & Al-Wazzan 2021, Tairova & Strand 2022). Dette gælder både store arter af dekapoder og tanglopper. Krebsdyrene (i hvert fald dekapoderne) er mest følsomme i larvestadiet, som for sort hummer, jomfruhummer, taskekrabbe og strandkrabber er om sommeren. Derfor må denne periode også antages at være den, hvor de er mest følsomme. Omvendt bærer hunnerne af bl.a. hummer og taskekrabbe æggene, som også må antages at være følsomme, hele vinteren igennem. Ud fra et forsigtighedsprincip bør hele året således nok betragtes som en følsom periode, når det gælder de store krebsdyr.

6 Oversigt over spredningsmodeller

6.1 Baggrund

Hydrodynamiske modeller kan anvendes i håndteringen af en akut forureningshændelse ved at forudsige, hvor forureningen bevæger sig hen, eller ved at give et bud på, hvor den kommer fra (Galieriková et al., 2021). Dette kan udvides til at indeholde forudsigelse om nedbrydning af forureningen, og derved give et mere retvisende billede af spredningen samt potentielle økologiske og samfundsmæssige effekter. Ud over dette kan modellering bruges som et værktøj til at vurdere hvilke havområder eller kyststrækninger, der bør prioriteres oprenset først efter en forureningshændelse, fx. baseret på udsatte økosystemer eller menneskelige aktiviteter såsom havbrug.

Statistiske modeller kan bruges til at forudsige, hvor der er størst risiko for at der sker uheld (e.g. Lim et al., 2018). For eksempel beregnes risikoen for grundstødning vha. kendskab til antal både, deres ruter, fart og dybgang, samt vandets dybde. Risikoen for grundstødning kan derefter bruges som input til spredningsmodeller (se for eksempel COWI, 2007).

I forbindelse med implementeringen af EU's vandrammedirektiv er der udviklet modelsystemer med det formål at forudsige spredning og koncentrationer af miljøfarlige stoffer i vandløb og kystnære områder (van Gils et al., 2019). For de danske havområder har fokus været på modellering af oliespild, hovedsageligt ved hjælp af HELCOMs Seatrack spredningsmodel (Ambjörn et al., 2014).

I det følgende beskrives HELCOMs oliespredningsmodel Seatrack Web, DMIs og DHIs olie-spredningsmodeller, samt et eksempel på modellering af plastikforurening i Østersøen som eksempel på stoffer, der flyder i overfladen og ikke opløses/blandes med vand.

6.2 Eksisterende modeller

6.2.1 HELCOM's oliespredningsmodel

For at vurdere konsekvenserne af oliespild i Østersøen samt Nordsøen benyttes den såkaldte HELCOM-model, Seatrack Web. Dette er et web-baseret værktøj, der fortrinsvis bruges til at tracke olieforurening, men som også kan anvendes på andre objekter, der spildes til havs. Modellen er udviklet i et samarbejde mellem det svenske meteorologiske og hydrologiske institut (SMHI) og det danske Farvandsvæsenet, men den anvendes og udvikles i dag i flere lande, bl.a. Norge, Tyskland og Ukraine.

Seatrack Web kan køres som forecast scenarier, dvs. til at forudse spredningen af et oliespild over nogle dage frem i tiden, efter et spild er sket, eller den kan køres som hindcast og dermed vurdere spredningen af olieudslip, der er sket tilbage i tiden. Ved observation af olieforurening af ukendt oprindelse kan modellen desuden vha. back-tracking (hindcast) give et bud på, hvor udslippet er sket. Modellen består af følgende:

- Beregnede forudsigelser af atmosfæriske og marine forhold i tre dimensioner, bl.a. havstrømme, isdække og vandets temperatur. Disse forudsigelser dækker Østersøen og Nordsøen og beregnes dagligt af SMHI, da de benyttes operationelt til vejr- og farvandsudsigter. Forudsigelserne kan beregnes for to dage frem i tiden med SMHI's regionale model HIRLAM, og for fem dage frem i tiden ved at bruge den globale ECMWF-model, som dog ikke er optimal i Østersøen.
- Det er muligt at angive andre input, såsom AIS-data for skibspositioner (tilgængelige en måned tilbage) eller relevante satellitmålinger, såsom detekteret olieforurening. Det er dog ikke en forudsætning for at køre spredningsmodellen.
- Baseret på de beregnede atmosfæriske og marine forhold kan spredningsmodellen forudsige bevægelserne af en given forurening, fortrinsvis olieudslip.
- Brugere kan tilgå spredningsmodellen og dens resultater via et GIS-baseret webinterface.

Seatrack indeholder en nedbrydningsmodel, der beregner ændringer i olien over tid ift. fordampning, emulgering, densitet og viskositet. For at kunne beregne ændringerne i oliens egenskaber har modellen brug for input om den specifikke olietype, der nedbrydes. Ved mangel af viden om typen af olie i en specifik forurening kan olien kategoriseres som let, middel eller tung, baseret på observationer af oliens viskositet. Herudover kan den originale Seatrack model simulere nedbrydning af 13 typer af olie. Den norsk udviklede SINTEF nedbrydnings-model udvider dette med 25 olietyper defineret ud fra specifikke kilder, fx. Fu Shan Hai-vraget ved Bornholm eller olie fra et udvalg af boreplatforme i Nordsøen (Daling & Strøm, 1999). Nedbrydningen af olie er afhængig af oliens egenskaber, såsom densitet, men også af ydre faktorer, såsom vindhastighed, havets temperatur og densitet. Nyere versioner af Seatrack modellen tager også højde for effekten af havis og på spredning og nedbrydning af olie (Arneborg et al., 2017).

Seatrack kan desuden bruges til at tracke andre partikler. For eksempel kan store opblomstringer af giftige alger ses på satellitbilleder. Ud fra algerne position på satellitbillederne kan Seatrack derefter fremskrive algerne bevægelse. Her antages det, at der ikke sker vækst eller nedbrydning af algerne.

6.2.2 DMIs oliespredningsmodel for Danmark og Grønland

DMI har udviklet en oliespredningsmodel, der kører med DMIs hydrodynamiske model, der også anvendes til farvandsudsigter for Østersøen, og som derfor ligeledes er velegnet til at forudsige spredning af olie. DMI kan desuden beregne oliespredning for Nordatlanten, herunder grønlandske farvande, ved hjælp af den hydrodynamiske model HYCOM-CICE. Oliespredningen modelleres i tre dimensioner og påvirkes af de beregnede vand- og vindforhold. Samtidig medtager modellen nedbrydning af olien i vandet og processerne fordampning, emulgering, opløsning og nedsynkning medtages. DMIs oliespredningsmodel svarer dermed til Seatrack Web, der er beskrevet ovenfor.

DMIs oliespredningsmodel har været brugt til at bestemme spredning af olie efter oliespildsulykker i Østersøen i 2001, 2003 og 2011 (*Baltic Carrier, Fu Shan*

Hai og Golden Trader) (Christiansen et al., 2003). Her blev det illustreret, at oliespredningsmodellen er velegnet til at forudsige oliens spredning, og at vigtige komponenter er den 3-dimensionelle spredning, samt at modellen ikke lader olien strande, men at olien kan spredes yderligere på trods af, at kysten nås.

DMI har endvidere lavet modelbaseret risikoanalyse for mulige olieudslip ved boringer i det sydvestlige Grønland (Ribergaard et al., 2010; Ribergaard, 2011).

6.2.3 Risikoanalyse for olieudslip

COWI har udarbejdet en risikoanalyse (COWI, 2007), der giver en statistisk vurdering af risikoen for olie og kemikaliefurening fra skibstrafik i danske farvande, herunder kollision og tab ved overførsel. Andre forureningskilder var ikke medtaget. Her anvendtes den hydrodynamiske model MIKE3 kombineret med oliespredningsmodellen Seatrack Web beskrevet ovenfor.

Forurening blev delt i klasserne "Olie og flydende kemikalier", "Opløselige stoffer" og "Kemikalier der synker". Den hydrodynamiske model MIKE3 beregnede de gennemsnitlige vandbevægelser for hver årstid, og ud fra disse kunne der derefter laves et større antal scenarier for hver årstid. Disse blev beregnet for årene 2010, 2015 og 2020 (dvs. i fremtiden, da analysen blev udført i 2007). Man anvendte statistik og fremskrivning af skibstrafik til at beregne mulige positioner for og størrelsen af udslip. Herudover var antagelser omkring muligt beredskab til bekæmpelse af olieudslip og udslip af flydende stoffer medtaget i beregningerne.

Ud fra scenarierne blev der udarbejdet kort over risikoen for forurening af olieudslip i danske farvande. DHI, der ejer MIKE3-modellen, har på nuværende tidspunkt (2021) udvidet denne model med et selvstændig oliespredningsmodul (<https://www.mikepoweredbydhi.com/products/mike-21/sediments/oil-spill>), der kan bruges til scenarie-beregninger som beskrevet her.

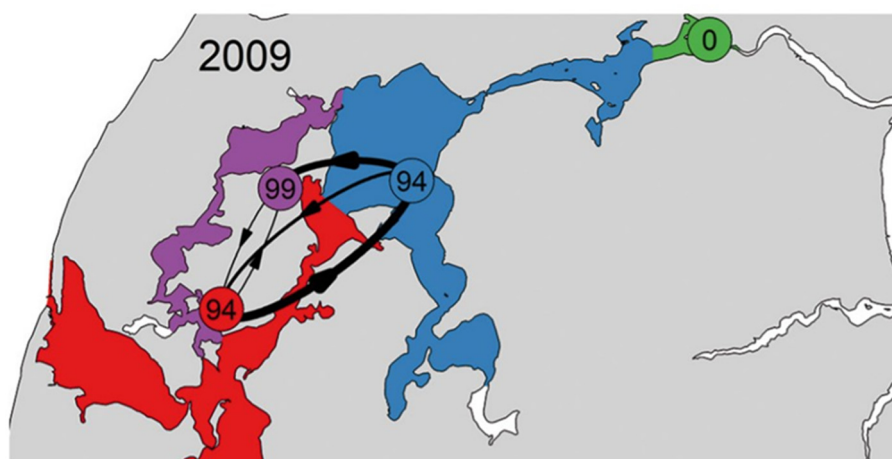
6.2.4 DMI: Plastik i Østersøen

Østersø-Nordsø modellen HBM (HIROMB-BOOS Model) beregner havets og isens bevægelser. Koblet til en plastiktransportmodel kan den beregne udbredelsen af plastik i Østersøen (Christensen et al., 2021). I kombination med et sensitivitetsindeks for Østersøens Natura2000-områder (Korpinen et al., 2012) er modellen blevet brugt til at udpege hvilke kyststrækninger, det er mindst skadeligt at dirigere skadede skibe hen til, for at foretage oprydninger med laveste risiko for følsomme arter og habitater. Samme kyststrækninger vil formentlig være dem, der tager mindst skade for kemisk forurening også.

6.3 Fremtidige muligheder

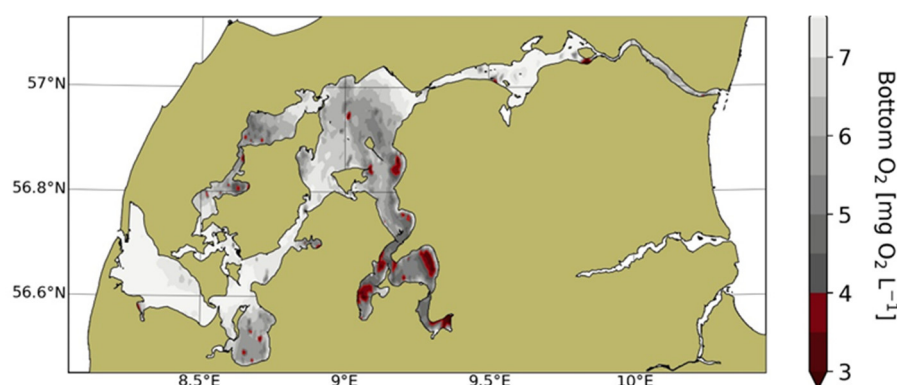
De tilgængelige modeller, som er beskrevet ovenfor, er velegnede til at estimere spredning og nedbrydning af forskellige olietyper, men det er på nuværende tidspunkt ikke muligt at anvende modellerne på samme måde til andre miljøfarlige stoffer. Fremskrivning af en akut forureningshændelse er kompliceret, og det kræver prognostiske modeller, som findes hos de danske og svenske meteorologiske institutter (DMI og SMHI). En anden og mere tilgængelig mulighed er at kombinere viden om hotspots og frekvens af akut forurening med hydrodynamiske modeller til at lave risikovurdering af potentielle hændelser. Ved at indekser kystlinjen efter sårbarhed, fx. ved at bruge HELCOM-indekset (Korpinen et al., 2012) kan man derefter estimere risikoen

Figur 6.2. Konnektivitetsanalyse for partikler i Limfjorden (Pastor et al., 2021). Pilene opsummerer graden af partikel transport mellem de forskellige områder i Limfjorden. Tallene i cirklerne angiver hvor stor en %-del af forurening (i artiklen larver), der ikke transporteres udenfor området.



