



Forord

Arbeidet som er utført for denne avhandlingen ble utført ved Norsk Institutt for Luftforskning (NILU) i Tromsø i perioden fra januar til mai 2014. Avhandlingen er den avsluttende delen av studiet: Sivilingeniør i kjemi og bioteknologi – studieretning organisk analyse, ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).

Jeg vil gi en stor takk til min hovedveileder Roland Kallenborn og min biveileder Dorte Herzke for god hjelp og veiledning under hele arbeidet, som har inspirert og gjort arbeidet interessant å jobbe med.

Takk til ansatte ved NILU i Tromsø for godt arbeidsmiljø og god faglig kommunikasjon. En spesiell takk til Arntraut Götsch for hjelp med det praktiske arbeidet, og til Michael Harju for kvantifiseringsarbeidet.

Takk til Magdalene Langseth og Signe Christiansen-Dalsgaard ved Norsk Institutt for Naturforskning (NINA) i Trondheim for prøvemateriale som ble brukt i denne studien.

Takk til EUs 7. rammeprogram (FP7/2007-2013) n° 308370 for finansiering av CleanSea-prosjektet og denne avhandlingen.

Til sist, men ikke minst, vil jeg takke min familie og nære venner for all støtte og motivasjon jeg har fått under arbeidet med denne oppgaven, og gjennom hele utdannelsen min ved NMBU.

Ås, Mai. 2014

Sammendrag

Som en del av denne studien har det ved en litteraturstudie blitt forsøkt å belyse dagens kunnskapsstatus rundt marin plast i norske kyst- og havområder. Det viser seg at 80-90 % av marint avfall som avsettes langs Norges strender består av plast. Det har samtidig blitt observert økende mengder plastavfall avsatt langs Norges strender fra 2011-2013.

Mengde og sammensetning av plast, som inntas av havhester (*Fulmarus glacialis*) reflekterer situasjonen rundt marint plastavfall til havs. I perioden 2005-2009 hadde 52% av havhester innhentet fra Lista i Vest-Agder mer enn 0,1 gram plast i magen, noe som er 3% nedgang fra perioden 2002-2006. Det observeres ingen klar trend i plastmengder fra havhesten ved Lista, men er derimot økende for sørvestlige deler av Nordsjøen. Det observeres samtidig at havhester inntar mindre plast i nordligere havområder, som er grunnet avtagende mengder marint plastavfall mot nordligere havområder.

Nok et mål for denne studien var å forsøke å finne en korrelasjon mellom konsentrasjoner av persistente organiske miljøgifter (POPs) adsorbent til inntatt plast fra havhester, og POPs-konsentrasjoner detektert i havhestenes lever.

Inntatt plast, lever- og muskelvev fra åtte havhester innsamlet fra Nord-Troms og Vest-Finnmark i 2012 ble analysert for organiske persistente miljøgifter (POPs), som polyklorerte bifenyler (PCB), typiske klorerte pesticider og polybromerte difenyletere (PBDE).

Alle havhestene hadde plast i magen i ulik grad, alt bestående av brukerplast, der 37,5% av havhestene hadde inntatt mer enn 0,1 gram plast.

Ingen korrelasjon kunne påvises mellom PCB-konsentrasjoner i plast inntatt av havhestene og PCB-konsentrasjoner akkumulert i havhestenes levre. Det ble heller ikke funnet noen slik korrelasjon for de fleste klorerte pesticider, bortsett fra heksaklorbenzen (HCB). HCB-konsentrasjoner som ble funnet i levrene til havhestene korrelerte med HCB-konsentrasjoner i den inntatte plasten fra havhestene ($R^2=0,61441$, $P=0,0213$).

En korrelasjon mellom PBDE-konsentrasjoner i inntatt plast fra havhest og PBDE-konsentrasjoner i havhestens levre, kunne påvises, da PBDE (BDE-47) kun ble detektert over deteksjonsgrensen i plast fra to av åtte havhester.

Videre ble det verken observert noen korrelasjon mellom antall inntatte plastbiter fra havhestene og POPs-konsentrasjoner i havhestenes levre, eller mellom vekten av den inntatte plasten og POPs-konsentrasjoner i havhestenes levre.

Abstract

As part of this study, literature has been reviewed to investigate the current status of knowledge on marine plastic debris in the surrounding waters of Norway and along the Norwegian coastline. It has been uncovered that 80-90% of all the marine debris that has been observed along the Norwegian coastline consists of plastic. The amounts of beached plastics collected seem to have increased from 2011-2013.

The situation regarding plastic waste at sea is reflected by the amount and composition of plastics ingested by northern fulmars (*Fulmarus glacialis*). In the period of 2005-2009, 52% of the northern fulmars collected at Lista in Vest-Agder had ingested more than 0,1 grams of plastics, which is 3% less than what was registered in the period 2002-2006. A trend in the amount of ingested plastics is not clear for Lista, but seems to be increasing in southwestern parts of the North Sea. In addition, plastic ingestion by northern fulmars tend to decrease towards higher latitudes, which is explained by lower levels of plastic waste in northern parts of the oceans surrounding Norway.

A second aim for this study was to try to establish a correlation between the concentrations of persistent organic pollutants (POPs) adsorbed to plastics ingested by northern fulmars, and the POPs-concentrations found in their livers. From eight northern fulmars collected in 2012 off the coast of Nord-Troms and Vest-Finnmark, a range of POPs, such as polychlorinated biphenyls (PCB), typical chlorinated pesticides and polybrominated diphenyl ethers (PBDE), were analyzed in the ingested plastics, and in liver and muscle tissue.

All fulmars were found to have ingested plastics to some degree, all being consumer plastics. 37,5% of the fulmars had a plastic content in their stomachs weighing more than 0,1 grams.

No clear correlation was found between PCB-concentrations in the ingested plastics and the accumulated PCB-concentrations in the liver tissue of the northern fulmars. Neither a correlation for most chlorinated pesticides. However, concentrations of hexachlorobenzene (HCB) detected in the fulmar liver tissue correlated with HCB-concentrations found in the ingested plastics ($R^2 = 0,61441$, $P = 0,0213$).

Furthermore, a relation between PBDE-concentrations in the plastics ingested by the northern fulmars and PBDE-concentrations in the fulmar liver tissue could not be found. That is because PBDE (BDE-47) was only detected in plastics from two of the eight fulmars.

In addition, there was no correlation found neither between the amount of plastic particles ingested by the northern fulmars, and the POPs-concentration in their livers, nor between the total weight of ingested plastics and POPs-concentration in their livers.

Forkortelser

ABS – Akrylnitril-butadienstyren

CES – International Council for The Exploration of The Sea

CI – Kjemisk ionisering = Chemical ionization

DDD – Diklordifenyldikloreten

DDT – Diklordifenyltrikloreten

DDE – Diklordifenyldikloreten

DN – Direktoratet for naturforvaltning

DMC – Diklormetan

EcoQO – Ecological Quality Objective

EI – Elektronionisering = Electron ionization

EPS – Ekspandert polystyren

F – Responsfaktor

GC – Gasskromatografi = Gas Chromatography

GC-MS – Gasskromatograf med massespektrometerdetektor

GPC – Gel permeation chromatography

GRP – Gross rating point

HCB – Heksaklorbenzen

HCH – Heksaklorsykloheksan

HDPE – High density polyeten

HIPS – Polystyren

HOC – Hydrofobe organiske forbindelser = Hydrophobic Organic Compounds

ISTD – Internstandard

IUPAC – International Union of Pure and Applied Chemistry

KLIF – Klima- og forurensningsdirektoratet

LDPE – Low density polyeten

LLDPE – Leneare low density polyeten

LOD – Deteksjonsgrense = Limit of detection

LOQ – Kvantifiseringsgrense = Limit of quantification

MF – Melamin

MS – Massespektrometer

NCI – Negativ kjemisk ionisering = Negative Chemical ionization

OSPAR – Oslo-Pariskonvensjonen

OT – Åpen tubulærkolonne = Open tubular column
PA – Polyamid
PBDE – Polybromert difenyleter
PC – Polykarbonat = Polycarbonate
PCB – Polykloreerte bifenyler
PE – Polyeten
PET – Polyester
PMMA – Polymetylmetakrylat
PP – Polypropen
PS – Polystyren
PTFE – Polytetrafluoreten, Teflon
PUR – Polyuretan
PVC – Polyvinylklorid
Rec.ISTD – Gjenvinning av internstandard
RSTD – Gjenvinningsstandard = Recovery standard
SEC – Size exclusion chromatography
SIM – Selected ion monitoring
SNO – Statens Naturomsyn
SNS – Save the North Sea
POP – Persistente organiske miljøgifter = Persistent Organic Pollutants
SPE – Fastfaseekstraksjon = Solid phase extraction
SRM – Standard referansemateriale
UP – Umettet polyester
WCOT - Wall coated open tubular column
XPS – Ekspandert polystyren

INNHALDSFORTEGNELSE

Forord	I
Sammendrag	II
Abstract	III
Forkortelser	IV
1 Innledning	1
1.1 Litteraturstudie rundt plast i marine miljøer	1
1.2 Plast som bærer av miljøgifter	2
2 Teori	3
2.1 Marin plast	3
<i>2.1.1 Nedbrytning av plast i marine miljøer</i>	4
<i>2.1.2 Overvåking av marin plast i norske kystområder</i>	6
<i>2.1.3 Overvåking av marin plast i norske havområder</i>	8
2.2 Tungt nedbrytbare miljøgifter	9
<i>2.2.1 Polyklorerte bifenyler – PCB</i>	10
<i>2.2.2 Diklordifenyltrikloretan – DDT</i>	10
<i>2.2.3 Heksaklorsykloheksan – HCH</i>	11
<i>2.2.4 Heksaklorbenzen – HCB</i>	11
<i>2.2.5 Klordaner</i>	11
<i>2.2.6 Heptaklor</i>	12
<i>2.2.7 Mirex</i>	12
<i>2.2.8 Polybromerte difenyletere – PBDE</i>	12
2.3 Marint plastavfall og miljøgifter	13
<i>2.3.1 Adsorpsjon av POPs til marin plast</i>	13
<i>2.3.2 Migrasjon av additiver i marin plast</i>	14
2.4 GC-MS	15
<i>2.4.1 Gasskromatografi</i>	15
<i>2.4.2 Massespektrometri</i>	18
2.5 Opprensning	19
2.6 Kvalitetssikring i organisk analytisk kjemi	19
<i>2.6.1 Kvantifisering med internstandardmetoden</i>	19

2.6.2	<i>Gjenvinning av internstandard</i>	21
2.6.3	<i>Blanke prøver</i>	21
2.6.4	<i>Deteksjons- og kvantifiseringsgrenser</i>	21
2.6.5	<i>Nøyaktighet og presisjon</i>	21
3	Materialer og metoder	23
3.1	Litteraturstudie	23
3.1.1	<i>Norges strender</i>	23
3.1.2	<i>Norges havområder</i>	23
3.2	Karakterisering av plast fra havhestmager	24
3.2.1	<i>Prøvemateriale</i>	24
3.2.2	<i>Karakterisering av plast</i>	24
3.3	Analyse av miljøgifter i plast og vev fra havhest	25
3.3.1	<i>Prøvemateriale</i>	25
3.3.2	<i>Kjemikalier og standarder</i>	25
3.3.3	<i>Ekstraksjon av miljøgifter fra plast funnet i havhest</i>	25
3.3.4	<i>Ekstraksjon av miljøgifter fra lever-/muskelpøver fra havhest</i>	26
3.3.5	<i>Opprensning</i>	26
3.3.6	<i>Florisil</i>	27
3.3.7	<i>GC-MS analyse av miljøgifter</i>	28
3.3.8	<i>Fettbestemmelse</i>	28
4	Resultater og diskusjon	29
4.1	Litteraturstudie; Dagens kunnskapsstatus rundt marin plast	29
4.1.1	<i>Norges strender</i>	29
4.1.2	<i>Norges havområder</i>	32
4.2	Karakterisering av plast funnet i magen av havhest	35
4.3	Analyse av miljøgifter i plast og vev fra havhest	38
5	Konklusjon	51
6	Perspektiv og prioriteringer for videre arbeid	52
7	Litteratur	53
VEDLEGG A		57
VEDLEGG B		59
VEDLEGG C		60

VEDLEGG D	61
VEDLEGG E	62
VEDLEGG F	63
VEDLEGG G	65
VEDLEGG H	66
VEDLEGG I	67
VEDLEGG J	68
VEDLEGG K	69
VEDLEGG L	70

1 Innledning

Plast har fått et godt feste i dagens samfunn som et mye brukt og meget allsidig materiale, med multiple bruksområder. Plast brukes i dag som deler av husholdningen, som byggemateriale, emballasje, og i medisinsk utstyr (PlasticsEurope, 2013).

Produksjonen av plast, som for alvor starten i begynnelsen av 1900-tallet, har økt kraftig i takt med etterspørselen (European Commission, 2013). På verdensbasis har det skjedd en økning i produksjonen av plast fra 1,7 millioner tonn i 1950 til 288 millioner tonn i 2011, der det i Europa økte fra henholdsvis 0,35 til 57 millioner tonn (PlasticsEurope, 2013). I takt med den økte plastproduksjonen, følger samtidig en økning i generering av plastavfall. I Norge alene ble det i 2011 generert 478.000 tonn plastavfall, av totalt 9,9 millioner tonn avfall (Statistisk sentralbyrå, 2013).

Plastavfall som faller utenfor avfallshåndtering, som ikke blir gjenvunnet eller resirkulert, kan potensielt, og har en tendens til å ende opp i marine miljøer. Dette kan komme av utilstrekkelig håndtering av plastavfallet på land, som via elver, avløp, vassdrag, eller vind fraktes til havet (KLIF, 2011; Law *et al.*, 2010). Det tilføres samtidig betydelige mengder plast til havet fra fiskerinæringen og annen skipstrafikk til havs (KLIF *et al.*, 2010), og rundt 18% av alt marint plastavfall er antatt å ha opphav i fiskeindustrien (Andrady, 2011).

1.1 Litteraturstudie rundt plast i marine miljøer

Plast er et slitesterkt materiale som av denne grunn også utgjør en vesentlig trussel for miljøet. Plast brytes sakte ned, da den er slitesterk mot fysisk påvirkning fra vær og vind, og lite biologisk nedbrytbar. Når plasten etter hvert brytes ned, brytes den først og fremst ned til mindre fragmenter som like fullt ut består av plastpolymerer, som kan bli værende i naturen i hundrevis av år (Rios *et al.*, 2007). Den langsomme nedbrytningen er også hovedgrunnen til at plast blir oppkonsentrert i marine miljøer, og utgjør 60-80% av alt marint avfall (Derraik, 2002). Den økende plasmengden man observerer i havet og langs kysten har fått sterk fokus de siste årene, da man ser negative følger av den, som forsøplede strender og negativ påvirkning av marint dyreliv (KLIF *et al.*, 2010).

Det er i dag begrenset med kunnskap tilgjengelig rundt marin plast i norske kyst- og havområder (KLIF *et al.*, 2010), noe som er opprinnelsen av motivasjonen for denne litteraturstudien; å belyse dagens kunnskapsstatus rundt marin plast, og ved å samle den nyeste tilgjengelig data, dekke og eventuelt oppdage kunnskapshull angående marin plast i norske kyst- og havområdet.

1.2 Plast som bærer av miljøgifter

Marin plast er, som nevnt over, stabil mot nedbrytning og forblir i marine miljøer over lengre tid. Plastens lipofile karakter gir hydrofobe organiske forbindelser (HOC) muligheten til å adsorberes til plastens overflate, og fører etter en tid til oppkonsentrering av HOC på plastens overflate (Elliot *et al.*, 2013). Under betegnelsen HOC inngår flere miljøgifter som persistente organiske miljøgifter (POPs) og bromerte flammehemmere. Etersom marin plast stadig brytes ned til mindre fragmenter, øker det totale overflatearealet per vektenhet plast, og samtidig potensialet for miljøgifter til å adsorberes til plasten (Teuten *et al.*, 2009).

Det har blitt rapportert om flere marine arter med plastinnhold i magen (Avery-Gomm *et al.*, 2012; Bio Intelligence Service, 2011). Blant annet har det nylig blitt rapportert om at 20% av alle snøkrabber (*Chionoecetes opilio*) i Barentshavet har inntatt plast fra havbunnen (Pettersen, 2014), og i februar 2014 ble det meldt om en strandet kvitnos (*Lagenorhynchus albirostris*) i Skjeberg, som hadde magen full av plast og garnrester (Erlingsen, 2014).

Inntak av plast kan føre til at miljøgiftene inntre næringskjeden. I takt med minkende størrelse på den marine plasten, inntas den samtidig av flere lavtstående marine organismer, helt ned til vannfiltrerende organismer (Teuten *et al.*, 2009). Dette fører til at miljøgiftene inntar næringskjeden på et lavt nivå for så å bli ytterligere akkumulert og oppkonsentrert oppover i næringskjeden.

Større marine dyrearter, høyere oppe i næringskjeden, som sjøfugler og marine pattedyr, er kjent for å ha relativt høye verdier av miljøgifter akkumulert i kroppen, som følge av akkumulasjon av miljøgifter i fettvevet av deres byttedyr.