Opløselige stoffer: Hydrodynamiske modeller kan også repræsentere transport af opløselige stoffer i vandet. Eksempler på sådanne stoffer kan være *E.coli* bakterier og næringsstoffer (se også kapitel 4.1.2, 4.1.4 og 4.1.5 for andre eksempler). Her vil det, ligesom med partikelmøllering, være nødvendigt at have startbetingelser for de opløselige stoffer. Ved at kende betingelser for nedbrydning vil det være muligt at implementere dette i 3D modeller. Et eksempel på en model, der har implementeret opløselige stoffer, er den hydrodynamiske model FlexSem, som er udviklet på Aarhus Universitet, og som hovedsageligt bruges til at beskrive forholdene i Danmark og Grønland (Larsen et al., 2020; Schourup-Kristensen et al., 2021). FlexSem køres på nuværende tidspunkt med en økologisk model (Maar et al., 2018a), som for eksempel beskriver transport, nedbrydning og dannelse af næringsstoffer, ilt og fytoplankton. Figur 6.3 viser et eksempel på modellens repræsentation af et opløst stof, ilt, i Limfjorden. På samme måde som ilt vil andre opløselige stoffer kunne implementeres i en sådan model. Det vil derefter være muligt at køre scenarier, der estimerer, hvor et givent stof vil blive opkoncentreret eller nedbrydes, hvor stor en del af stoffet, der optages i organismer, fx. filterfeeders som muslinger (Maar et al., 2018b), eller hvilke udsatte områder, der er i størst risiko for at blive påvirket af en given akut forurening.

Figur 6.3. Eksempel på modellering af et opløst stof i den hydrodynamiske model FlexSem. Her vises koncentrationen af ilt ved bunden af Limfjorden i 2013.



7 Udvalgelse af matricer og parametre

Baseret på gennemgangen i de foregående kapitler vil her blive opsummeret hvilke områder, arter og matricer, der bør indgå i overvågning af en akut forurening med de forskellige typer forurening

7.1 Syre og baser

Akut forurening med syrer og baser kan give ætsning af overflader og gæller ved høje koncentrationer, men fortynding kan forventes at indtræde relativ hurtigt. Densiteten af syrer og baser kan ligge i samme niveau som havvandet, men de er oftest tungere end vand. En generel tommelfingerregel er, at pH ændringer på over 1 (dvs. målt pH udenfor ca. 7-9) kan have direkte effekt på organismer, men langtidseffekter kan forekomme selv ved mindre ændringer af pH. Måling af vandsøjlets pH med CTD-instrumentel er en effektiv måde at afgrænse spildets omfang og spredning i den første periode (afhængig af strøm og opblanding uger). Mindre fald i pH (syrespild) kan medføre øget CO₂, som giver bedre vilkår for algevækst, øget pH (basespild) fjerner CO₂ og kan begrænse algevækst.

7.1.1 Habitat områder: biogene- og boblerev

Ændret pH, især lavere pH ved syrespild, kan have en direkte nedbrydende effekt på kalkholdige boblerev samt skorpedannende kalkalger og biogene rev af skaldyr. Efter den første ætsende effekt vil ændringerne i strukturen kunne have betydning for makroalgers fæstning pga. øget porøsitet i overfladen. Det vil derfor være relevant at se på nedbrydning af revene og ændringer i artssammensætning af makroalger og skorper. For stenrev kan der også ske opkoncentrering af syrer i huler (især ved højere densitet end havvandet), som kan medføre ændringer i artssammensætning og direkte ætsning af hulelevende organismer. Påvirkningen vil generelt være højere om sommeren end i vinterhalvåret pga. større reaktivitet ved højere temperaturer (størst effekt over springlaget).

7.1.2 Pelagiske alger og krebsdyr

Kalkalger og krebsdyr/pelagiske larver med kalkskelet kan blive direkte ætset og mere sårbare, så der kan ske et skifte i artssammensætningen af de pelagiske alger og zooplanktonarter.

7.1.3 Andre følsomme områder

Lavvandede bugte og vige med langsom vandudskiftning vil være særligt følsomme, fordi spildet vil have længere opholdstid. Det kan medføre afsvidning/ætsning af ålegræs og langtidsovervågning af skaderne på ålegræs eller frøplanter kan derfor være nødvendigt i disse områder. Skader på skaldyr og pelagisk zooplankton og planteplankton med kalkskeletter, dvs. sammensætning af zoo- og planteplankton, kan sammen med CTD-baserede målinger af pH være udgangspunktet for overvågningen.

7.2 Vandopløselige organiske opløsningsmidler

Vandopløselige organiske opløsningsmidler kan nedbryde overflademembraner, og derigennem påvirke pelagiske arters respiratoriske systemer og virke direkte giftig. Fisk vil normalt kunne nå at forlade området, når de mærker opløsningsmidlerne, men andre langsommere arter kan blive påvirket i længere tid.

7.2.1 Pelagiske arter

Især æg og pelagiske larver kan blive påvirket, da de har større overflade til volumen ratio end voksne individer, og en mindre robust overflade. Den mest følsomme periode vil være forår/sommer, hvor de fleste arter reproducerer sig, og dermed har et højere antal æg og pelagiske larver i havet. Ligesom for syrer og baser vil der ske en fortynding relativt hurtigt, så for åbne områder er spildet hurtigt fortyndet, hvorimod problemet kan fastholdes i længere tid i lavvandede bugte og vige. Modsat pH er der for de fleste opløsningsmidler ingen nemme måder at måle niveauerne på i havvand. Udviklingen kan følges ved enten at måle indholdet i vandprøver eller på effekter på artssammensætning.

7.3 Organiske opløsningsmidler uopløselige i havvand

Afhængig af densiteten vil vand-uopløselige opløsningsmidler enten lægge sig i overfladen (fx lette olier) eller synke til bunds. I begge tilfælde kan stoffet lægge sig som et låg, som er uigennemtrængeligt for ilt, og dermed kvæle organismer under sig. Som for de vandopløselige kan disse ødelægge effektiviteten af membraner, der skiller indre organer fra havvandet, og evt. optages direkte igennem overhud eller gæller.

7.3.1 Bundlevende arter og synkende stoffer

Både planter (ålegræsser, makroalger, algemåtter) og bundlevende dyr, der ikke bevæger sig hurtigt nok væk fra den synkende forurening, vil være udsatte for spild. Nedbrydningshastigheden af stoffet er afgørende for belastningen og perioden, hvor en overvågning bør gennemføres. Stoffer der nedbrydes til næringssalte eller CO₂, kan give øget algevækst efter at forurenings-truslen er ovre, med deraf følgende iltsvind senere på sommeren, hvis forureningen sker i vinter / forårs perioden.

7.3.2 Fugle, pattedyr og flydende stoffer

Organiske stoffer med lav densitet er ofte også flygtige, og vil derfor (langsomt) fordampe fra overfladen. Især fjerdragten hos fugle, der ligger i overfladen, kan blive påvirket af forureningen, og fødekilder, der ligger tæt på overfladen, kan opkoncentrere stofferne. Afhængig af toksiske effekter kan der ske en påvirkning af fuglenes ynglesucces, eller der kan ske en påvirkning af trækfugles optag af energi til den videre færd. Der bør derfor være størst opmærksomhed i træksæson og sommeren, hvor fuglene har unger. For sæler og marsvin kan forurening i yngleområder, hvor ungerne ikke så nemt kan flygte fra forureningen, potentielt påvirke ynglesuccessen især om sommeren og efteråret.

7.4 Pesticider og biocider

Pesticiderne er designet til at give skade på målorganismerne. En del forskellige pesticider, der igennem tiden har været anvendt i bundmalinger, er blevet forbudt, fordi de havde for stor effekt på ikke-målorganismer. Typisk har det været midler mod alger og bakterier for at undgå den første belægning.

7.4.1 Vækstfremmere og herbicider – fytoplankton, ålegræs og makroalger

Vækstfremmere og herbicider er designet til enten at øge væksten (risiko for algeopblomstninger) eller påvirke specifikke processer i planter for at slå ukrudt ihjel. De vil derfor kunne påvirke algesammensætningen, eller for herbicider, påvirke frøplanter, ålegræs og makroalgers vækst afhængig af hvilke plantesystemer, de påvirker. Et eksempel er Irgarol 151, der påvirker fotosyntesen, og som ved koncentrationer omkring 0,1 µg/l kan reducere algemasse og fotosyntese og ændre mikroalgensamfundet i nærheden af havne.

Spild vil især være kritisk omkring forårsopblomstringen og have betydning op igennem fødekæden.

7.4.2 Insekticider og krebsdyr

Krebsdyr er ofte følsomme for insekticider, især i larvestadiet om sommeren. For mange større arter bærer hunnen æggene igennem vinteren, og ved spild i vinterhalvåret kan det få effekt på antallet af æg, der udvikles til larvestadiet.

7.4.3 Rodenticider

Rodenticider er udviklet til pattedyr, og kan især forventes at have betydning for sæler og marsvin, og især i ynglesæsonen ved yngleområder.

7.5 Gødningsstoffer

Gødningsstoffer som nitrater og phosphater bliver normalt ikke betragtet som giftige (dog undtagen ammonium). Men de kan give anledning til algeopblomstringer, som senere kan afstedkomme iltsvind, og ved lagring i sedimentet kan de give tilbagevendende større algeopblomstringer i især lavvandede bugte og vige, hvor vandets opholdstid er lang.

7.5.1 Reaktioner, der giver giftige stoffer

Ammonium i sig selv og ammonium-forbindelser er direkte toksiske overfor mange vandlevende organismer, og kan give anledning til fiskedød ved akutte udslip hele året rundt.

7.5.2 Vækstfremmende – ændringer i algesamfund

Ved tab af "ugiftige" næringssalte kan langtidseffekterne modelleres, og en eventuel øget pulje i sedimentet bør kortlægges, så det kan vurderes, om der vil komme gentagne opblomstringer de kommende år og deraf følgende reduktion i makroalger, karplanter og ålegræs, samt øget udbredelse af iltsvind, der både slår dyr og planter ihjel, hvis det udvikler sig til svovlbrinte frigidelse, som også er direkte giftigt for dyr og planter.

7.6 Faste stoffer

7.6.1 Direkte giftige stoffer

Forskellige metal-malme og kulstøv kan være direkte giftige for vandlevende organismer, især ved høje metal koncentrationer. Herudover vil der for fine partikler eller nedbrydning til fine partikler være mulighed for kvælning som beskrevet nedenfor.

7.6.2 Kvælning og blokering af gæller/skygge

Især finkornet materiale som nedknust malm eller ler kan lægge sig som et fint lag over havbunden og skygge på bunden for planter som karplanter og ålegræs, eller på stenrev makroalger. Bundlevende fisk og filtratorer kan få dækket gæller og filtreringsorganer med fine partikler, som hindrer almindelig ilt- eller fødeoptag fra vandsøjlen. En kortlægning af udbredelsen og arts-sammensætningen i spildområdet lige efter spildet kan følges op med senere overvågninger, for at se om spildet ligger på en transportbund og udbredes over større arealer med mindre tæthed, eller om det er et sedimentationsområde, hvor det kræver genindvandring af arter, for at området kommer tilbage til den oprindelige tilstand.

7.7 Fødevarer uden økotoksikologisk effekt

Disse stoffer kan betragtes som næringssalte og gode kulstofkilder til en øget bakterie- eller algevækst med de potentielle effekter, som er beskrevet ovenfor. I modsætning til næringssalte kan øgningen af bakteriemassen være større end algevæksten, så der kommer en ubalance mellem zooplankton og fytoplankton, og dermed mindskes risikoen for algeopblomstring.

7.7.1 Kvælning og blokering af gæller/skygge

For finkornet materiale, der ikke går i umiddelbar opløsning (fx mel-produkter), kan der optræde samme effekt som ved faste stoffer, hvor gæller og blade dækkes og medfører kvælning. Dette gælder også for flydende eller faste vegetabiliske olier og lignende, som kan danne en hinde over bundlaget, og derved forhindre ilt-udveksling. Samtidig kan der frigives næringssalte under nedbrydningen, der samtidig ofte er iltforbrugende, så der er risiko for længerevarende iltsvind.

7.8 Power to X og naturgas rørledninger

Selvom gasser fra skibe normalt ikke vil give andet end meget lokal forurening, vil en rørledning der transporterer naturgas, andre gasser som brint, ammoniak eller metan give anledning til et større problem ved utæthed i rørledningen. For brint forventes pH i vandsøjlen at blive påvirket, ammoniak opløst i vandsøjlen er direkte giftigt for mange organismer. Andre gasser vil kunne opløses og dermed fortrænge ilt fra vandsøjlen og give anledning til et lokalt iltsvind.

8 Konklusioner

8.1 Miljøfarlige stoffer, der kan forårsage akutte forureningshændelser

Ved litteraturgennemgang er der fundet 21 stoffer/stofgrupper, der er de mest sandsynlige til at forårsage akut forurening. Herudover er der peget på flydende gas (LPG / LNG) og chlor som potentielle årsager til akut forurening, men da begge er gasser, er de ikke behandlet nærmere i denne rapport. De stofgrupper, der er fundet mest sandsynlige er (udover olie og afledte produkter til fremdrift af skibe) listet nedenfor.

- Syrer og baser (5 i alt)
 - Saltpetersyre, saltsyre, svovlsyre, phosphorsyre og kaustisk soda (natriumhydroxid)
- Vandopløselige Organiske stoffer (4 i alt)
 - Acetone, acrylnitril, methanol, ethylenglukol
- Ikke vandopløselige Organiske stoffer (7 i alt)
 - Benzen, toluen, vinylacetat, naphta, naphthalen, xylener, phenol
- Gødningsstoffer (3 i alt)
 - Ammonium, ammoniumnitrat, urea
- Faste stoffer og fødevarer (3 i alt)
 - Styren, vegetabiliske olier, Paraffinvoks

8.2 Kystnære virksomheder der potentielt kan forårsage akut forurening

Olielagre og raffinaderier på land er de mest åbenlyse potentielle kilder til akut forurening fra landbaserede virksomheder. Der er 11 af denne type virksomheder, som ligger inden for 100 m fra kystlinjen.

Der er en del virksomheder, der fremstiller plantebeskyttelsesmidler eller biocider, i alt 17 tæt på kystlinjen. Ved udslip af produkter eller stoffer, der anvendes i produktionen på disse virksomheder, kan der ske en ændring af fødekædesammensætningen, og organismer der er følsomme for pesticiderne kan forsvinde eller deres antal kan blive kraftigt reduceret ved akut forurening.