Det er samtidig kjent for flere marine fuglearter, at de inntar og akkumulerer plast i magen (Bio Intelligence Service, 2011). Det har blitt utført flere studier i håp om å påvise korrelasjon mellom miljøgifter adsorbent til inntatt plast og miljøgifter akkumulert i kroppsfettet av sjøfugler. Resultatene er derimot usikre, da det er vanskelig å si med sikkerhet hvilke miljøgifter som potensielt kommer fra inntatt plast, og hvilke miljøgifter som kommer fra føden. (Tanaka *et al.*, 2013)

Havhest (*Fulmarus glacialis*) er en sjøfugl som blir regnet som en av de artene som er hardest rammet av marin plast og bioakkumulasjon av miljøgifter. Havhester har blitt observert med plastfragmenter i magen helt siden 1969 (Avery-Gomm *et al.*, 2009). Det er uvisst om plastinntaket man observerer bidrar ytterligere eller i noen betydelig grad til denne akkumulasjonen av miljøgifter i disse individene. I norske havområder har denne sammenhengen aldri tidligere blitt forsøkt påvist. I denne studien skal det derfor forsøkes å påvise en slik sammenheng. Ved å analysere inntatt plast, og vev fra havhester fra havområdene utenfor Troms og Finnmark for miljøgifter, skal følgende hypotese forsøkes påvist: Observerer man korrelasjon mellom miljøgifter adsorbent til inntatt plast og miljøgifter akkumulert i havhestene?

2 Teori

2.1 Marint plastavfall

Plast er et fellesbetegnelse for en rekke syntetiske polymerer. Syntetiske polymerer dannes gjennom en polymeriseringsreaksjon av deres byggesteiner, monomerer (Hart *et al.*, 2007). Man deler gjerne plast i to kategorier avhengig av deres mulighet for gjenvinnelse; termoplast og herdeplast. Innunder termoplast inngår plasttyper som kan resirkuleres ved omsmelting. Ved omsmelting varmes plasten opp og plastpolymerene løsner fra hverandre, og kan formes på nytt før avkjøling. Herdeplast kan ikke omsmeltes, men må degraderes til dens opprinnelige monomerer ved pyrolyse, før den på nytt kan gjennomgå en polymeriseringsprosess (COWI – Danmark *et al.*, 2013).

Avhengig av hva plastens polymer består av, utgjøres plastens egenskaper, slik som tetthet og nedbrytningshastighet. Hvilke forløp plasten har i marine miljøer, er derfor avhengig av nettopp disse egenskapene. Sjøvann har en tetthet rundt $1,025\text{g/cm}^3$, og da det finnes plasttyper som har mindre og større tetthet en sjøvannet, vil noen typer plast synke i vann, mens noen vil flyte på overflaten. Det blir estimert at rundt 70% av all marin plast er å finne på havbunnen, mens de resterende 30% er å finne som flytende på havoverflaten, eller avsatt langs kystområder på land (KLIF & DN, 2011; OSPAR, 2009).

En del av plasten som synker kan være plast som i utgangspunktet flyter, men som blir ”tvunget” ned som bestanddeler i tyngre artikler. Samtidig endres plastens totale tetthet etter opphold i havet som følger av biofouling (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Law *et al.*, 2010).

En oversikt over de mest brukte plasttypene, samt forbruk i EU og Norge, kan sees i tabell 2.1.

Tabell 2.1: Oversikt over de vanligste plasttypene, samt deres tetthet og forbruk av dem i EU og Norge. Tall er hentet fra COWI – Danmark et al. (2012).

Plast	Forkortelse	Tetthet (g/cm ³)	Forbruk i EU27 for 2011(tonn)	Forbruk i Norge for 2011 (tonn)
Linear low density polyeten	LLDPE	0,918-0,936*	8553000	30000
Low density polyeten	LDPE	0,913-0,934*		
”High density” polyeten	HDPE	0,940-0,965	5739000	50000
Polypropen	PP	0,900-0,910	8800000	37000
Polystyren	PS og HIPS	1.04-1.07	2218000	5000
Ekspandert polystyren (isopor)	EPS og XPS	Ned til 20kg/m ³	139000	35000
Akrylnitril-butadienstyren	ABS	1,04	813000	2000
Polyvinylklorid	PVC	1,38-1,53	5237000	22000
Polyester	PET	1,33-1,4	3050000	4000
Polymetylmetakrylat	PMMA	1,17-1,2	289000	Uvisst
Polykarbonat	PC	1,2	671000	4000
Teflon	PTFE	2,15	Uvisst, men lavt	Uvisst
Polyamid	PA	1,12-1,16	716000	2000
Polyuretan	PUR	-	1085435 (i 2009)	Uvisst
Epoxy	-	1.61-2,10	GRP= 1.01 millioner i 2012	-
Umettet polyester	UP	-	GRP=1,01 millioner i 2012	-
Melamin	MF	-	-	-

*Informasjon hentet fra ExxonMobil Chemical (internett)

2.1.1 Nedbrytning av plast i marine miljøer

Selv om plast er et relativt stabilt materiale vil den langsomt bli brutt ned som følge av ytre påkjenninger fra vær og vind. Når plasten brytes ned, brytes de lengre polymerkjeder ned til kortere polymerkjeder, som resulterer i at plasten blir sprø og lettere faller fra hverandre til mindre fragmenter.

Det er hovedsakelig fem faktorer som fremmer nedbrytning av plast (Andrady, 2011):

1. Fotooksidasjon som følge av UV-B-ståling
2. Termisk oksidering i tempererte klima
3. Biologisk nedbrytning
4. Hydrolysereaksjoner med vann
5. Termisk forbrenning.

Fotooksidasjon, som følge av solesponering, er den sterkeste bidragsfaktoren for nedbrytning av marin plast avsatt langs strender og som flyter på vannoverflaten, og er av større betydning for nedbrytningshastigheten enn de andre bidragsfaktorene (Andrady, 2011). Soleksponering kan samtidig bidra til ytterligere termisk oksidering ved at plasten blir varmet opp (Andrady, 2011). Det er derimot en klar forskjell i nedbrytningshastigheten for plast avsatt langs strender, og plast som flyter i havet, da mindre sollys, lavere temperaturer og mangel på oksygen reduserer muligheter for foto- og termisk oksidering. Plast som har en tetthet større enn vannets, som synker og avsettes på havbunnen, vil i enda mindre grad brytes ned, grunnet det totale fravær av UV-B stråling. Selv om hydrolysereaksjoner med vann kan finne sted, er det ingen vesentlig faktor til nedbrytning. Småpartikulærplast, referert til som mikroplast, består derfor for hovedsakelig av lette plasttyper, som PP, PE og PS, da de eksponeres for sol.

Fullstendig nedbrytning av plastpolymerene vil i all hovedsak kun være mulig gjennom termisk forbrenning og biologisk nedbrytning, der alt karbonet i plasten omdannes til CO₂ eller biologisk materiale. Termisk forbrenning forekommer ikke naturlig, men er den mest effektive måten for å oppnå fullstendig nedbrytning av plast. Biologisk nedbrytning er først mulig når plast allerede har gjennomgått vesentlig defragmentering, der plastpolymerenes molekylvekt har blitt betydelig redusert, og kan tas opp av mikrober, kapable til nedbrytning av den eksakte polymeren. Det er kjent at PET brytes biologisk ned relativt hurtig, og det er påvist marine mikrober som kan bryte ned PE og PVC (Andrady, 2011). De fleste typer plastpolymerer derimot vil ikke bli biologisk nedbrutt i noen særlig grad i marine miljøer, da spesialiserte mikrober, skikket til å omdanne de forskjellige polymerene, ikke er tilstede i stor nok grad.

Det blir faktisk antatt at bidraget fra ”naturlige” nedbrytningsmekanismer er så liten at det til nå ikke har utgjort noen nevneverdig reduksjon i plastmengden tilstede på kloden, og at all

plast som noensinne har blitt produsert, bortsett fra det som har gjennomgått termisk forbrenning, enda er tilstede i en eller annen form i naturen, eller enda i bruk. (UNEP, 2011; KLIF & DN, 2011)