Der er tre virksomheder, der producerer organiske stoffer, og som ligger tæt på kystlinjen. Deres produktion omfatter et bredt spekter af organiske forbindelser, der kan være skadelige for vandmiljøet i tilfælde af en akut forurening.

To virksomheder producerer lægemidler, bioaktive stoffer som potentielt også kan have effekter på organismer. Spild kan ændre på den lokale fødekæde i tilfælde af spild. Lægemidler er normalt vandopløselige og kan derfor sprede sig over større områder, men effekten på marin biota er svær at vurdere generelt. Fem virksomheder (mest cementfabrikker), der håndterer uorganiske forbindelser, og som ligger tæt på kystlinjen, forventes ikke at give anledning til andet end meget lokalt kystnær forurening i tilfælde af uheld, ligesom tre fiskeproduktionsanlæg ikke forventes at give anledning til større akutte forureningshændelser af miljøfarlige stoffer.

8.3 De mest følsomme områder

De mest følsomme habitater og arter, som bør prioriteres ved udvikling af planer for overvågning af akutte forureninger er opsummeret nedenfor.

8.3.1 Habitat områder tæt på skibskorridorer

Skibskorridorerne er steder, hvor der er størst risiko for akut forurening på grund af den høje tæthed af skibe. Det gælder især området omkring Grenen/Skagen, hvor der både er høj trafikintensitet og som er et område, hvor der forekommer omlastninger fra større oceangående tankskibe til mindre tankskibe til Østersøen.

De mest sandsynlige spild er olie, som vil dække havoverfladen og en del af vandsøjlen. Især havfugle er særligt følsomme, ligesom bundlevende arter er følsomme, hvis det er tung olie, der spildes. Helt kystnært er det arter, der lever i brændingen (snegle og muslinger) og overflade fouragerende fugle, der er mest følsomme. På mere åbne havområder vil det være rev-strukturer, der danner beskyttelse for mange beskyttede fiskearter og opløst eller synkende forurening, hvor der er størst risiko for påvirkning.

8.3.2 Fuglebeskyttelsesområder

I fuglebeskyttelsesområder er der ofte et stort antal fugle, der laver fødesøgning, og hvis det er ynglefugle, er de særligt følsomme over for forurening i ynglesæsonen (sommer). For områder med trækfugle er forår-efterår de mest følsomme årstider. Især flydende forurening i kystområder vil påvirke mange andefugle og lignende, der fouragerer i kystzonen og overfladen/på lavt vand.

8.3.3 Naturtyper

Det vurderes at boblerev er særligt følsomme over for spild med syrer eller baser. Forsuring kan direkte ætse overfladen af revene, ligesom de arter, der er afhængige af revet, kan få akutte ætsningsskader under forsøget på at gemme sig i sprækker og revner. Dette gælder også for stenrev. Makroalger på et rev kan få skadet de ydre dele af bladene og tage langvarig skade, ligesom samfundssammensætningen kan ændres ved længere tids påvirkning.

Spild med herbicider eller vækstfremmere kan især påvirke mikro- og makroalger.

Lavvandede bugter og vige med lav vandudveksling vil være særligt følsomme for de fleste typer spild, dels vil stofkoncentrationen lige efter spild være høj, dels vil fortynding af forureningen ofte være langsom.

8.4 Anvendelse af modeller

Hydrodynamiske modeller kan bruges til at bestemme spredning af spild af forurenende stoffer. Modeller kan også bruges til at back-tracke et oliespild og dermed vurdere, hvor oliespildet stammer fra, og de kan bruges til at teste scenarier og vurdere mere generelt, hvilke kyststrækninger, beskyttede habitater eller menneskelige konstruktioner, der potentielt er mest udsatte for akut forurening.

På nuværende tidspunkt er det kun spredning af olie, der simuleres i hydrodynamiske modeller for de danske farvande. De modeller der anvendes i danske farvande er HELCOM-modellen (Seatrack Web), samt DMIs og DHIs oliespredningsmodeller. HELCOM-modellen og DMIs model kan beregne oliespredning fremad i tid. Alle tre kan bruges til scenarieberegninger. HELCOM-modellen er sat op med et GIS-baseret webinterface, den indeholder flest olietyper, og kan anvende andre data som fx. data om skibstrafik til beregninger af spredning af olieudslip. DMIs oliespredningsmodel har, ud over Østersøen, også været anvendt i grønlandske farvande.

For at kunne vurdere spredningen af andre stoffer end olie vil det være nødvendigt at implementere stoffernes fysiske og kemiske egenskaber samt nedbrydelighed af stofferne i de hydrodynamiske modeller. Her vil det være logisk at opdele stofferne i dem der synker og flyder (disse implementeres som partikler i modeller) og i opløselige stoffer. Dette ville evt. kunne gøres ved at tilføje moduler for udvalgte stoffer i HELCOM-modellen. Herudover er det relevant at inddrage økologiske modeller, fx flexSem som kan håndtere bioakkumuleringen af bioakkumulerbare stoffer i organer og mulige effekter på fødekæden.

9 Referencer

9.1.1 Referencer kapitel 1 og forord

Dagbladet Ringkøbing Skjern (2021) Fjordvandet var rødt og ætsende: Helten, ålen og laksen overlever udslip af jernklorid i fjorde. Web artikel tilgået 23/4/2022. <https://dbrs.dk/artikel/bare-rolig-helten-ålen-og-laksen-overlever-udslip-af-jernklorid-i-fjorden>

DHI (2018) Modelberegninger af marin spredning og direkte miljøeffekter af udledt kvælstof (gødningsvand) i forbindelse med ulykken i Fredericia Havn den 3. februar. Projekt nr. 11819669, projekt leder Anders Chr. Erichsen. 129 sider

DOF (2013). Nyhed på Dansk ornitologisk forurenings hjemmeside. De danske kyster skal tjekkes for olieforureningens fugleofre - Dansk Ornitologisk Forening (dof.dk)

EU (2008) EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2008/56/EF af 17. juni 2008 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets havmiljøpolitiske (havstrategirammedirektivet). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0056&from=EL>

Midt og Vestjyllands Politi (2021): Risiko ved kontakt med badevand i Ringkøbing Fjord ved Hvide Sande. Nyhed 16. september 2021 17:48. Web nyhed tilgået 23/4/2022. <https://politi.dk/midt-og-vestjyllands-politi/nyhedsliste/risiko-ved-kontakt-med-badevand-i-ringkoebing-fjord-ved-hvide-sande/2021/09/16> Miljøstyrelsen (2018) Havmiljøet slap relativt uskadt fra udslip på Fredericia Havn. MST Nyhedsbrev 31.05.2018. <https://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2018/maj/havmiljoet-slap-relativt-uskadt-fra-udslip-paa-fredericia-havn/>

Miljøstyrelsen (2021): Danmarks havstrategi. <https://mst.dk/naturvand/vandmiljoe/havet/havmiljoe/danmarks-havstrategi/>

OSPAR (2009) The OSPAR system of Ecological Quality Objectives for the North Sea, a contribution to OSPAR's Quality Status Report 2010. <https://www.ospar.org/documents?v=7169>

Schulz M., Fleet D.M., Camphuysen K.C.J., Schulze-Dieckhoff M. & Laursen K. (2017) Oil pollution fukraineand seabirds. In: Wadden Sea Quality Status Report 2017. Eds.: Kloepper S. et al., Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. Last updated 01.03.2018. Downloaded 16.12.2021. qsr.waddensea-worldheritage.org/reports/oil-pollution-and-seabirds

9.1.2 Referencer kapitel 2

BEK nr. 372 af 25/04/2016 Bekendtgørelse om kontrol med risikoen for større uheld med farlige stoffer. Risikobekendtgørelsen (retsinformation.dk)

Camphuysen C.J. (2019). A decline in oil rates consolidated: Monitoring and assessment of the proportion of oiled Common Guillemots in The Netherlands: winter 2018/19. NIOZ Report, RWS Centrale Informatievoorziening BM 19.29, Dec 2019. Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel.

- Carpenter A. (2019) Oil pollution in the North Sea: the impact of governance measures on oil pollution over several decades *Hydrobiologia* (2019) 845:109–127
- Cedre (2012). The Internet site of Centre of Documentation, Research and Experimentation on Accidental Water Pollution. Available at: www.cedre.fr (accessed 10.08.2012 af Häkkinen&Posti(2013)).
- Cedre and Transport Canada (2012). Understanding Chemical Pollution at Sea. Learning Guide. Brest: Cedre, 2012. 93 pp.
- Danmarks Statistik (2021). Godsomsætning på større danske havne efter godsart, retning, havn og tid 2020 til kvartal 2 2021. Download 19.10.2021
- DOF (2021) Personlig kommunikation og <https://www.dof.dk/aktiv-i-dof/grupper-og-udvalg/havfuglegruppen/projekt-ilanddrevne-fugle-pif>
- EMSA (2007) Maritime Accident Review 2007. Available at: <http://emsa.europa.eu/emsa-documents/download/374/216/23.html> (accessed 8 August 2012 af Häkkinen&Posti).
- Emodnet (2020a). VesselDensity 2020 average. <https://www.emodnet-humanactivities.eu/view-data.php> download 19.11.2021
- Emodnet (2020b). Offshore Installations, revised 2020 average. <https://www.emodnet-humanactivities.eu/view-data.php> download 21.10.2020
- Energistyrelse (2021). [Om olie og gas | Energistyrelsen \(ens.dk\)](#)
- Galieriková A., Dávid A., Maternac M., Makod P. (2021) Study of maritime accidents with hazardous substances involved: comparison of HNS and oil behaviours in marine environment. *Transportation Research Procedia* 55: 1050–1064, 14th International scientific conference on sustainable, modern and safe transport
- Geodatastyrelsen (2021). Søkort download 23.6.2021
- Grote M., Mazurek N., Gräbsch C., Zeilinger J., Le Floch S., Wahrendorf D-S., Höfer T.(2016): Dry bulk cargo shipping — An overlooked threat to the marine environment? *Marine Pollution Bulletin* 110: 511–519
- Hansen, Andreas Reinholt (2021) Artikel på Soefart.dk Efter grundstødning på Bornholm: Nu er 'Beaumaiden' på værft i Tallinn - Søfart (soefart.dk)
- Hansen H. L. (2008). Danske skibsforlis siden 1970. Marstal Søfartsmuseum. 216 sider. HASREP (2005). Response to harmful substances spilled at sea. Task 2 Risk assessment methodology for the transport of hazardous and harmful substances in the European Union maritime waters. Cedre. 32 pp. (ref. fra Häkkinen&Posti 2013)
- HELCOM (2018a), HELCOM Annual report on discharges observed during aerial surveillance in the Baltic Sea, 2018

HELCOM (2018b). Report on shipping accidents in the Baltic Sea from 2014 to 2017. Available at <http://www.helcom.fi/Lists/Publications/Report%20on%20shipping%20accidents%20in%20the%20Baltic%20Sea%20from%202014%20to%202017.pdf>

HELCOM (2019a) Annual report on discharges observed during aerial surveillance in the Baltic Sea 2018. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2020/01/HELCOM-Aerial-Surveillance-Report-2018.pdf>

HELCOM (2019b) Shipping accidents in the Baltic Sea 2018. Available at <https://helcom.fi/media/publications/Ship-accidents-in-the-Baltic-Sea-2018.pdf> UEG (2014). Independent Environmental Group of Experts “Consequences of Pollution Incidents” (UEG) – Opinion dated 22 July 2014. Pollution of the North and Baltic Seas with paraffin. <https://www.bfr.bund.de/cm/349/pollution-of-the-north-and-baltic-seas-with-paraffin.pdf>. Tilgået 20/1/2022.

ITOPF (2014): Response to marine chemical incidents. Technical information paper 17. https://www.itopf.org/fileadmin/uploads/itopf/data/Documents/TIPS_TAPS_new/TIP_17_Response_to_Marine_Chemical_Incidents.pdf

Häkkinen J.M. & Posti A.I. (2013). Overview of Maritime Accidents Involving Chemicals Worldwide and in the Baltic Sea the Baltic Sea (og reference heri) I: Pollution at Sea, Cargo Safety, Environment Protection and Ecology. Maritime Transport & Shipping – Marine Navigation and Safety of Sea Transportation – Weintrit & Neumann (Eds) CRC Press

Jakobsen, H.H., Riemann, B., Blicher-Mathiesen, G., Carstensen, J., Dahl, K., Eigaard, O.R., Feld, L., Frederiksen, M., Galatius, A., Glemarec, G., Larsen, M.M., Markager, S., Pedersen, I.K., Petersen, J.K., Rindorf, A., Stæhr, P., Strand, J., Tairova, Z., Tougaard, J. & Vinther, M. (2021). GAP-analyse: Fremskrivning af menneskelige aktiviteter og presfaktorer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 86 s. - Teknisk rapport nr. 201 <http://dce2.au.dk/pub/TR201.pdf>

Gustavson, K., (2022). Personlig kommunikation i forbindelse med kvalitets sikring af rapporten.

Larsen, J.L., Durinck, J. & Skov, H. (2007). Trends in chronic marine oil pollution in Danish waters assessed using 22 years of beached bird surveys. Marine Pollution Bulletin 54: 1333–1340

Mamaca, E., Girin, M. le Floch, S. & le Zir R. (2009). Review of chemical spills at sea and lessons learnt. A technical append. to the Interspill 2009 conference white paper. 39 pp. (ref. fra Häkkinen & Posti 2013)

Miljøstyrelsen (2021). Digital MiljøAdministration. Tilsynspligtige virksomheder. <https://dma.mst.dk/>. download 21.10.2021

Miljøstyrelsen (2020). MiljøGIS for basisanalyse for vandområdeplaner 2021-2027. <https://mst.dk/service/miljoegis/hent-data/>. Download 11.11.2020

Miljøstyrelsen (2021b). Digitale MiljøAdministration. <https://dma.mst.dk>

Petersen, K. F. (2020). OIL SPILL Project. THE BALTIC CARRIER ACCIDENT IN DENMARK 2001.