2.1.2 Overvåkning av marint plastavfall i norske kystområder

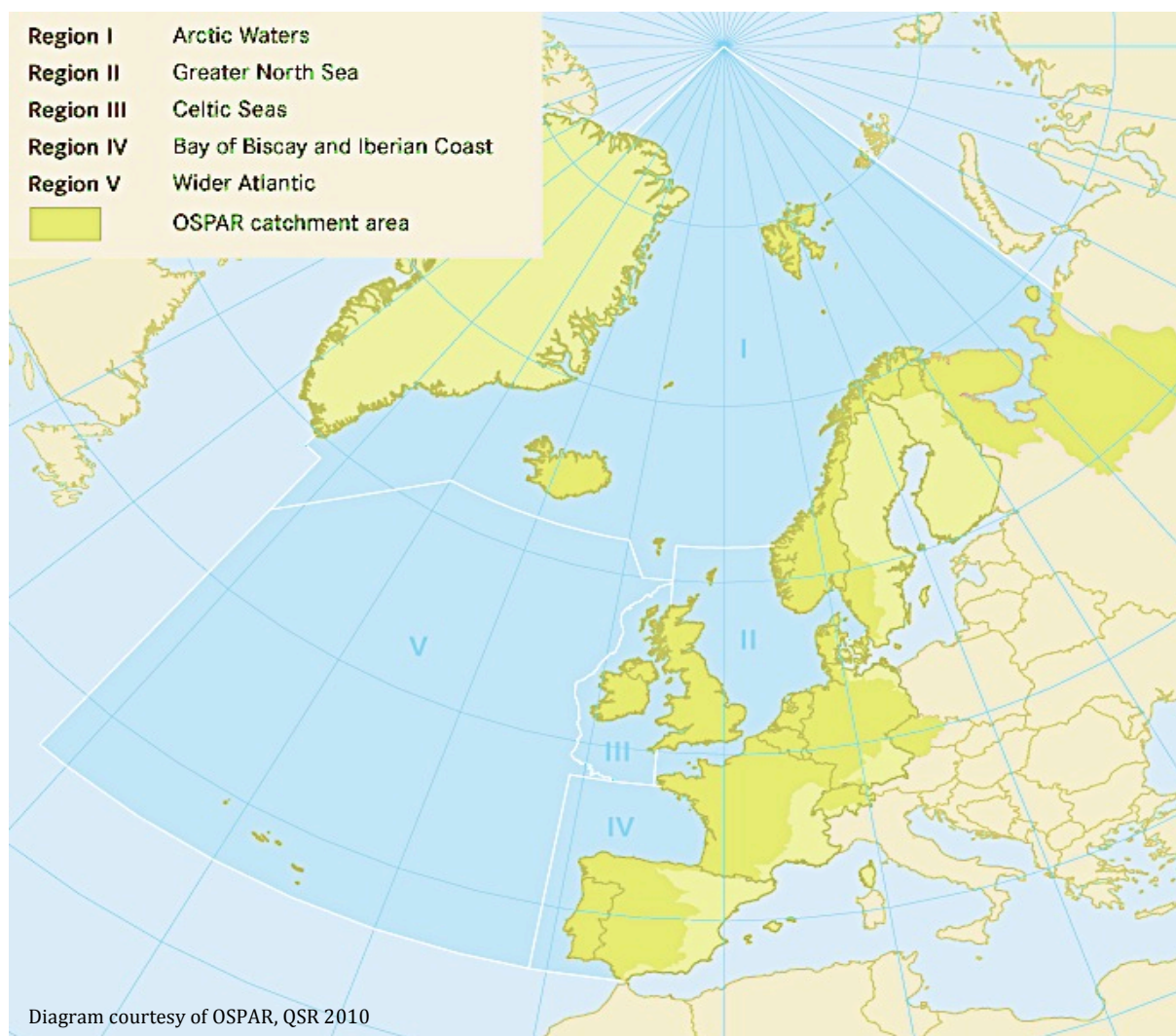
I Norge har det over lengre tid ikke eksistert tilstrekkelig systematiserte overvåkningsdata for marint plastavfall. Lokale strandryddeaksjoner som strekker seg langt tilbake i tid har blitt gjennomført, som årlige strandryddeaksjoner på Svalbard og i Været landskapsvernområde. Fra flere strender på Svalbard har det fra år 2000 blitt samlet inn og registrert strandavfall, i regi av sysselmanen på Svalbard. I Været landskapsvernområde har det helt fra 1979 blitt utført årlige strandryddeaksjoner, hvor barne- og ungsomskoleelever har samlet inn og registrert strandsøppel med hjelp fra statens naturoppsyn (SNO; KLIF & DN, 2011).

Fra år 2011 har det blitt satt i gang betydelig større overvåkningsprosjekter for å avdekke situasjonen for marint avfall, avsatt langs Norges strender (KLIF & DN, 2011). I regi av Hold Norge Rent har det årlig blitt arrangert landsdekkende strandryddeaksjoner, kalt Strandryddedagen, hvor frivillige fra hele landet samles for å rydde lokale strender for marint avfall, og å rapportere inn mengde og type funn. Det innsamlede strandavfallet blir registrert etter en modifisert metodikk utarbeidet av Ocean Conservancy. Metodikken består av å innordne strandavfallet i bestemte kategorier som beskriver bestemte gjenstander, hvilke materiale det består av, eller bruksområde de har (Hold Norge Rent, 2012).

Oslo-Paris konvensjonen (OSPAR) har også startet regelmessige registreringer av marin forsøpling i Norge langs utvalgte strender fra 2011, som en del av et større overvåkningssprosjekt for marin forsøpling i Nordøst-Atlanterhavet.

OSPAR-konvensjonen er et samarbeid mellom til sammen femten stater, inkludert Norge, som har som mål å beskytte det marine miljøet i Nordøst-Atlanterhavet mot menneskeskapte påvirkninger, og gjennom å overvåke og rapportere status av det marine økosystemet, fremme et sunt og bærekraftig marint miljø (OSPAR Commission, 2014c).

OSPAR deler nordøstatlanterhavet inn i seks geografiske regioner (se figur 2.1), der Norges kyst grenser mot både region I; arktiske farvann, og region II; Nordsjøen.



Figur 2.1: OSPARs geografiske inndeling av nordøstatlantehavet. Bildet er hentet fra OSPARs Quality Status Report (2010), med tillatelse fra OSPAR.

Som nevnt over, er marint avfall som er avsatt langs strender et av de mange områder som blir overvåket av OSPAR. Utvalgte sandstrender blir overvåket etter en modell og metodikk som er utviklet av OSPAR. Sandstrendene er valgt til å kunne gjenspeile avfallsavsetninger fra havet, med minimal påvirkning fra landlige aktiviteter. Metodikken går ut på å rydde to transekter fra samme strand, én på 1km, og én på 100 meter. Den lengste transekten på 1km blir ryddet for avfall som er større enn 50cm i diameter, mens 100m-transekten ryddes for avfall av alle størrelser (SNO 2012; OSPAR, 2010). Avfallet registreres først i henhold til hvilke materiale det består av eller bruksområde det har, og i underkategorier som beskriver spesifikke gjenstander. I Norge blir det innsamling- og registreringsarbeidet utført av SNO, og av sysselmannen på Svalbard for strender på Svalbard, som også har ansvaret for innrapportering til OSPAR (SNO, 2012).

En oversiktlig sammenligning av Strandryddedagens og OSPAR's metodikk for å overvåke marint avfall kan sees i tabell 2.2.

Tabell 2.2: Skjematisk sammenligning av metodikker brukt av Hold Norge Rent og OSPAR for overvåkning av marint avfall langs strender

	Hold Norge Rent	OSPAR
Metodikk	Modifisert metodikk basert på Ocean Conservancy-metodikken	Metodikk utarbeidet av OSPAR
Strandlengder	Variierende, avhengig av antall frivillige deltagere	1000m- og 100m-transekt
Antall strender	Variierende, avhengig av antall frivillige deltagere	I Norge: 7 (5 i region I, 2 i region II)* I hele OSPAR-regionen: 96
Frekvens	Årlig	Ideelt fire ganger årlig(hver årstid), men varierende
Kategorisering av avfall	Spesifikke artikler eller med hensyn på bruksområde og materiale	Hovedkategori: Materiale/Bruksområde Underkategori: Spesifikke artikler
Ansvarlig for registrering	Frivillige deltagere	Svalbard: Sysselmannen på Svalbard Norge: Statens Naturoppsyn(SNO)
Type innsamlet avfall	Alt	1000m transekt: Avfall >50cm 100m transekt: Alt

*Se figur 2.1

2.1.3 Overvåkning av marint plastavfall i norske havområder

For å overvåke plasmengder og -sammensetning til havs, har havhest (*Fulmarus glacialis*) blitt tatt i bruk som en kostnadseffektiv biologisk monitor i Nordsjøen siden 1982. Det hele startet som en pilotstudie i Nederland, der plasmengder i magene av strandede havhester ble tatt i bruk som en indikator for å vise virkningen av nederlandske lovendringer om forsøpling til havs (van Franeker *et al.*, 2002). Denne pilotstudien ble brukt som grunnlag for å utforme et såkalt "Ecological Quality Objective" (EcoQO) for Nordsjøen. Etter oppfordringer fra OSPAR og ICES (International Council for the Exploration of the Sea) om kartlegging av regionale differanser i mengden plast som blir inntatt av havhest, ble metoden testet ut i internasjonal sammenheng for hele Nordsjøen i 2002-2004 i en pilotstudie, som del av, og finansiert av Save The North Sea (SNS; van Franeker *et al.*, 2005). 'Save the North Sea'-studien viste at metoden virket som et sensitivt og robust verktøy for å avdekke trender i plasmengder, og -sammensetning i Nordsjøen, og har blitt implementert som en del av overvåkningsprogrammet til OSPAR for Nordsjøregionen, region II (se figur 2.1; OSPAR Commission, 2008). EcoQO-målene, som er satt av OSPAR, er mål for visse indikatorer som beskriver kvaliteten av det marine økosystem i Nordsjøen. Dette er mål som OSPAR's medlemmer skal arbeide for å nå, og som hvis nådd, beskriver et sunt og bærekraftig økosystem (OSPAR Commission, 2007). EcoQO-målet for havhester i Nordsjøregionen er som følger: Mindre enn 10% av havhester skal ha 0,1g eller mer plast i magen av et utvalg av

50-100 strandede havhester, fra hver av 5 forskjellige regioner i Nordsjøen over en periode på minst 5 år (OSPAR Commission, 2008).