<https://beredskab.dk/wp-content/uploads/2020/12/dcpl-baltic-carrier-oil-spill.pdf>

Ritzau (2021) Artikel i Bornholms Tidende 30/12/2021 hentet 10/1/2021. Brite kan udleveres til Danmark efter dødelig skibskollision (tidende.dk)

Schulz M., Fleet D.M., Camphuysen K.C.J., Schulze-Dieckhoff M. & Laursen K. (2017). Oil pollution and seabirds. In: Wadden Sea Quality Status Report 2017. Eds.: Kloepper S. et al., Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. Last updated 01.03.2018. Downloaded 13.12.2021. [Oil pollution and seabirds | Wadden Sea Quality Status Report \(waddensea-worldheritage.org\)](https://waddensea-worldheritage.org/)

SINTEF (2020). Characterization of Low Sulfur Fuel Oils (LSFO – A new generation of marine fuel Oils. Weathering, dispersibility, WAG and toxicity, and ignitability / in-situ burning. K.R. Sørheim, P.S. Daling, D. Cooper, I. Buist, L-G. Faksness, D. Altin, T-A. Pettersen, O.M. Bakke. Sintef Reprot No. OC2020A-050 (<https://hdl.handle.net/11250/2655946>)

Skov, H., Christensen, K.D. & Durinck, D. (1996). Trends in marine oil pollution in Denmark 1984-1995. Working report no. 75. Ministry of Environment and Energy, Denmark.

Suaria, G., Aliani, S., Merlino, A. and Abbate, M. (2018). The Occurrence of Paraffin and Other Petroleum Waxes in the Marine Environment: A Review of the Current Legislative Framework and Shipping Operational Practices. Front. Mar. Sci., 27 March 2018 | <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00094>

OSPAR (2021) Assessment of the OSPAR Report on Discharges, Spills and Emissions from Offshore Installations, 2009 – 2019. Offshore Oil&gas Industry Series publication no. 803.

<https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/committee-assessments/off-shore-industry/discharges-spills-emissions/assessment-report/2009-2019/>

Søfartsstyrelsen (2018). IMO routes 2020. [Ruter Kattegat og Skagerrak | Søfartsstyrelsen \(soefartsstyrelsen.dk\)](https://soefartsstyrelsen.dk/)

Youssuf A.M. & Paik J.K. (2018). Hazard identification and scenario selection of ship grounding accidents. Ocean Engineering 153 (2018) 242–255

9.1.3 Referencer kapitel 3

Bonn Agreement. (1994). European classification system. Bonn Agreement: Counter-Pollution Manual. London.

https://www.bonnagreement.org/site/assets/files/1081/bonn_agreement_counter_pollution_manual.pdf

GESAMP (2019) GESAMP HAZARD EVALUATION PROCEDURE FOR CHEMICALS CARRIED BY SHIPS, 2019. Reports and Studies 102. Available at <http://www.gesamp.org/site/assets/files/2133/rs102e.pdf>

IMO (2020) Report of the fifty-seventh session of the GESAMP Working Group on the Evaluation of the Hazards of Harmful Substances Carried by Ships. GESAMP reports and studies no. 107. Available at http://www.gesamp.org/site/assets/files/2199/report_of_the_57th_session.pdf

Johansen, Ø. Rye, H. Melbye, A. G. Jensen, H. V. Serigstad, B. Knutsen, T (2001) DEEP SPILL JIP -EXPERIMENTAL DISCHARGES OF GAS AND OIL AT HELLAND HANSEN – JUNE 2000, TECHNICAL REPORT STF66 F01082. Available at <https://www.bsee.gov/sites/bsee.gov/files/osrr-oil-spill-response-research/377aa.pdf>

Leighton, T., White, P. (2011). Quantification of undersea gas leaks from carbon capture and storage facilities, from pipelines and from methane seeps, by their acoustic emissions. Proc. R. Soc. A: Math. Phys. Eng. Sci. 468, 485–510. <https://doi.org/10.1098/rspa.2011.0221>.

OSPAR Commission 2001 (2004 update): Polychlorinated Biphenyls (PCBs). Hazardous Substances Series publication nr. 134. Available at <https://www.ospar.org/documents?v=6918>

OSPAR Commission (2008). Review Statement for the OSPAR Background Document on PCBs.

Publications nummer 352e/2008 <https://www.ospar.org/documents?d=7125>

9.1.4 Referencer kapitel 4

Alcaro L., Brandt J., Giraud W., Mannozi M., Nicolas-Kopec A. (2021). MARINE HNS RESPONSE MANUAL Multi-regional Bonn Agreement, HELCOM, REMPEC. Project WestMopoco, 321 p. www.westmopoco.rempec.org

Amara, I., Miled, W., Slama, R.B., Ladhari, N. (2018). Antifouling processes and toxicity effects of antifouling paints on marine environment. A review Environmental Toxicology and Pharmacology 57, p1382-6689. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2017.12.001>

Erichsen A.C.; Møhlenberg F., Timmermann K., Christensen J. PA, Göke C. (2019). 74 s. Aarhus Universitet og DHI. December 2019. Gennemgang af grundlaget for afgrænsning, karakterisering og typeinddeling af kystvande i vandområdeplanerne DHI- rapport

Emodnet (2020a). VesselDensity 2020 average. <https://www.emodnet-humanactivities.eu/view-data.php> download 19.11.2021

Gao K., Beardall J., Häder, D-P., Hall-Spencer, J. M. Gao G., Hutchins D. A. (2019) Effects of Ocean Acidification on Marine Photosynthetic Organisms Under the Concurrent Influences of Warming, UV Radiation, and Deoxygenation. Frontiers in Marine Science 6322

Grote M., Mazurek N., Gräbsch C., Zeilinger J., Le Floch S., Wahrendorf D-S., Höfer T. (2016): Dry bulk cargo shipping — An overlooked threat to the marine environment? Marine Pollution Bulletin 110: 511–519y

Hansen, JW & Høgslund, S (red) (2021), Marine områder 2019: NOVANA. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 418, Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus. <https://dce2.au.dk/pub/SR418.pdf>

HELCOM (2013). Nursery areas fish shallow water (BRISK). <https://metadata.helcom.fi/geonetwork/srv/eng/catalog.search#/metadata/219845d1-11a4-429f-a4c4-60b734d41e18>

Hernández-Moreno, David; Blázquez, María; Andreu-Sánchez, Oscar; Bermejo-Nogales, Azucena og Fernández-Cruz, María Luisa (2019) Acute hazard of biocides for the aquatic environmental compartment from a life-cycle perspective *Science of The Total Environment* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.186>

Jasperse, L., Levin, M., Tsantiris, K., Smolowitz, R., Perkins, C., Ward, J. E., & De Guise, S. (2018). Comparative toxicity of Corexit® 9500, oil, and a Corexit®/oil mixture on the eastern oyster, *Crassostrea virginica* (Gmelin). *Aquatic Toxicology*, 203(July), 10–18. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.07.015>

Johnston, E. L., & Mayer-Pinto, M. (2015). Pollution: effects of chemical contaminants and debris. In T. P. Crowe and C. L. J. Frid. (Ed.), *Marine Ecosystems: Human Impacts on Biodiversity, Functioning and Services* (pp. 244–273). Cambridge University Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1017/CBO9781139794763.009>

Leth, J.O. (ed.) et al., (2021). Seabed sediment of Denmark. Digital map. <https://data.geus.dk/MetaVis/Klik.jsp?id=2167&lang=da>

Mayer-Pinto, M., Ledet, J., Crowe, T. P., & Johnston, E. L. (2020). Sublethal effects of contaminants on marine habitat-forming species: a review and meta-analysis. *Biological Reviews*, 95(6), 1554–1573. <https://doi.org/10.1111/brv.12630>

Miljøstyrelsen (2016). Vandområdeplan 2015-2021. <https://mst.dk/service/miljoegis/hent-data/>. Download 06.12.2017

Miljøstyrelsen 2020a. MiljøGIS for basisanalyse for vandområdeplaner 2021-2027. <https://mst.dk/service/miljoegis/hent-data/>. Download 11.11.2020

Miljøstyrelsen 2020b. Marine naturtyper (2004-2018). <https://www.geodata-info.dk/srv/dan/catalog.search#/metadata/bd87fc5d-f43a-4bc0-8583-29c9f960ac35>

Miljøstyrelsen 2020c. Natura 2000-Basisanalyse 2022-27. <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=natura2000planer3basis2020> download 29.9.2020

Neuparth T, Capela R, Rey-Salgueiro L, Moreira SM, Santos MM, Reis-Henriques MA. (2013). Simulation of a Hazardous and Noxious Substances (HNS) spill in the marine environment: lethal and sublethal effects of acrylonitrile to the European seabass. *Chemosphere*. Oct; 93(6):978-85. doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.05.064. Epub 2013 Jun 22. PMID: 23800594

9.1.5 . Referencer kapitel 5

Al-Hamdani, Z., Hansen, L.Ø. , Andersen, M.S. , Witt, N., Owen , M., Dahlin, A., Rödel , L.G., Bennike , O., Ernstsén , V.B., Jensen (QC) , J.B., Nicolaisen , J., Gai , F., Jensen , D.J., Kjellerup , S., Stæhr , M.W., Poulsen , L.K., Schmidt (QC), L.B. (2021).Marin habitatkortlægning i Nordsøen 2019-2020. Østlige Nordsøen og Doggerbanke Tail End, Miljøstyrelsen

Ashauer R, Hintermeister A, Potthoff E, Escher BI. (2011). Acute toxicity of organic chemicals to *Gammarus pulex* correlates with sensitivity of *Daphnia magna* across most modes of action. *Aquat Toxicol.* May; 103(1-2):38-45. doi: 10.1016/j.aquatox.2011.02.002. Epub 2011 Feb 15. PMID: 21392493

Bekendtgørelse af 12/11/2021 Bekendtgørelse om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arterBek. <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2021/2091>

Bibak et al (2020). Marine macro-algae as a bio-indicator of heavy metal pollution in the marine environments, Persian Gulf

Das, K., Vossen, A., Tolley, K. et al. (2006). Interfollicular Fibrosis in the Thyroid of the Harbour Porpoise: An Endocrine Disruption?. *Arch Environ Contam Toxicol* 51, 720–729 <https://doi.org/10.1007/s00244-005-0098-4>

Desforges, J.P., Hall, A., McConnell, B., Rosing-Asvid, A., Barber, J.L., Brownlow, A., De Guise, S., Eulaers, I., Jepson, P.D., Letcher, R.J., Levin, M., Ross, P.S., Samarra, F., Víkingsson, G., Sonne, C. and Dietz, R. (2018) Predicting global killer whale population collapses from PCB pollution.. *Science* vol. 361, issue 6409 pp. 1373-1376. <https://doi.10.1126/science.aat1953>

EEA (2021).Natura 2000 data - the European network of protected sites. Download from <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/natura-12>

García, S., Perry, A.L., Blanco, J., Álvarez, H., Petersen, H.C., Maaholm,D.J., Paulomäki, H. & Aguilar, R. (2019). Protecting the North Sea: Northern Danishwaters. *Oceana*, Madrid. 106 p.

Hawkins et al (2018) Impacts and Environmental Risks of Oil Spills on Marine Invertebrates, Algae and Seagrass: A Global Review from an Australian Perspective. *Oceanography and Marine Biology*, CRC press, 60 sider

HELCOM (2013). Nursery areas fish shallow water (BRISK). <https://metadata.helcom.fi/geonetwork/srv/eng/catalog.search#/metadata/219845d1-11a4-429f-a4c4-60b734d41e18>Karam, Q., & Al-Wazzan, Z. (2021). Toxicity of petroleum hydrocarbons to Brachyuran crabs: A review of deleterious effects of oil-related xenobiotics on life stages. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 101(3), 561-576. doi:10.1017/S0025315421000370

Leth, J.O. (ed.) et al., (2021). Seabed sediment of Denmark. Digital map. <https://data.geus.dk/MetaVis/Klik.jsp?id=2167&lang=da>Miljø- og Fødevarerministeriet (2019). Danmarks Havstrategi II – første del. https://mfvm.dk/fileadmin/user_upload/MFVM/Natur/Havstrategi/HSII_foerste_del_-_endelig_udgave.pdf

- Miljøministeriet (2021). Udkast til udpegning af nye beskyttede havstrategi-områder i Nordsøen og Østersøen omkring Bornholm – Høringsudgave
- Miljøstyrelsen (2016). Vandområdeplan 2015-2021. <https://mst.dk/service/miljoegis/hent-data/>. Download 06.12.2017
- Miljøstyrelsen 2020a. MiljøGIS for basisanalyse for vandområdeplaner 2021-2027. <https://mst.dk/service/miljoegis/hent-data/>. Download 11.11.2020
- Miljøstyrelsen 2020b. Marine naturtyper (2004-2018). <https://www.geodata-info.dk/srv/dan/catalog.search#/metadata/bd87fc5d-f43a-4bc0-8583-29c9f960ac35>
- Miljøstyrelsen 2020c. Natura 2000-Basisanalyse 2022-27. <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=natura2000planer3basis2020> download 29.9.2020
- Miljøstyrelsen (2021). Nyheder, Nye Marine fuglebeskyttelses områder er udpeget. <https://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2021/dec/nye-marine-fuglebeskyttelsesomraader-er-udpeget/>
- Naturstyrelsen (2016). Udpegning af havstrategi-områder i Kattegat. <https://naturstyrelsen.dk/media/197540/udpegning-af-havstrategi-omraader-i-kattegat.pdf>
- Pawar et al (2019). Effects of salinity and temperature on the acute toxicity of the pesticides, dimethoate and chlorpyrifos in post-larvae and juveniles of the whiteleg shrimp
- Petersen, I.K. & Nielsen, R.D. (2011). Abundance and distribution of selected waterbird species in Danish marine areas. Report commissioned by Vattenfall A/S. National Environmental Research Institute, Aarhus University, Denmark. 62 pp.
- Schwacke L H, Smith C R, Townsend F I, Wells R S, Hart L B, Balmer B C et al, 2014 Health of Common Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) in Barataria Bay, Louisiana, Following the Deepwater Horizon Oil Spill Environmental Science & Technology 2014 48 (1), 93-103 DOI: 10.1021/es403610f
- Johnston R. K. et al., (2003). Assessing the ecological risk of creating artificial reefs from ex-warships. Oceans. Celebrating the Past ... Teaming Toward the Future (IEEE Cat. No.03CH37492), pp. 804-811 Vol.2, doi: 10.1109/OCEANS.2003.178419.
- Schulz M., Fleet D.M., Camphuysen K.C.J., Schulze-Dieckhoff M. & Laursen K. (2017) Oil pollution fukraineand seabirds. In: Wadden Sea Quality Status Report 2017. Eds.: Kloepper S. et al., Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. Last updated 01.03.2018. Downloaded 16.12.2021. qsr.waddensea-worldheritage.org/reports/oil-pollution-and-seabirds
- Søfartsstyrelsen (2018). IMO routes 2020. [Ruter Kattegat og Skagerrak | Søfartsstyrelsen \(soefartsstyrelsen.dk\)](https://www.sofartsstyrelsen.dk/ruter-kattegat-og-skagerrak)
- Søfartsstyrelsen (2021). Danmarks første havplan. <https://www.sofartsstyrelsen.dk/vaekst-and-rammevilkaar/havplan> (download 31.03.2021)

Tairova, Z. & Strand, J. (2022). Biological effect measurements in *Gammarus* spp. and *Corophium volutator* as indicators of toxic effects of hazardous substances in Danish coastal waters. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy in preparation

Tougaard et al (2018). MARINE MAMMALS IN RELATION TO THE ALTERNATIVE ROUTE NORTH OF BORNHOLM NORD STREAM 2 PROJECT SR289

Zou E. (2005). Impacts of xenobiotics on crustacean molting: the invisible endocrine disruption. *Integr Comp Biol.* Jan;45(1):33-8. doi: 10.1093/icb/45.1.33. PMID: 21676742.

9.1.6 Referencer kapitel 6

Ambjörn, C., Liungman, O., Mattsson, J., & Håkansson, B. (2014). Seatrack Web: the HELCOM tool for oil spill prediction and identification of illegal polluters. In *Oil Pollution in the Baltic Sea* (pp. 155-183). Springer, Berlin, Heidelberg.

Arneborg, L., Höglund, A., Axell, L., Lensu, M., Liungman, O., & Mattsson, J. (2017). Oil drift modeling in pack ice—sensitivity to oil-in-ice parameters. *Ocean Engineering*, 144, 340-350.

BEK nr 372 af 25/05/2016 Risikobekendtgørelsen. Bekendtgørelse om kontrol med risikoen for større uheld med farlige stoffer. <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2016/372> (gældende dec. 2021)

BEK nr. 2080 af 15/11/2021 Godkendelsesbekendtgørelsen. Bekendtgørelse om godkendelse af listevirksomhed. <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2021/2080> (gældende dec. 2021)

Christensen, A., Tsiaras, K., Murawski, J., Hatzonikolakis, Y., She, J., St John, M., & Brouwer, R. (2021). A Cross Disciplinary Framework for Cost-Benefit Optimization of Marine Litter Clean-up at Regional Scale. *Frontiers in Marine Science*.

Christiansen, B. M., (2003). 3D Oil Drift and Fate Forecast at DMI. Technical Report No. 03-36. Danish Meteorological Institute, Denmark.

COWI (2007). Risikoanalyse Olie- og kemikaliefurening i danske farvande, Forsvarsministeriet, rapport nummer 63743-1-01.

Daling, P. S., & Strøm, T. (1999). Weathering of oils at sea: model/field data comparisons. *Spill Science & Technology Bulletin*, 5(1), 63-74.

EU-forordning EF 1227/2008. Regulation (EC) No. 1272/2008 of the European Parliament and of the Council on classification, labelling and packaging of substances and mixtures, amending and repealing Directives 67/548/EEC and 1999/45/EC, and amending Regulation (EC) No 1907/2006. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008R1272&from=en>

Galieriková A., Dávid A., Maternac M., Makod P. (2021) Study of maritime accidents with hazardous substances involved: comparison of HNS and oil behaviours in marine environment. *Transportation Research Procedia* 55: 1050–1064, 14th International scientific conference on sustainable, modern and safe transport

Korpinen, S., Meski, L., Andersen, J. H., & Laamanen, M. (2012). Human pressures and their potential impact on the Baltic Sea ecosystem. *Ecological Indicators*, 15(1), 105-114.

Larsen J. Mohn C. Pastor A. Maar M. (2020). A versatile marine modelling tool applied to arctic, temperate and tropical waters *PLOS ONE*, Bind 15, Nr. 4, e0231193, 04.2020.

Lim, G. J., Cho, J., Bora, S., Biobaku, T., & Parsaei, H. (2018). Models and computational algorithms for maritime risk analysis: a review. *Annals of Operations Research*, 271(2), 765-786.

Maar, M., Larsen, J., Dahl, K., & Riemann, B. (2018a). Modelling the environmental impacts of future offshore fish farms in the inner Danish waters. *Aquaculture Environment Interactions*, 10, 115-133.

Maar, M., Larsen, M. M., Tørring, D., & Petersen, J. K. (2018b). Bioaccumulation of metals (Cd, Cu, Ni, Pb and Zn) in suspended cultures of blue mussels exposed to different environmental conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 201, 185-197.

Ribergaard, M. H. (2011). Ensemble oil drift modelling for bottom spill off Southwest Greenland. Danish Meteorological Institute. Technical Report 11-02.

Ribergaard, M. H., Wilkenskeld, S., & Nielsen, J. W. (2010). Ensemble oil drift modeling off Southwest Greenland. Technical Report 10-19.

Schourup-Kristensen, V., Maar, M., Larsen, J., Mohn, C., Murawski, J., She, J., & Jakobsen, H. H. (2021). Methodology for defining homogeneous water bodies for management purposes. *Marine Pollution Bulletin*, 173, 113004.

van Gils, J., Posthuma, L., Cousins, I. T., Lindim, C., de Zwart, D., Bunke, D., ... & Brack, W. (2019). The European Collaborative Project SOLUTIONS developed models to provide diagnostic and prognostic capacity and fill data gaps for chemicals of emerging concern. *Environmental Sciences Europe*, 31(1), 1-8.

10 Bilag

10.1 Ordliste

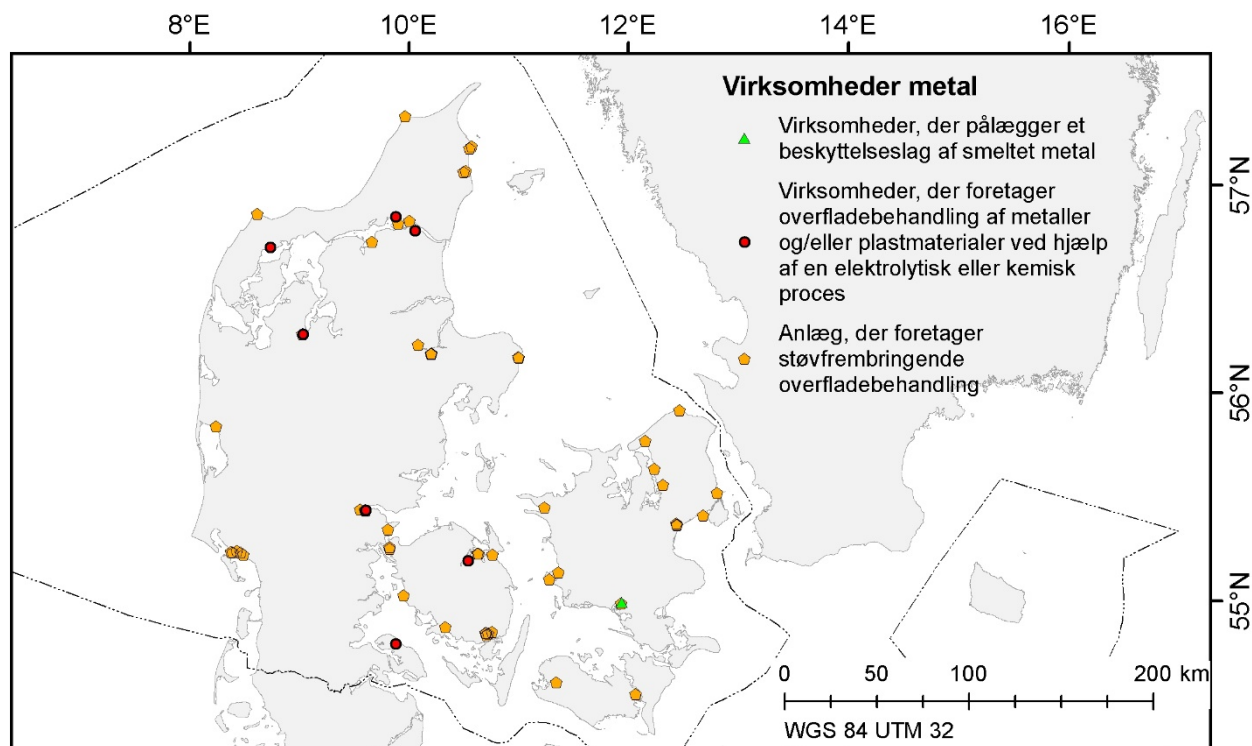
AIS	Automatic identification system der bruges til at kommunikere skibes position og formidle information om skibet til skibs trafik services (VTS – Vessel traffic services) for sikrere navigation. www.marinetraffic.com
CAMP	Comprehensive Atmospheric Monitoring Programme (OSPARs luft overvågningsprogram) https://www.ospar.org/work-areas/hasec/hazardous-substances/camp
CEMP	Co-ordinated Environmental Monitoring Programme (OSPARs marine overvågningsprogram) https://www.ospar.org/work-areas/cross-cutting-issues/cemp
ECMWF	European Centre for Medium-Range Weather Forecasts vejrmodel for hele Jorden til forudsigelse af vejret op til 10 dage frem, https://www.ecmwf.int/en/forecasts
FlexSem	Model software til flexibel simulering. https://marweb.bios.au.dk/Flexsem
GIS	Geografisk Information System. I denne rapport er ArcGIS anvendt, men der findes en række forskellige systemer (fx MapInfo og QGIS) https://www.esri.com/ ; https://www.precisely.com/ ; https://qgis.org/en/site/
HIRLAM	High Resolution Limited Area Model fortrinsvis udviklet af de nordiske meteorologiske institutter, http://www.hirlam.org
RID	Riverine Inputs and Direct Discharges (OSPARs ferskvands overvågnings program for floder og vandløb) https://www.ospar.org/work-areas/hasec/hazardous-substances/rid

OSPAR	Oslo-Paris kommissionen, regional konvention for Nordsøen (incl. Kattegat og Skagerrak) www.ospar.org
HELCOM	Helsinki kommissionen. Regional konvention for Østersøen inklusiv Kattegat www.HELCOM.fi
TMAP	Trilateral Monitoring and Assessment Program, overvågningsprogram for Vadehavssamarbejdet imellem Danmark, Tyskland og Holland. https://www.waddensea-worldheritage.org
IMO	International Maritime Organisation. FN's https://www.imo.org/en
GESAMP	Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, ekspert gruppe der siden 1969 har rådgivet IMO om videnskabelige aspekter af beskyttelse af det marine miljø. http://www.gesamp.org/
SEBC	Standard European Behaviour Classification, kode for generelle fysisk kemiske egenskaber, som afgør hvor i vandsøjlen et stof vil befinde sig (se figur 3.1)

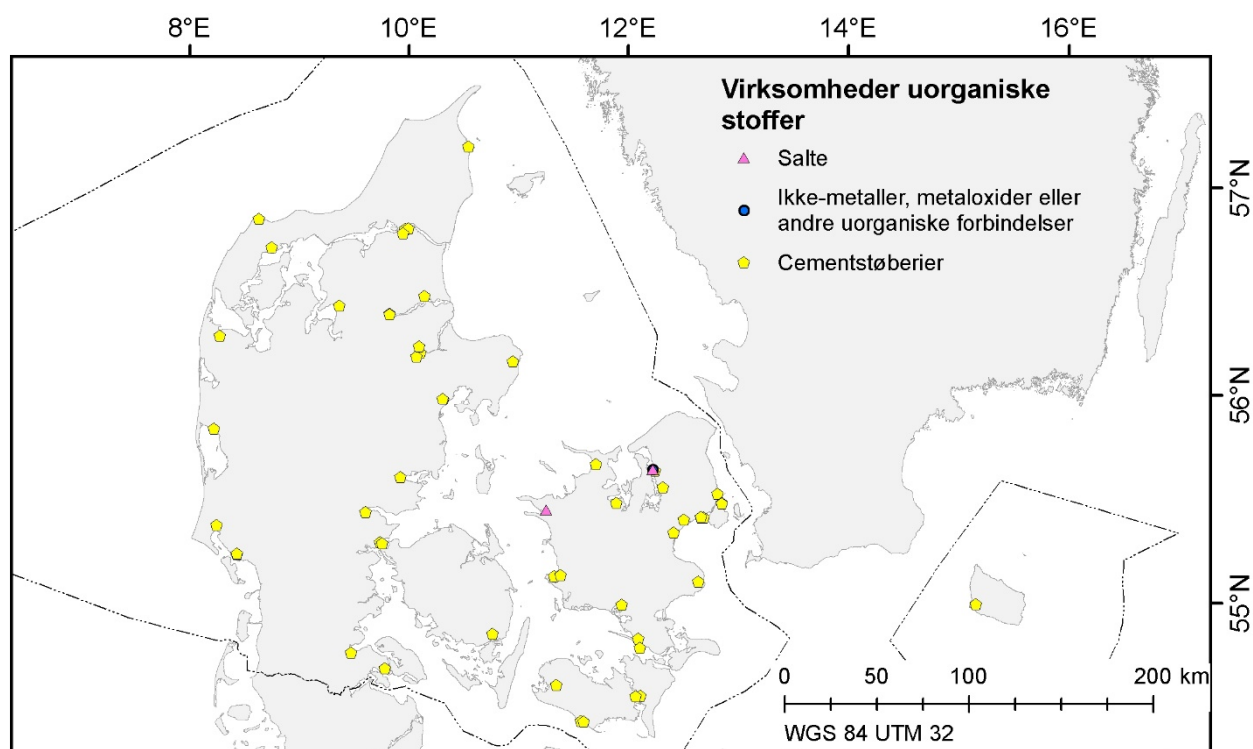
10.2 Udvalgte listevirksomheder fordelt på virksomhedstype

Bemærk, at ingen af virksomhederne på kortene nedenfor forventes at give anledning til akut forurening for større områder under normale omstændigheder, men afhængig af oplagens størrelse og faktiske kemikalier i dem, kan de give anledning til akut forurening i tilfælde af katastrofale læk.