Grunnen til at havhesten ansees som en pålitelig monitor for plast i havet, kommer av dens levesett til havs. Havhest er en vidt utbedt stormfugl som holder til i nordlige deler av Stillehavet og Atlanterhavet, samt i arktiske havområder (Avery-Gomm et. al, 2012). Havhester lever hele livene sine til havs, foruten om hekkesesongen, og har en tendens til å innta plast som flyter på havoverflaten, da den henter all sin føde fra havet, og jakter relativt lite selektivt (Avery-Gomm et. al., 2012). Hva som faktisk skyldes inntaket av plastfragmenter er ofte usikkert, men det er antatt at plasten i noen tilfeller kan ligne på føde (van Franeker et. al., 2011). Inntatt plast blir normalt sett ikke støtt opp igjen, selv ikke under hekkesesong hvor ungene blir føret med innhold fra magen til de voksne individene. Plast akkumuleres derfor i magen til fuglene, hvor den langsam blir brutt ned til mindre fragmenter som kan passere gjennom fordøyelsessystemet. Plastmengden i magen har blitt estimert å avta med over 75% per måned, noe som tilsier en retensjonstid på uker eller måneder, avhengig av hvilke type og størrelse av plasten (Avery-Gomm et. al., 2012; van Franeker et al., 2011). Overvåkning av plastmengde og -sammensetning fra strandede havhester reflekterer derfor mengder og sammensetningen av plasten til havs, innenfor et gitt tidsrom og geografisk område før fuglene døde (Kühn et al., 2012).

2.2 Tungt nedbrytbare organiske miljøgifter

Tungt nedbrytbare organiske miljøgifter er en samlebetegnelse for en gruppe giftige kjemikalier som er lite nedbrytbare i naturen. De organiske miljøgiftene blir ofte referert til som persistente organiske miljøgifter, POPs (=persistent organic pollutants), som omfatter en rekke syntetisk fremstilte industrikjemikalier og pesticider. Selv om molekylene som man refererer til som POPs er forskjellige i seg selv, har de visse grunnleggende egenskaper som gjør dem til en trussel for helsen og miljøet (UNEP, 2005; Rios et al., 2007). PBT-kriteriene definert gjennom Stockholm POPs konvensjonen:

1. De er persistente, og kan vedvare i år og tiår i miljøet før de blir brutt ned (P = Persistent)
2. De akkumuleres i fettvev (B = bioakkumulative)
3. De er giftige (T = Toksisk)
4. De kan transporteres over lengre avstander gjennom luft og vann (LRT = Long range transport)

De semi-flyktige egenskapene gir POPs muligheten til å spre seg over store områder, og er å finne igjen i avsidesliggende områder, hvor de aldri før har blitt brukt. POPs evne til å transporteres i atmosfæren avtar med synkende temperaturer, og som følge av dette har de en tendens til å oppkonsentreres i kaldere strøk, som i Arktis og Antarktis. Da flere POPs er meget lipofile, er de lite løselig i vann, og som resultat av det akkumuleres de i fettvevet av levende organismer. Akkumulasjon av POPs i fettvevet fører så til en oppkonsentrering av miljøgiftene oppover i næringskjeden, da høytstående dyrearter tar opp miljøgifter som allerede er opptatt av flere laverestående byttedyr. Det skaper en spesielt stor fare for arter som lever i kaldere strøk som i Arktis, da for det første; POPs er mer tilgjengelig, og for det andre; flere arktiske dyrearter er avhengig av føde rik på fett, og å ha relativt store fettreserver tilgjengelig som varmeisolasjon mot lave temperatur (UNEP, 2005).

Det gjør samtidig disse artene mer utsatt for effektene disse miljøgiftene bærer med seg, som endokrine forstyrrelser, genmutasjoner og karsinogenese (Rios *et al.*, 2007).

De miljøgiftene som er valgt å fokusere på i denne studien er videre beskrevet under. For nærmere informasjon om miljøgiftene, som IUPAC-navn, CAS-nummer, molekylformel og struktur, se vedlegg A og B.

2.2.1 Polyklorerte bifenyler – PCB

PCB er en gruppe klorerte molekyler bestående av opp til 209 kongener, der 113 av dem er observert i miljøet (Rios *et al.*, 2007).

PCB har blitt brukt i industriell sammenheng siden 1930 årene som tilsetningsstoff i kjøle- og isolasjonsmiddel, fugemasser, maling, lim og smøremidler. I Norge har bruk av PCB vært forbudt siden 1980, men PCB er enda å finne i miljøet, særlig i Arktis. PCB kan føre til akutte giftvirkninger på marine organismer, og kan, i selv små konsentrasjoner, føre til kroniske forstyrrelser som reproduksjonsforstyrrelser, nedsatt immunforsvar, og genmutasjoner i marine og landlevende organismer (NILU, 2014).

2.2.2 Diklordifenyiltrikloretan – DDT

DDT blir brukt som et effektivt pesticid mot malariamygg. DDT består av to isomerer; *p,p'*-diklordifenyiltrikloretan, *p,p'*-DDT, og *o,p'*-diklordifenyiltrikloretan, *o,p'*-DDT, i et forhold på henholdsvis 77% og 15%. Den resterende andelen består av *diklordifenyldikloretan*, DDE og *diklordifenyldikloretan*, DDD, også bestående av *o,p'*- og *p,p'*-isomerer. DDE og DDD blir

også dannet fra DDT, når DDT blir metabolisert i organismer. DDT akkumuleres i fettvev, og virker hormonforstyrrende.

Bruk av DDT har vært forbudt i Norge siden 1988, og ble brukt med begrensninger fra 1970 (NILU, 2014).

2.2.3 Heksaklorsykloheksan – HCH

HCH er et klorert pesticid som har blitt brukt for bekjemping av blant annet lus og skabb siden 1943. HCH finnes hovedsakelig i form av γ -HCH, som går under navnet Lindan. Andre kongener er α -HCH og β -HCH, som oppstår som biprodukter ved produksjon av Lindan (for fullstendig navn og molekylstruktur, se vedlegg A). HCH er relativt lett løselig i vann, og blir mest sannsynlig fraktet til arktiske havområdet via havstrømmene. (Christensen *et al.*, 2011) γ -HCH er lite akutt giftig, men kan gi lever- og nyreskader, samt virke inn på nervesystemet, og være kreftfremkallende hos mennesker. α -HCH og β -HCH er mer giftig enn γ -HCH, men finnes også i mindre konsentrasjoner. I Norge ble bruk av γ -HCH stoppet i 1992 (NILU, 2014).

2.2.4 Heksaklorbenzen – HCB

HCB er et industrielt biprodukt i produksjonen av flere klorerte komponenter og løsemidler, og er et potent fungicid. HCB kom på markedet i 1945 som et fungicid for kornproduksjonen. Når HCB blir sluppet ut i naturen, fraktes det lett til kalde strøk via luft og havstrømmer, hvor HCB akkumuleres og magnifiseres i stor grad oppover i næringskjeden. Bruk av HCB er forbudt i Norge, slik som i resten av verden, da det er akutt giftig for flere vannlevende organismer. Samtidig har det blitt vist at HCB kan ha innvirkning på immunforsvaret og enzymaktiviteten på landlevende organismer (Ritter *et al.*, 1996; NILU, 2014; Christensen *et al.*, 2011).

2.2.5 Klordaner

Klordaner er en gruppe klorerte pesticider som tidligere har vært brukt som insektsmiddel, og er nå forbudt i de fleste land, inkludert Norge (Christensen *et al.*, 2011). De vanligste klordaner som blir funnet igjen i miljøet er; *cis*- og *trans*-klordan, *cis*- og *trans*-nonaklor, og oksyklordan. Klordaner spres hovedsakelig i luft til kaldere områder, hvor de løser seg i marine sedimenter. De blir der lett tatt opp og akkumulert oppover i næringskjeden, da de er meget hydrofobe. Klordaner kan være akutt giftig for noen organismer, men det er svært

varierende. Klordaner kan samtidig gi negative innvirkninger på leverfunksjon, immun- og nervesystemet, og potensielt være kreftfremkallende (Ritter *et al.*, 1996; NILU, 2014).

2.2.6 Heptaklor

Heptaklor inngår i klassen klorerte pesticider, og ble hovedsakelig brukt som et insekticid mot termitter og andre underjordiske insekter. Heptaklor er i dag forbudt i EU, og er bare brukt i mindre skala i noen land. Heptaklor er lite løselig i vann, og spres gjennom atmosfæren. Bioakkumulasjon er som resultat godt mulig, der Heptaklor potensielt kan virke kreftfremkallende. Når Heptaklor inntas i biologiske organismer blir det brutt ned til heptaklor epoxid. Heptaklor epoxid har blitt påvist i flere fuglearter, og kan senke reproduksjonsegenskapene deres, og da populasjonen betraktelig (Ritter *et al.*, 1996).

2.2.7 Mirex

Mirex er et klorert pesticid og industrikjemikalie. Mirex ble hovedsakelig brukt som et insekticid i plantevernmidler (Christensen *et al.*, 2011), men har også blitt brukt som flammehemmer i plast, gummi, maling, papir og elektriske apparater.

Som alle POPs, er mirex hydrofob, og sprer seg til kaldere geografiske områder. Mirex er et av de mest persistente pesticidene, og antas å ha en halveringstid på opp til 10 år i naturen, noe som gir god tid for bioakkumulasjon i næringskjeden. Giftigheten for fisk er relativt høy, og mirex er potensielt kreftfremkallende for landlevende organismer (Ritter *et al.*, 1996).

2.2.8 Polybromerte difenyletere – PBDE

PBDE er en gruppe bromerte flammehemmere bestående av totalt 209 kongener. De har vært vidt brukt som tilsetning i tekstiler, elektriske artikler og plast, for å hindre brannfare. PBDE'er er relativt persistente molekyler, og noen PBDE-kongener har blitt kategorisert som POPs da de er påvist som giftige og har evnen til å akkumuleres i fettvev. I dag er to av tre kommersielt produserte PBDE-blandinger forbudt i EU (okta- og penta-BDE), mens deka-BDE enda er i bruk (NILU, 2014; Tanaka *et al.*, 2013).

2.3 Marint plastavfall og miljøgifter

2.3.1 Adsorpsjon av POPs til marin plast

Som nevnt over er POPs lipofile molekyler, som løses og akkumuleres lett i fettvev hos organismer. Plast er generelt også hydrofobe materialer, som POPs kan adsorberes til. Marin plast har derfor egenskapen til å oppkonsentrere miljøgiftene på dens overflate, og frakte dem med seg med havstrømmene, og akkumulere miljøgiftene i områder hvor plast måtte bli avsatt (Andrady, 2011). Marine plastpartikler er med på å ”rense” omliggende deler av marine miljøer for miljøgifter, og gjør miljøgiftene mindre tilgjengelig for marine organismer. Organiske miljøgifter som er løst i eller adsorbent til organisk materialer, har mindre potensial for å bli opptatt i fordøyelsessystemet til marine organismer, enn de miljøgifter som er løst i vannfase (Lee *et al.*, 2014). Samtidig øker det samlede potensialet for miljøgiftene å bli opptatt i noen deler av næringskjeden, ved at plastpartikler blir inntatt av marine organismer som er spesielt utsatt for plastinntak, som fisk og sjøfugl (Hirai *et al.*, 2011; KLIF & DN, 2011). Det er påvist flere organiske miljøgifter adsorbent til plast som er inntatt av sjøfugl (Hirai *et al.*, 2011).

Plastens evne til å adsorbere hydrofobe organiske miljøgifter er avhengig av både plastens og miljøgiftens egenskaper, der ”likt løser likt”. Oktanol-vannkoeffisienten (K_{OW}) er en partisjonskoeffisient som representerer et stoffs evne til å løse seg i n-oktanol i forhold til vann, og er uttrykt som:

$$K_{OW} = C^{\text{oktanol}}/C^{\text{vann}} \quad (2.1)$$

K_{OW} er et tall på konsentrasjonsforholdet et stoff vil ha i en blanding av n-oktanol og vann, der en høy K_{OW} -verdi gjenspeiler høye konsentrasjoner i oktanol-fasen. K_{OW} -verdier for noen POPs er gjengitt under i Tabell 2.3, for å illustrere forskjellige tendenser de har til å absorberes i organiske løsemidler, og da adsorberes til plast. Det må presiseres at K_{OW} -verdiene ikke er faktiske konsentrasjonsforhold mellom de organiske miljøgiftene og plast.

Tabell 2.3: $\log K_{OW}$ for PCB, DDT, Heptaklor, HCB, Klordan og Mirex. Verdier er hentet fra Ritter *et al.* (1996).

POPs	$\log K_{OW}$
PCB	
Monoklorbifenyl	4,3 – 4,6
Diklorbifenyl	4,9 – 5,3
Triklorbifenyl	5,5 – 5,9
Tetraklorbifenyl	5,6 – 6,5
Pentaklorbifenyl	6,2 – 6,5
Heksaklorbifenyl	6,7 – 7,3
Heptaklorbifenyl	6,7 – 7,0
Octaklorbifenyl	7,1
Nonaklorbifenyl	7,2 – 8,16
Dekaklorbifenyl	8,26
DDT	4,89 – 6,914
Heptaklor	4,40 – 5,5
HCB	3,03 – 6,42
Klordan	6,00
Mirex	5,28*

*Verdi hentet fra U.S. Environmental Protection Agency (2003).

Det finnes få dokumenterte partisjonskoeffisienter for POPs mellom forskjellige plasttyper og sjøvann. Disse partisjonskoeffisientene vil imidlertid være korrekte å bruke i når man beskriver marin plasts evne til å adsorbere POPs fra marine miljøer (Lee *et al.*, 2014). Partisjonskoeffisienter for α -, β - og γ -HCH mellom de tre mest utbredte mikroplasttypene man finner i havet; PE, PP og PS, og sjøvann er oppgitt i tabell 2.4.

Tabell 2.4: Plast-Sjøvannpartisjonskoeffisienter for HCH for de tre vanligste mikroplasttypene; PE, PP og PS. Tall er hentet fra Lee *et al.* (2014).

Kjemikalie	$\log K_{PEsw}$	$\log K_{PPsw}$	$\log K_{PSsw}$	$\log K_{WO}$
α -HCH	2,41	2,69	3,19	3,80
β -HCH	2,04	2,18	2,63	3,81
γ -HCH	2,33	2,58	3,01	3,55

2.3.2 Migrasjon av additiver i marin plast

For å gi plasten ønskede egenskapet kan produsentene tilføre plasten *additiver*, som mykgjørere, flammehemmere, og fargepigmenter. Additiver er ikke kjemisk bundet til

plastpolymerene, og kan migrere til overflaten og ut av plasten. Slik kan additiver lekke ut til omgivelsene, ved at de fordamper eller løser seg i marine miljøer. Additiver som PBDE (se kapittel 2.2.7) og ftalater (mykgjørere) kan utgjøre andeler opp til henholdsvis 18% og 70% av plastens vekt, og kan bli tatt opp av marine organismer som har inntatt additivtilsatt plast. (COWI – Danmark *et al.*, 2012).

Migrasjonsraten er gitt ved Flicks lov (COWI – Danmark *et al.*, 2012):

$$M = C_0 \sqrt{t} \times K 10^{-\frac{E}{RT}} \quad (2.2)$$

der

- M = migrasjon
- C_0 = konsentrasjon av additiv i plasten
- t = tid
- K = konstant
- T = temperatur
- E = aktiveringsenergi
- R = gasskonstant

Fra formel 2.2 ser man at migrasjonen er sterkt avhengig av temperatur, der høye temperaturer fremmer migrasjon av additivene, og avtar ved avtagende konsentrasjoner av additiver i plasten. Migrasjonen er større når additivenes løselighet i det omliggende medium er god, og omvendt.

Når additivtilsatt plast blir tatt opp av marine organismer, som havhest, som holder en kroppstemperatur rundt 38-39°C, ligger forholdene derfor til rette for økt migrasjon av additiver i plasten (D. Herzke, *personlig meddelelse*, 29.04.14).

2.4 Gasskromatografi-Massespektrometri

For å oppnå en god separasjon og kvantitativ deteksjon av enkeltkomponenter i en kompleks matriks, er gass-kromatografi (GC) koblet til en massespektrometerdetektor (MS) et utmerket redskap for forbindelser som kan analyseres i gassfase. Både kvalitative og kvantitative analyser er mulig med GC-MS.