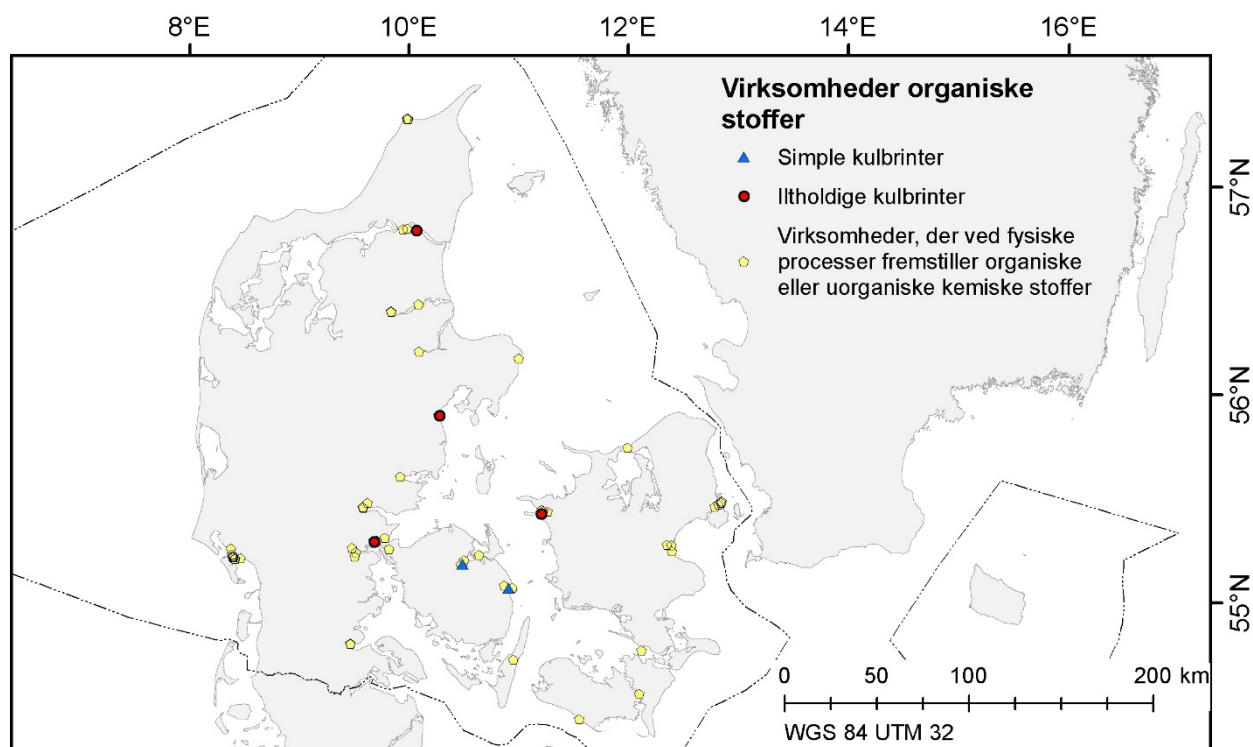
Virksomhedernes placering efter kategori er vist på figur 10.2.1 til 10.2.7 nedenfor, og en oversigt over afstanden af de enkelte virksomheder og kategorien fra databasen (Miljøstyrelsen 2021) er vist efter kortene i tabel 10.1.



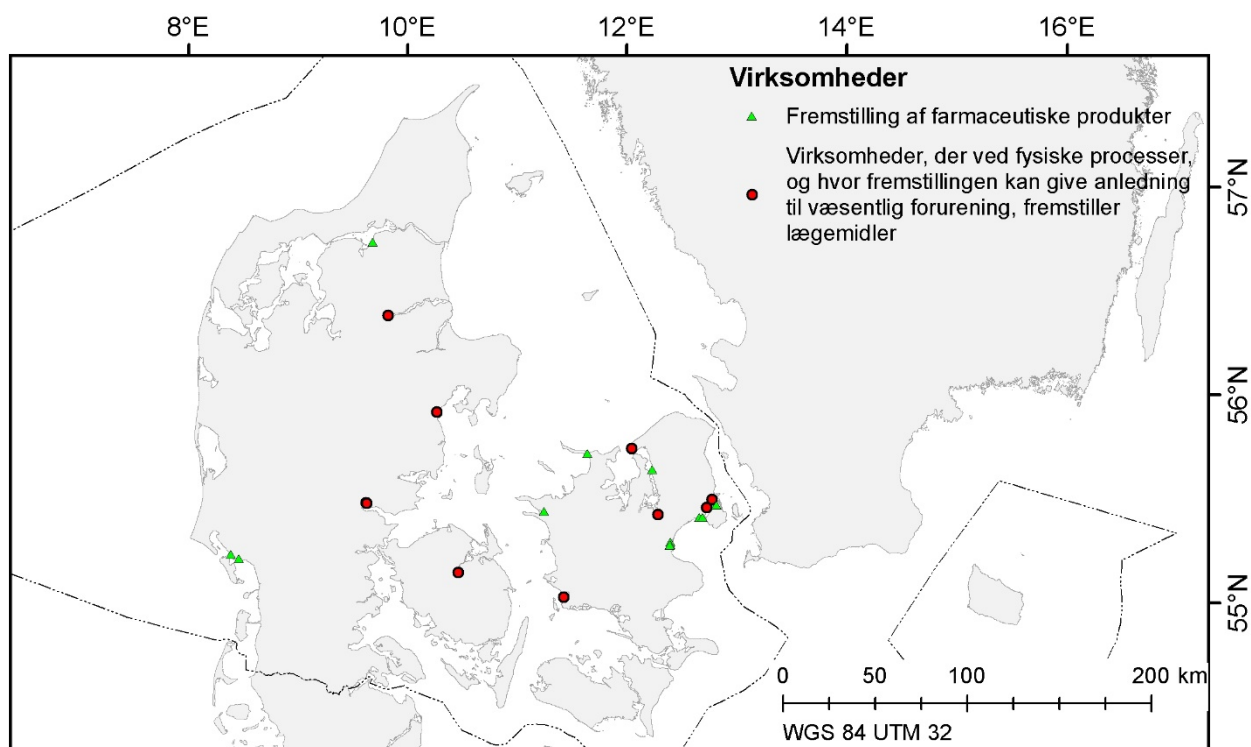
Figur 10.2.1 Virksomheder der arbejder med metaller under 3 km fra kysten. Røde kategorier er de eneste umiddelbare kandidater til akut forurening pga. lagre af overfladebehandlingsmidler. De øvrige er fortrinsvis faststof, som kun kan give meget lokal akut forurening, da de ikke forventes at komme i store mængder til vandmiljøet eller kan graves op igen relativt nemt (støv partikler kan dog blæse ud over kystlinjen).



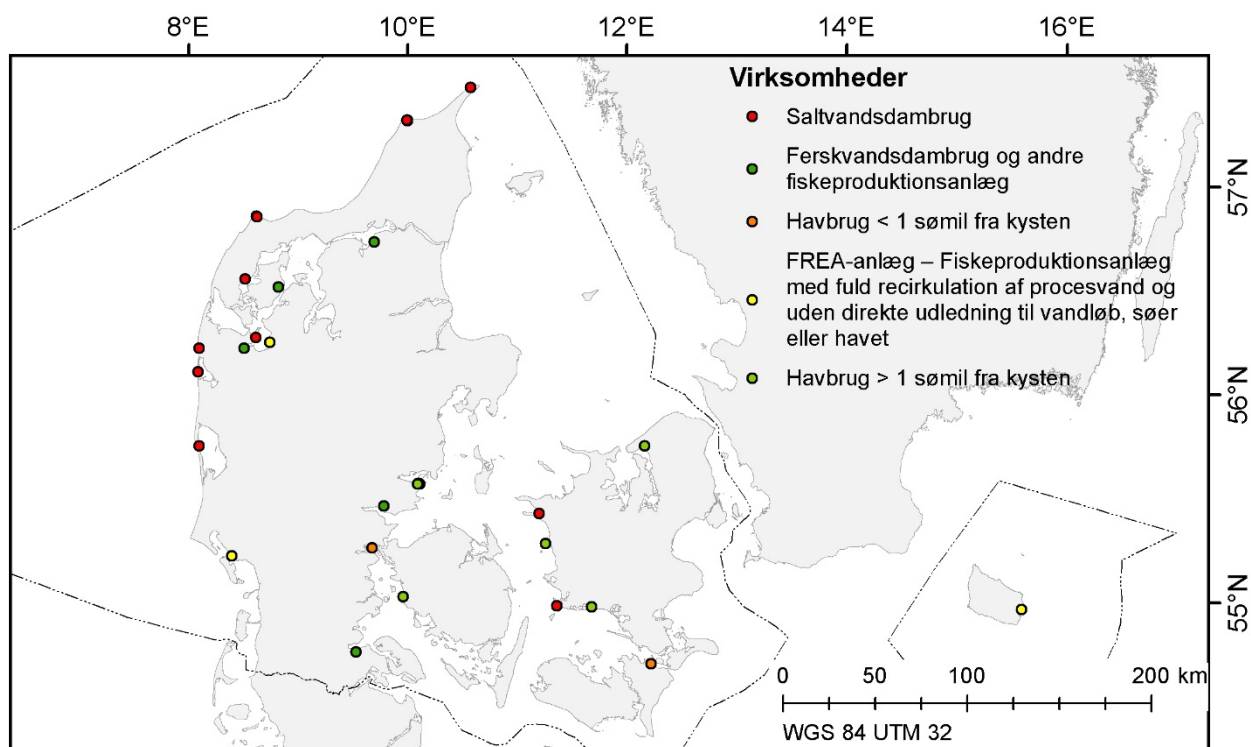
Figur 10.2.2 Virksomheder, der fremstiller eller arbejder med uorganiske stoffer under 3 km fra kysten.



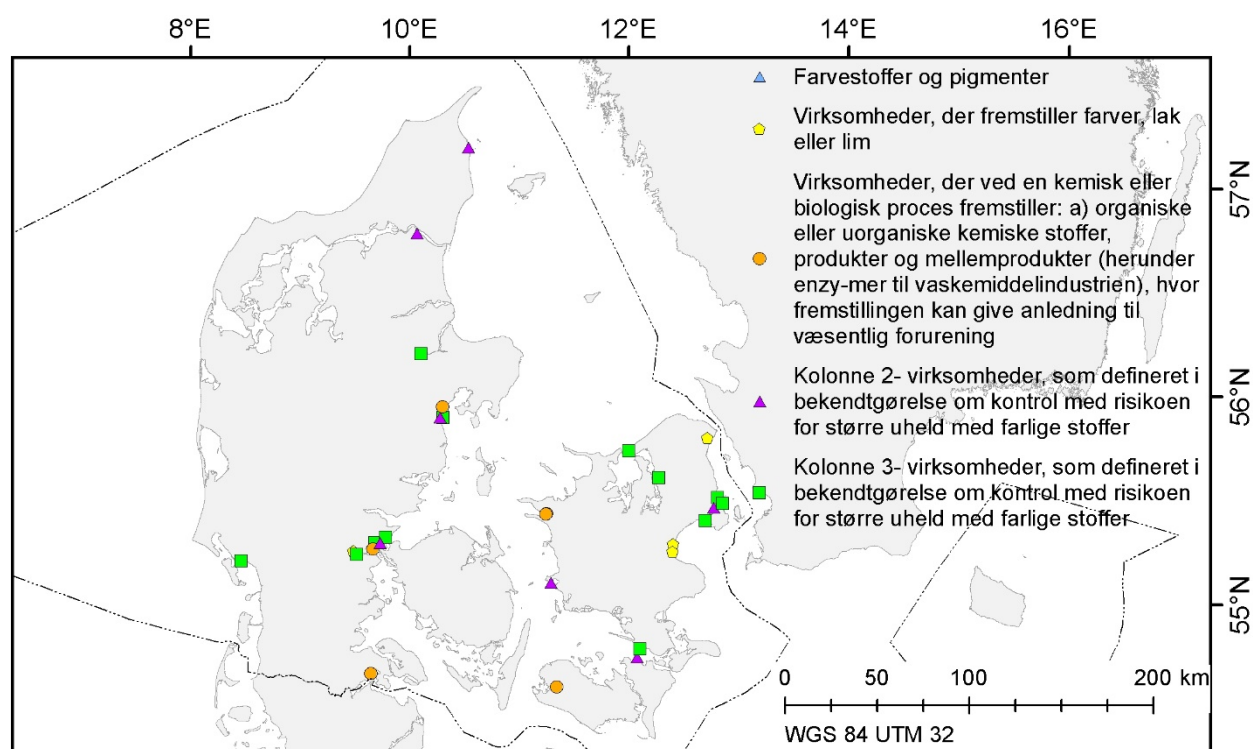
Figur 10.2.3 Virksomheder, der fremstiller eller arbejder med organiske stoffer under 3 km fra kysten.