2.4.1 Gass-kromatografi

I likhet med andre kromatografiske metoder, baserer GC seg på å separere ulike molekyler fra hverandre med hensyn på deres affinitet mot en *stasjonær fase*, i en *mobil fase* (gass). Gassen (N_2 , He eller H_2) beveger seg igjennom systemet over den stasjonære fasen, og et molekyls

evne til å vekselvirke med de to fasene, utgjør dets fordeling mellom den mobile og den stasjonære fasen gjennom det kromatografiske systemet. Fordelingen kan beskrives med partisjonsfaktoren, K , som er et tall på konsentrasjonsforholdet av et molekyl i den stasjonære og mobile fasen (se likning 2.3).

$$K = C^{\text{stasjonær fase}} / C^{\text{mobil fase}} \quad (2.3)$$

Molforholdet av et molekyl mellom de to fasene er følgelig avhengig av volumet av stasjonær og mobilfase tilstede, og er gitt ved retensjonsfaktoren, k' , uttrykt i likning 2.4:

$$k' = C^s V^s / C^m V^m = K \frac{V^s}{V^m} \quad (2.4)$$

Da retensjonsfaktoren, k' , representerer tiden et stoff bruker i stasjonærfasen, som er i ro, i forhold til mobilfasen, vil to eller flere molekyler med forskjellig k' kunne separeres fra hverandre med hensyn på tiden de bruker gjennom det kromatografiske systemet, deres *retensjonstid*, t_r (Harris, 2007).

Det kromatografiske systemet består hovedsakelig av injektor, kolonne, og detektor, der flere varianter og sammensetninger er å finnes. Et hovedskille går mellom hvilken mobilfase som brukes. *Væske*-kromatografi benytter mobilfase i væskeform. Ved *gass*-kromatografi er mobilfasen, som navnet tilsier, en gass.

GC-kolonner skilles mellom å være pakket, der 3-6mm diameter og 1-5m lengde er vanlig, eller å være hule (åpen tubulærkolonne, OT), der 0,10-0,53mm diameter og 15-100m lengde er typiske dimensjoner. Stasjonærfasen kan være væskeform rundt et fast pakkemateriale, eller pakkemateriale kan selv være en stasjonærfase. For OT kan også stasjonærfasen i væskeform være kledd direkte på kolonneveggen (WCOT; Harris, 2007).

Prøven blir injisert på GC-kolonnen, som leder inn til en ovn, der gradvis oppvarming av kolonnen skjer. Gradvis økende temperatur får mindre flyktige stoffer til å fordampe etter tur, som kan da raskere føres gjennom kolonnen med bæregassen; k' minkes (se likning 2.4). Avhengig av hvor konsentrert prøven er, blir injeksjonsvolumet av prøven (0,1-2 μ L) som oftest delt opp ytterligere ved splitt- eller splittless-injeksjon, der henholdsvis 0,2-2% og 80% av injeksjonsvolumet føres videre gjennom kolonnen. For termisk ustabile komponenter er

”On-Column”-injeksjon å foretrekke, der hele injeksjonsvolumet føres inn i kolonnen. ”On-Column”-injeksjon er også å foretrekke for kvantitative analyser (Miller, 2005).

Molekylene blir registrert av en detektor ved utgangen av kolonnen og tar ideelt form som en gaussisk topp. For å kunne beskrive hvor god en separasjon er, melder to faktorer seg gjeldende; forskjell i retensjonstider, Δt_r , og hvor brede toppene er som registreres. Evnen et kromatografisk system har til å skille ulike stoffer fra hverandre for å unngå overlappende topper er referert til som oppløsning, og er beskrevet i likning 2.5, der t_1 og t_2 er retensjonstidene til henholdsvis molekyl 1 og 2, og w_2 og w_1 er bunnbredden av de respektive kromatogramtoppene (Harris, 2007).

$$R_s = \frac{t_2 - t_1}{\frac{1}{2}(w_2 + w_1)} \quad (2.5)$$

Som man ser fra likning 2.5, vil en større forskjell i elueringspunkt gi bedre oppløsning. Samtidig vil brede topper redusere oppløsningen, da toppene lettere kan overlapse. Årsaker til spredning av kromatogramtoppene er flere; Eddy diffusjon (A), Longitudinal diffusjon (B), og motstand mot massetransport (C), og de vil alltid øke *platehøyden*, H , som er beskrevet ved van Deemters likning (se likning 2.6). H er et lengdemål som trengs for en løsning å oppnå likevekt mellom stasjonær- og mobilfasen i kolonnen, og er derav et mål på kolonnens effektivitet, der lav H gir smale topper, og følgelig god oppløsning (Harris, 2007; Miller, 2005).

$$H \approx A + \frac{B}{u_x} + C u_x \quad (2.6)$$

A , B og C er konstanter for en gitt kolonne, mens u_x er den lineære hastigheten av mobilfasen gjennom kolonnen, og kan variere. OT-kolonner har den fordel at Eddy diffusjon fra multiple strømningsveier igjennom kolonnen ikke eksisterer, og A elimineres, som fører til lavere platehøyde. OT-kolonner er samtidig betydelig lengre enn pakkede kolonner, som resulterer i flere teoretiske plater, N ($N = \text{Kolonnelengde}/H$; Harris, 2007)

2.4.2 Massespektrometri

Massespektrometri (MS) er et deteksjonssystem som har et bredt bruksområde, og som gir raske og sensitive analyser, med lave deteksjonsgrenser. MS-apparaturer består av tre hovedkomponenter; ionekilde, analysator og detektor.

Prøven som ønskes analysert blir ført inn i ionekilden, hvor analyttene blir ionisert, som oftest ved enten elektron ionisering (EI) eller kjemisk ionisering (CI), men andre ioniseringsteknikker eksisterer.

Ved EI blir analytten ført igjennom en elektronstråle, hvor energioverføring og følgelig eksitering tar sted. Elektroner blir emittert fra et varmefilament, og akselerert mot analytten i et elektrisk felt (normalt 70 eV). Det elektriske feltet som settes, gjenspeiler elektronenes kinetiske energi og da, deres bølgelengde. Elektronene forstyrrer analyttenes kjemiske bånd av lignende lengde, og forårsaker eksitering og tap av elektroner. For organiske molekyler observeres maksimal ionedannelse ved 70eV, men selv da vil gjennomsnittlig kun ett av 1000 molekyler bli ionisert. Under ionedannelsen vil rundt 10-20 eV overføres til analytten, som er nok energi til å forårsake videre fragmentering (de Hoffmann *et al.*, 2007).

CI blir brukt som en mindre kraftig ioniseringsteknikk, der mindre energi overføres til analytten, og mindre fragmentering oppstår. CI baseres på en ioniseringsteknikk, hvor analytten blir ført igjennom et ioniseringsplasma, bestående av allerede ioniserte gasmolekyler, kalt ioniseringsplasma. Ioniseringsplasmaet ioniserer analytten ved proton transport, adduktformasjon, eller overføring av ladninger til analytt, og danner i all hovedsak positivt ladede ioner. Dannelse av anioner vil også forekomme ved at analytter tar opp lavenergi-elektroner (<1 eV). Dette skjer hyppigst for organiske molekyler med flere elektronegative atomer, som halogenerte molekyler (for eksempel klorerte pesticider og andre POPs; de Hoffmann *et al.*, 2007).

Etter ionisering blir ionene akselerert mot masseanalysatoren i et elektrisk felt. Masseanalysatoren skiller ionene med hensyn på deres m/z-ratio. Typiske masseanalysatorer er elektrisk og magnetisk sektorinstrument (E og B), kvadrupol (Q), ion trap (IT), time-of-flight (TOF), syklotron resonans (FTICR) og orbitrap (FT-OT). For GC-MS er kvadrupol vanlig, da kontinuerlig analyse av innkommende ioner er mulig. Kvadrupolen består av fire parallelle metallstaver, hvorpå et elektrisk felt blir satt, der motstående staver, har samme ladning, men motsatt ladning av sidestående staver. Et vekslende elektrisk felt blir i tillegg satt over stavene. Et positivt ion blir fokusert inn mellom de fire stavene hvor det totale

elektriske feltet bestemmer dens bane gjennom kvadrupolen. Positive ioner vil frastøtes de negativt ladede stavnene, og tiltrekkes de positive, men da et vekslende felt regelmessig vil skifte polenes ladning, vil ionets bane være avhengig av dets masse (m) og ladning (z). De positivt ladede stavnene vil filtrere ut positive ioner under en bestemt m/z -ratio, ved å styre det vekslende elektriske feltet. Likeledes vil de negative stavnene kunne filtrere ut alle positive ioner over en gitt m/z -ratio. Til sammen utgjøres et åpning for ioner med en eksakt m/z -ratio, som slippes igjennom kvadrupolen, og kan detekteres i detektoren (de Hoffmann *et al.*, 2007). Kvadrupoler kan endre det elektriske feltet relativt raskt, og med det raskt endre m/z -ratioer som blir detektert. Det kan foretas en full-scann hvor det blir analysert for en rekke m/z -ratioer, eller analysere definerte m/z -ratioer, referert til som SIM ("Selected Ion Monitoring"). SIM er å foretrekke for kvantitative analyser, da mer tid er viet til å analysere bestemte z/m -verdier, som øker sensitiveten for de gitte ionene (de Hoffmann *et al.*, 2007).