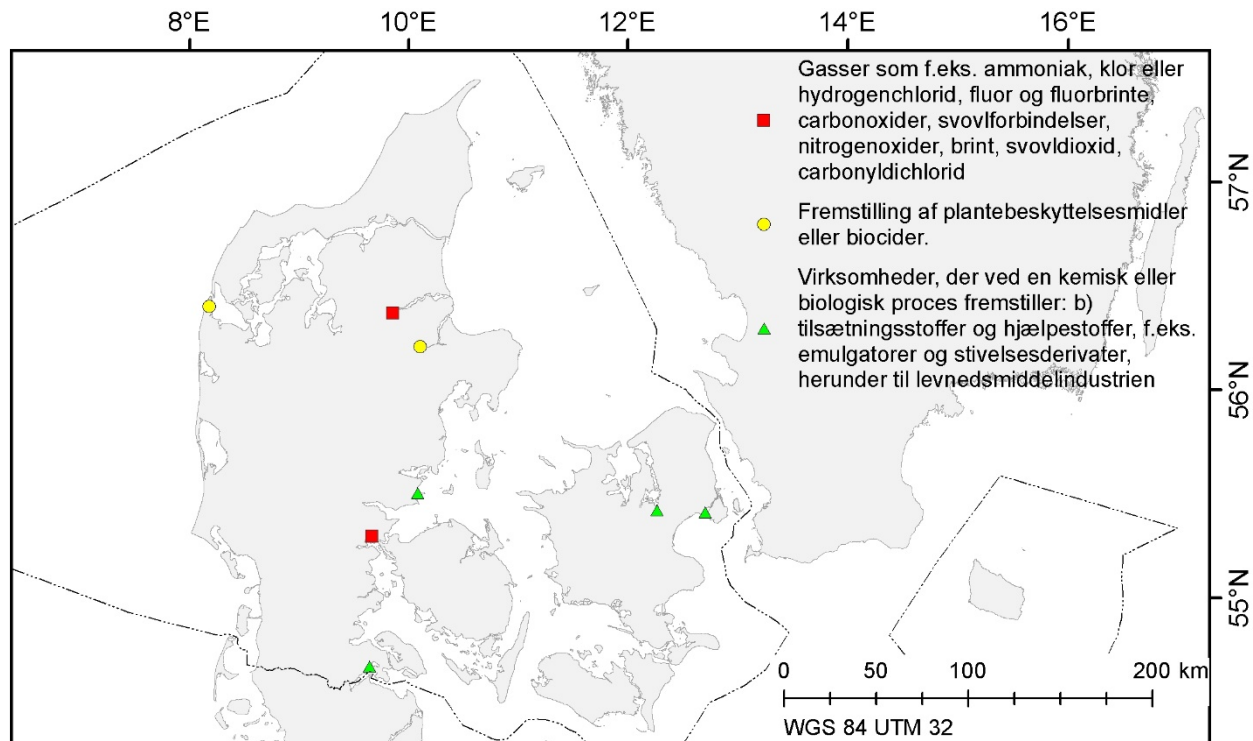
Figur 10.2.4 Virksomheder, der fremstiller farmaceutiske produkter og lægemidler under 3 km fra kysten.



Figur 10.2.5 Dambrug og havbrug under 3 km fra kysten (eller placeret i havet).



Figur 10.2.6 Kystnære industrivirksomheder under 3 km fra kysten. Bemærk at kolonne 3 virksomheder har større oplag end kolonne 2 virksomheder, se kapitel 2.6.



Figur 10.2.7 Gas-, pesticid- og fødevarer-virksomheder under 3 km fra kysten.

Tabel 10.1. Oversigt over virksomhedstypers afstand til kysten vandbaseret på virksomheder inddelt i afstand indenfor 100 m, mellem 0,1 – 0,5 km og mellem 0,5 – 3 km, samt samlet < 3 km fra kysten for landbaserede virksomheder (alle havbrug < 0,1 km), baseret på hovedaktiviteter og virksomhedskoordinationer, med antal virksomheder, kategori fra MSTs database (Miljøstyrelsen 2021). Tallene foran teksten refererer til BEK nr. 2080 af 15/11/2021 (tabel 3.7). hoved/biaktiviteter.

Kategori	<0,1	– 0,5	– 3	<3 km	Hovedaktivitet efter forventet risiko (nederst er størst risiko)
Fisk		8	5	13	I 203. Havbrug, dvs. opdrætsanlæg bestående af netbure, trådkasser eller lignende placeret i marine vandområder, hvor det samlede anlæg er beliggende nærmere end 1 sømil fra kysten, og hvis drift forudsætter anvendelse af foder.
Fisk		1	4	5	I 204. FREA-anlæg – Fiskeproduktionsanlæg med fuld recirkulation af procesvand og uden direkte udledning til vandløb, søer eller havet, dog undtaget anlæg til åleopdræt.
Fisk	1	1	2	4	I 202. Ferskvandsdambrug og andre fiskeproduktionsanlæg, bortset fra fiskeproduktionsanlæg med fuld recirkulation og uden direkte udledning til vandløb, søer eller havet.
Fisk	1	2	1	4	I 201. Saltvandsdambrug, bortset fra fiskeproduktionsanlæg med fuld recirkulation og uden direkte udledning til vandløb, søer eller havet.
Fisk	3	7	8	18	I 205. Havbrug, dvs. opdrætsanlæg bestående af netbure, trådkasser eller lignende placeret i marine vandområder, der helt eller delvist er beliggende længere end 1 sømil fra kysten, og hvis drift forudsætter anvendelse af foder (s). S angiver at Miljøstyrelsen er godkendelsesmyndighed
Gas		2	3	5	4.2.a) Gasser som fx. ammoniak, klor eller hydrogenklorid, fluor og fluorbrinte, carbonoxider, svovlforbindelser, nitrogenoxider, brint, svovldioxid, carbonyldiklorid. (s) angiver, at Miljøstyrelsen er godkendelsesmyndighed.
Fødevare			2	2	D 210 b). Virksomheder, der ved en kemisk eller biologisk proces fremstiller: b) tilsætningsstoffer og hjælpestoffer, fx. emulgatorer og stivelsesderivater, herunder til levnedsmiddelindustrien, hvor fremstillingen kan give anledning til væsentlig forurening, og som ikke er omfattet af punkt 4.1 til 4.5 eller 6.4 i bilag 1. (s) angiver, at Miljøstyrelsen er godkendelsesmyndighed.
Industri		1		1	4.1.j) Farvestoffer og pigmenter. (s) angiver, at Miljøstyrelsen er godkendelsesmyndighed.
Industri		2	2	4	D 206. Virksomheder, der fremstiller farver, lak eller lim, med en produktionskapacitet på mindst 3000 t/år.
Industri		2	4	6	D 210 a). Virksomheder, der ved en kemisk eller biologisk proces fremstiller: a) organiske eller uorganiske kemiske stoffer, produkter og mellemprodukter (herunder enzymer til vaskemiddelindustrien), hvor fremstillingen kan give anledning til væsentlig forurening, og som ikke er omfattet af punkt 4.1 til 4.5 eller 6.4 i bilag 1. (s) angiver, at Miljøstyrelsen er godkendelsesmyndighed.
Industri	1	3	3	7	J 201. Kolonne 2- virksomheder, som defineret i bekendtgørelse om kontrol med risikoen for større uheld med farlige stoffer.
Industri	1	6	7	14	J 209. Kolonne 3- virksomheder, som defineret i bekendtgørelse om kontrol med risikoen for større uheld med farlige stoffer, bortset fra virksomheder omfattet af listepunkt C 201, C 204 og D 212.
Metal		4	13	17	A 201. Virksomheder, der pålægger et beskyttelseslag af smeltet metal, herunder varmforzinkningsvirksomheder, når mængden af materiale, som skal pålægges smeltet metal, er mindre end eller lig med 2 tons pr. time.
Metal			10	10	A 202. Virksomheder, der foretager overfladebehandling af metaller og/eller plastmaterialer ved hjælp af en elektrolytisk eller kemisk proces, når det samlede volumen af de anvendte kar (forbehandlingsbade, procesbade og aftræksbade, men eksklusive skyllekar) er mindre end eller lig med 30 m ³ , men over 5 m ³ . Er behandlingkarrenes volumen større end 30 m ³ , kan din aktivitet være omfattet af punkt 2. Gå tilbage til oversigten, og find frem til 2.6.
Metal			1	1	A 203. Anlæg, der foretager støvfrembringende overfladebehandling, herunder slibning, sandblæsning og pulverlakering, af emner af jern, stål eller andre metaller, når den samlede udsugningskapacitet overstiger 10.000 normal m ³ pr. time. Anlæg, der foretager overfladebehandling af emner af jern, stål og andre metaller, herunder undervognsbehandling,

					når kapaciteten til forbrug af organiske opløsningsmidler overstiger 6 kg pr. time, bortset fra anlæg, der er omfattet af bilag 1, punkt 6.7.
Uorganisk			7	7	4.2.e) Ikke-metaller, metaloxider eller andre uorganiske forbindelser som fx. calciumkarbid, silicium, siliciumkarbid. (s) angiver, at Miljøstyrelsen er godkendelsesmyndighed.
Uorganisk	5	7	44	56	4.2.d) Salte som fx. ammoniumklorid (salmiak), kaliumklorat, kaliumkarbonat (potaske), natriumkarbonat (soda), perborater, sølvnitrat. (s) angiver, at Miljøstyrelsen er godkendelsesmyndighed.
Uorganisk		1	3	4	B 202. Cementstøberier, betonstøberier og betonblanderier
Lægemiddel	1	4	1	6	D 202. Virksomheder, der ved fysiske processer, og hvor fremstillingen kan give anledning til væsentlig forurening, fremstiller lægemidler.
Lægemiddel	1	1		2	4.5. Fremstilling af farmaceutiske produkter, herunder mellemprodukter. (s) angiver, at Miljøstyrelsen er godkendelsesmyndighed.
Pesticid	17	14	12	43	4.4. Fremstilling af plantebeskyttelsesmidler eller biocider. (s) angiver, at Miljøstyrelsen er godkendelsesmyndighed.
Organisk	2	3	6	11	4.1.a) Simple kulbrinter (lineære eller cykliske, mættede eller umættede, alifatiske eller aromatiske). (s) angiver, at Miljøstyrelsen er godkendelsesmyndighed.
Organisk			1	1	4.1.b) Iltholdige kulbrinter som fx. alkohol, aldehyder, ketoner, kulstofsyrer, estere og blandinger af estere, acetater, ethere, peroxider og epoxyharpikser. (s) angiver, at Miljøstyrelsen er godkendelsesmyndighed.
Organisk	1	1		2	D 201. Virksomheder, der ved fysiske processer fremstiller organiske eller uorganiske kemiske stoffer, produkter eller mellemprodukter, herunder enzymer, hvor fremstillingen kan give anledning til væsentlig forurening. Oplag af organiske eller uorganiske kemiske stoffer, produkter eller mellemprodukter, herunder enzymer, hvor oplaget kan give anledning til væsentlig forurening.
Organisk		1	3	4	Bilag 2 listepunkt D 201. Virksomheder, der ved fysiske processer fremstiller organiske eller uorganiske kemiske stoffer, produkter eller mellemprodukter, herunder enzymer, hvor fremstillingen kan give anledning til væsentlig forurening. Oplag af flydende organiske eller uorganiske kemiske stoffer, produkter eller mellemprodukter, herunder enzymer, hvor oplaget kan give anledning til væsentlig forurening, bortset fra flydende kvælstofholdige gødningsstoffer. Oplag af flydende kvælstofholdige gødningsstoffer på mere end 500 tons.
Olie	10	20	25	55	E 208. Oliemøller og andre anlæg for raffinering eller behandling af vegetabiliske olier med en kapacitet til produktion af færdige produkter på mere end 100 tons pr. dag, bortset fra virksomheder der er omfattet af listepunkt 6.4b og margarinefabrikker.
Olie	1	3	8	12	6.4.b.ii.1) Vegetabiliske råstoffer alene med en kapacitet til produktion af færdige produkter på mere end 300 tons/dag eller 600 tons/dag, hvor anlægget er i drift højst 90 på hinanden følgende dage i et år, som fx.: Oliemøller eller andre anlæg for raffinering eller behandling af vegetabiliske olier. (s) angiver, at Miljøstyrelsen er godkendelsesmyndighed. Hvis kapaciteten mindre end det nævnte, kan aktiviteten være omfattet af punkt E. Gå tilbage til oversigten, og vælg E 208.
Olie		1	1	2	1.2 Raffinering af mineralolie og gas. (s) angiver, at Miljøstyrelsen er godkendelsesmyndighed.
Olie			2	2	5.1.j) Genraffinering eller andre former for genbrug af olie, hvor kapaciteten er større end 10 tons/dag
Olie			1	1	C 202. Asfaltfabrikker og anlæg til fremstilling af vejmaterialer med en produktionskapacitet på 10 tons pr. time eller derover, bortset fra kold forarbejdning af rene stenmaterialer. (jf. godkendelsesbekendtgørelsens bilag 4, punkt 30).
Olie		6	47	53	C 201. Oplag af mineralolieprodukter på mere end 2.500 ton.

10.3 GESAMP koder

Vurderingsprotokol inden for rammerne af hver kategori er uddybet i de næste 4 tabeller (Tabeller 10.2-10.5). Det endelige resultat af vurderingen for hver kolonne og sub-kolonne, evalueres i henhold til rækken af vurderinger, i.e. "ratings".

Bioakkumulering er tilstedeværelsen af (et) stof(er) i organismers væv som følge af den komplekse proces af stoffers optagelse i kroppen gennem alle eksponeringsveje (vand, mad og sediment). En biokoncentrationsfaktor (BCF) test måler steady state-koncentrationer af stoffet i testorganismens væv, i forhold til koncentrationen i vandet eller kost, gennem samtidig optagelse (fx. af gælle- eller epitelvæv) og eliminering. BCF kan også estimeres ud fra n-oktanol-vand fordelingskoefficienten ($\log P_{ow}$ eller $\log K_{ow}$), som relaterer sig til optagelsen i, e.g. fiskens fedtvæv, (GESAMP 2019).

Tabel 10.2. Beskrivelse af kriterier anvendt i GESAMP Hazard Evaluation protokol for stoffer der fragtes med skib, under kolonne A: "Bioakkumulering" of "Biologisk nedbrydning" (GESAMP, 2019).

Column	Bioaccumulation			Biodegradation
Sub-column	A1a	A1b	A1	A2
Explanation: sub-column	$\log P_{ow}^*$	BCF ^{**}	The overall rating for A1 is extracted from A1a and A1b. When data on BCF (A1b) is available, it is preferred to that for $\log P_{ow}$ for the final rating.	Description (organic substances)
Rating				0: No potential to bioaccumulate
				R: readily biodegradable
				1: Very low potential to bioaccumulate
				NR: not readily biodegradable
				2: Low potential to bioaccumulate
				3: Moderate potential to bioaccumulate
Rating used for selection				4: High potential to bioaccumulate
				5: Very high potential to bioaccumulate
Rating used for selection				4-5 (log P_{ow} values 4-7).
				NR, or R in hypoxia sensitiv areas.

* The log n-octanol/water partition coefficient ($\log P_{ow}$),

**The measured bioconcentration factor (BCF) in fish, crustaceans or molluscs as test organisms.

Den overordnede vurdering for kolonne A1 (Tabel 3.3), er baseret på oplysningerne opnået i underkolonne A1a og A1b. Når data om BCF (A1b) er tilgængelige, foretrækkes det frem for $\log P_{ow}$ for den endelige vurdering.

Vurderingen/rating anvendt til stoffer i Tabel 3.3. er "4-5" for kolonne A1, fordi den rating indeholder de stoffer, der med størst sandsynlighed udgør en fare for akvatiske organismer gennem bioakkumulation, har typisk $\log P_{ow}$ værdier fra 4 til cirka 7.

Kendskab til hastigheden, hvormed organiske stoffer nedbrydes (inkl. biotiske og abiotiske nedbrydelses processer) i vandmiljøet, er af stor betydning for at bestemme deres påvirkning og i sidste ende for at vurdere dets biologiske langtidsvirkninger. Både "R" (readily biodegradable) og NR (not readily biodegradable) vurderinger fra kolonne A2 er anvendt i udvalgte stoffer i Tabel 3.1, siden også "R" stoffer kan have en påvirkning i hypoxifølsomme områder i tilfældet af akut forureningshændelse.

Kolonne B (Tabel 3.4) har to underkolonner, en for akut akvatisk toksicitet (B1) og den anden for kronisk akvatisk toksicitet (B2). De akutte og kroniske GESAMP akvatiske toksicitetsskalaer vurderes uafhængigt og behandles som separate effekter. Akvatisk toksicitet er generelt udtrykt som LC50 (the lethal concentration 50, koncentrationen af et kemikalie, der vil dræbe 50 procent af prøvepopulationen under kontrol), EC50 (Half-maximal effective concentration, koncentration, der kræves for at opnå en 50% effekt), IC50 (Half-maximal inhibitory concentration, der angiver, hvor meget lægemiddel der er nødvendigt for at hæmme en biologisk proces med det halve) eller NOEC (No Observable Effect Concentration). For at vurdere den akutte toksicitet, som kemiske stoffer udgør for vandorganismer, foretrækkes brugen af akut toksicitetstestdata, som relaterer sig til organismer, der repræsenterer de lavere til mellemste trofiske niveauer af en akvatisk fødekæde, fx. krebsdyr og fisk foretrækkes foruden mikroalger, som repræsenterer primære producenter i bunden af fødekæden. Kronisk toksicitet bruges for at vurdere påvirkningerne af langtids-eksponering af akvatiske organismer og er en kernekomponent i farevurderingen i havmiljøet, da den tager højde for indflydelsen af operationelle udladninger fra skibe i stærkt benyttede sejlrunder, og utilsigtet udslip fra skibe, hvor de involverede tidsskalaer kan være længere end forventet, (GESAMP 2019). Kolonne C (Tabel 3.4) omhandler den potentielle akutte toksicitet af kemikalier for mennesker. Farerne i forbindelse med indtagelse (C1), hudkontakt (C2) og eksponeringsveje ved indånding (C3). Akut toksicitet refererer til effekter, der opstår efter en enkelt indtagelse eller dermal administration af et kemisk stof eller uafbrudt inhalationseksponering på mindre end 24 timer, normalt i 4 timer (GESAMP 2019). Udover mennesker, kan disse vurderinger potentielt også påvirke fx havpattedyr.

Tabel 10.3. Beskrivelse af kriterier anvendt i GESAMP Hazard Evaluation protokol for stoffer fragtede med skib, under kategorier "Akvatisk toxicitet" og "Akut pattedyrtoxicitet" (GESAMP, 2019)

Column	Aquatic Toxicity		Acute Mammalian Toxicity by ingestion, skin contact and inhalation.		
Sub-column	B1	B2	C1	C2	C3
Explanation: sub-column	Acute aquatic toxicity	Chronic aquatic toxicity	Oral ATE*	Dermal ATE*	Inhalation ATE*
Rating	0: Non-toxic	0: Negligible	0: Negligible	0: Negligible	0: Negligible
	1: Practically non-toxic	1: Low	1: Slight	1: Slight	1: Slight
	2: Slightly toxic	2: Moderate	2: Moderate	2: Moderate	2: Moderate
	3: Moderately toxic	3: High	3: Moderately high	3: Moderately high	3: Moderately high
	4: Highly toxic	4: Very high	4: High	4: High	4: High
	5: Very highly toxic				
	6: Extremely toxic				
Rating used for selection	2: Slightly toxic	1: Low	1: Slight	1: Slight	1: Slight

* Acute Toxicity Estimate (ATE), referring to a range of test results or extrapolations equivalent to LD50/LC50 values.

Vurderingen / rating anvendt til stoffer i Tabel 3.1. er den laveste hvor effekten kan måles for kolonne B og C, begrundet i forsigtighedsprincip. Forsigtighedsprincip anvendt her er, at stoffer med begrænset toksicitet, kan have en effekt ved en utilsigtet udslip af betydeligt volumen.

Kolonne D1-3 (Tabel 3.5) behandler de skadelige effekter af kemiske stoffer på hud, øjne og slimhinder hos mennesker, som følge af irriterende og /eller ætsende egenskaber, og også potentielle langsigtede sundhedseffekter.

Effekterne af kemikalier som følge af direkte kontakt med hud eller øjne er klassificeret, baseret på testdata eller menneskelig erfaring, under henholdsvis underkolonne D1 og D2. Potentielle effekter af langtidseksponering er angivet i sub-kolonne D3.

Tabel 10.4. Beskrivelse af kriterier anvendt i GESAMP Hazard Evaluation protokol for stoffer fragtede med skib, under kategorier "Irritation, ætsning og langsigtede sundhedseffekter" (GESAMP, 2019).

Column	Irritation, Corrosion and Long-term Health Effects		
Sub-column	D1	D2	D3
Explanation: sub-column	Skin irritation/corrosion	Eye irritation	Long-term health effects
Rating	0: Not irritating	0: Not irritating	C: Carcinogenicity
	1: Mildly irritating	1: Mildly irritating	M: Mutagenicity
	2: Irritating	2: Irritating	R: Reprotoxicity
	3: Corrosive (3A, 3B, 3C acc.increasing corrosivness)	3: Severely irritating, with irreversible corneal injury	Ss: Skin Sensitization
			Sr: Respiratory Sensitization
			A: Aspiration
			T: Specific Target Organ Toxicity following single or repeated exposure
			N: Neurotoxicity
			I: Immunotoxicity
Rating used for selection	2: Irritating	1: Mildly irritating	All

Vurderingen anvendt til stoffer i Tabel 3.1. er ikke den laveste rating, hvor effekten kan måles for kolonne D1, siden rating "1" beskriver stoffer der forårsager irritationer som er hurtigt reversible, og den laveste rating for kolonne D2 ("1") fordi effekten er reversibel kun efter 7 dage. Alle vurderinger (ratings) fra kolonne D3 for langsigtede sundhedseffekter er brugt til farevurderingen af stoffer fra Tabel 3.1.

Kolonne E dækker farerne fra operationelle udledninger og utilsigtede udslip af stoffer for andre anvendelser og brugere af havet. Sub-kolonne E1 der beskriver kriterie ”antændelighed”, som potentielt kan forstyrre skibstrafik og nødberedskab; fysiske egenskaber af stoffer i havvand, som beskriver effekter af tyktflydende, slick-dannende stoffer på havets organismer og effekter af synkende stoffer på bentiske habitater, fx. kvælning af havbunden.

Tabel 10.5. Beskrivelse af kriterier anvendt i GESAMP Hazard Evaluation protokol for stoffer fragtede med skib, under kategorier ”Irritation, ætsning og langsigtede sundhedseffekter” (GESAMP, 2019).

Column	Interference with other uses of the sea				
Sub-column	E1		E2		E3
Explanation: sub-column	Flammability		Behaviour of chemicals in the marine environment		Interference with the use of coastal amenities
Rating	0: Not Flammable (does not burn)	Groups classified by physical state and properties	G: Gas	GD: Gas that dissolves	0: None
	1: Low Flammability Potential		E: Evaporator	ED: Evaporator that dissolves	1: Slightly objectionable
	2: Combustible		F: Floater	FE: Floater that evaporates	2: Moderately objectionable
	3: Flammable			FD: Floater that dissolves	3: Highly objectionable
	4: Highly Flammable			FED: Floater that evaporates and dissolves	
			D: Dissolver	DE: Dissolver that evaporates	
			S: Sinker	SD: Sinker that dissolves	
Rating used for selection	2: Combustible		All, except G and E		1: Slightly objectionable

10.4 SEBC klassificering originale Bonn agreement

Figur fra Bonn Aggrement, 1994 der illustrerer de fysisk kemiske egenskaber der giver de forskellige SEBC klassifikationer (volume 2, kapitel 26)

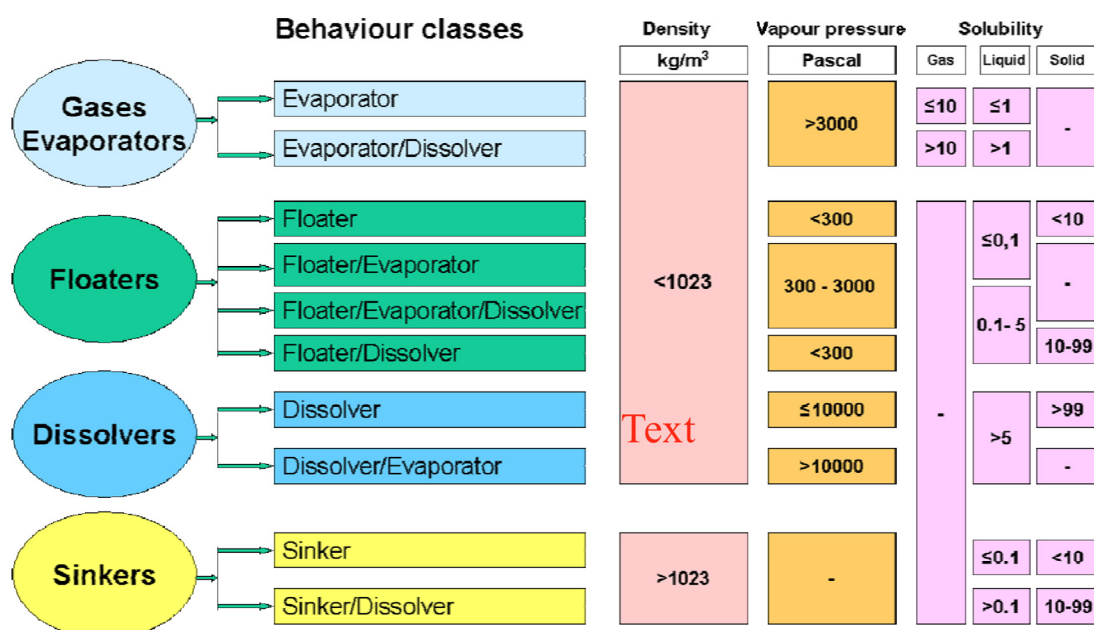


Figure 3 Categories of chemical substances and the physico-chemical characteristics (density, vapour pressure and solubility) on which the categorisation is based. The density is specified as 1023kg/m³, this might vary in different locations depending on the salinity.

GRUNDLAG FOR OVERVÅGNING AF NEGATIVE EFFEKTER AF MARINE AKUTTE FORURENINGSHÆNDELSER

Rapporten indeholder en gennemgang af stofgrupper, der oftest giver akutte forureningshændelser og oversigt over farvande, hvor der er størst risiko for sådanne. Sammenholdt med særligt følsomme områder for arter og naturtyper udpeges områder med størst risiko for akutte forureningshændelser med effekt på det marine miljø, og der gives indikationer på, hvad effekten vil være.