2.5 Opprensning

Prøveekstrakt kan bli finrenset med GPC ("Gel Permeation Chromatography"). GPC er en kromatografisk metode som skiller molekyler med hensyn til størrelse, også referert til som "size exclusion chromatography" (SEC). I GPC brukes en syntetisk stasjonærfase (Polyvinylbasert), med porestørrelser store nok for definerte molekylstørrelser til å entre, men ekskluderer større molekyler. Dermed vil ekskluderte molekyler gå igjennom kolonnen raskt uten å bli holdt tilbake, og skilles slik fra mindre molekyler. Molekylene blir ikke adsorbent til stasjonærfasen, men blir hindret for direkte utløp av kolonnen. GPC er et nyttig verktøy i prøveopparbeiding, hvor prøvematerialet kan oppkonsentreres for påfølgende analyser (Miller, 2005).

2.6 Kvalitetssikring i analytisk organisk kjemi

2.6.1 Kvantifisering med internstandard

For kvantifisering av analytter analysert med GC-MS er internstandardmetoden en mye brukt metode. Metoden er spesielt nyttig når man arbeider med ukjent matriser, og baserer seg på å sammenligne signalintensitet fra et tilsatt referansemolekyl av kjent mengde mot signalintensitet av analytt.

Internstandard (ISTD) tilsettes prøvematerialet før eventuelle ekstraksjons- og opprensingsprosedyrer gjennomføres. Internstandarden utsettes dermed for samme behandling og risiko for svinn som analytten selv, og forholdet mellom ISTD og analytt vil forbli konstant gjennom hele metoden.

Signalintensiteten gjenspeiler mengden molekyl til stede, men detektorens respons er ikke alltid lik for de to molekylene; ISTD og analytt. Det vil si at detektoren kan respondere sterkere for et molekyl enn for et annet. For å ta høyde for eventuelle responsforskjeller er det nødvendig å beregne responsfaktoren, F , som beskriver responsen av analytt i forhold til ISTD. Til dette analyseres en løsning med kjente mengder av både ISTD og analytt, og for å regne ut F , tas det utgangspunkt i likning 2.7 (Harris, 2007).

$$\frac{A_{(\text{analytt})}}{C_{(\text{analytt})}} = F \frac{A_{(\text{ISTD})}}{C_{(\text{ISTD})}} \quad (2.7)$$

der: $A_{(\text{analytt})}$ = toppareal til analytt

$A_{(\text{ISTD})}$ = topparealet til internstandard

F = responsfaktor

$C_{(\text{analytt})}$ = konsentrasjon av analytt

$C_{(\text{ISTD})}$ = konsentrasjon av internstandard

Når man kjenner responsfaktoren, F , kan konsentrasjonen av analytt beregnes med en enkel modifisering av likning 2.7 til likning 2.8:

$$C_{(\text{analytt})} = \frac{A_{(\text{analytt})}C_{(\text{ISTD})}}{F \times A_{(\text{ISTD})}} \quad (2.8)$$

En ISTD må overholde visse krav for å kunne brukes som referanse; den må være nært kjemisk lik analytten man analyserer for, den må elueres ut i nærheten av analytten, men samtidig må signal fra ISTD og analytt effektivt kunne skilles fra hverandre. Ved bruk av MS-detektor kan ¹³C-merkede eller deutererte molekyler brukes som ISTD, da de effektivt skilles fra analytter med hensyn på deres vekt, men er samtidig kjemisk like og har likt elueringspunkt (Harris, 2007).

2.6.2 Gjenvinning av internstandard

For å måle effekten av eventuelle opprensingsprosedyrer, og metodens stabilitet, kan gjenvinning av ISTD (rec.ISTD) kalkuleres. Rec.ISTD uttrykkes som prosent ISTD som er gjenværende i analysemateriale, etter prøveopparbeidelse. Bestemmelse av rec.ISTD gjøres ved tilsetning av gjenvinningsstandard (RSTD) til prøvene like før analyse (Harris, 2007).

2.6.3 Blanke prøver

For å avdekke eventuelle forurensninger som følger av opprensing og andre prosedyrer prøvene blir utsatt for, blir det brukt blanke prøver, kalt metodeblank, som ikke inneholder analytt. Metodeblank gjennomgår samme metodeforløp og prosedyrer som andre prøver. Blir det detektert analytter i blankprøven vil det være et tegn feil i metoden, eller at metoden ikke er optimalisert tilstrekkelig. Samtidig vil det støtte antagelsen at de resterende prøvene er kontaminert i lik grad, og resultater fra metodeblank blir trukket fra resterende prøveresultater (Harris, 2007).

2.6.4 Deteksjons- og kvantifiseringsgrenser

Deteksjonsgrensen (LOD) beskriver den minimale mengden analytt som må være til stede for deteksjon. LOD er avhengig av nivå av støy som observeres i kromatogrammet, i forhold til signalintensiteten av analytt. Flere metoder blir brukt for å regne ut LOD, men de er alle relatert til signalintensitet fra støyparametrene. En mye brukt definisjon på LOD er gitt i likning 2.9, der N er støy, og S er signal (Miller, 2005).

$$\text{LOD} = 3 \times \text{S/N} \quad (2.9)$$

Kvantifiseringsgrensen (LOQ) er, som LOD, avhengig av støy og signalintensitet i kromatogrammet. LOQ er definert som den minimale mengde analytt som må være til stede for kvantifisering, og gi eksakte mengdemålinger. LOQ er ofte definert som 10 ganger S/N (Miller, 2005), eller 10 ganger signal fra feltblank (R. Kallenborn, *personlig meddelelse*, 09.05.2014).

2.6.5 Nøyaktighet og presisjon

Resultater fra en analytisk prosedyre bør være reproduserbar så langt det er mulig. Det vil si at like resultater bør kunne produseres mellom hver gang metoden benyttes, og da, at presisjonen er god. Nøyaktighet i metoden beskriver hvor nære resultatene er til sine sanne verdier. For å måle nøyaktigheten i metoden er det nødvendig å analysere et standard referansemateriale (SRM), av kjent sammensetning og sertifiserte mengder analytter. Et SRM skal ha tilnærmet lik matriks som prøvene man analyserer. Analyseprosedyrer bør produsere resultater nærme de sertifiserte mengdeverdiene i SRM'et, innenfor metodens presisjon (Harris, 2007).

3 Materialer og metoder

3.1 Litteraturstudie rundt plast i marine miljøer

Det foreligger i dag relativt lite data rundt marin plastforsøpling i norske kyst- og havområder, og det som finnes er ofte som en del av internasjonale samarbeider, e.g. OSPAR og Ocean Conservancy. Det er valgt fokusere på registreringer gjort av Hold Norge Rent og OSPAR i denne avhandlingen, da de innehar de mest omfattende og presise registreringer i Norge i nyere tid.

3.1.1 Norges strender

Fra Hold Norge Rent (Hold Norge Rent, 2012; Hold Norge Rent, 2011; M. Hole Skogen, *personlig meddelelse*, 11.03.2014), har det blitt funnet informasjon om mengde og type avfall som har blitt funnet langs Norges kyst. Årlige registreringer har blitt satt opp mot hverandre for å avdekke eventuelle trender i avfallsmengde og -sammensetning, og kun blitt korrigert for strandlengden som har blitt ryddet, ikke antall frivillige deltakere (se figur 4.1).

Videre har det blitt forsøkt å kategorisere strandavfallet, registrert av Hold Norge Rent, med OSPAR's metodikk for registrering av strandsøppel (se kapittel 2.1.2, tabell 2.2), der materiale av uspesifiserte registreringer ble antydnet, med hensyn på deres plastinnhold. Et "verste" (mest plast) og et "beste" (minst plast) utfall ble satt opp mot hverandre, for å gi en indikasjon på andelen av den totale avfallsmengden som består av plast (se figur 4.2).

Fra OSPAR's registreringer av strandavfall fra 100 meter transektene i Norge (OSPAR Comission, 2014a) har avfallsartikler, registrert som plast av OSPAR, blitt satt inn i diagram for å illustrere geografiske differanser i plastmengde, samt utvikling over tid (se figur 4.4). Sammensetning av det totale strandavfallet fra 100 m transektene har likeså blitt gjengitt, og illustrert i diagram (se figur 4.5).

3.1.2 Norges havområder

Overvåkningsarbeidet utført av OSPAR (OSPAR Commission, 2014b), har vært den grunnleggende kilden til data for plastinntaket til havhestene i Nordsjøen, region II (se figur 2.1). Prosentandel av havhester med et plastinnhold $>0,1$ gram i magen, som overskrider EcoQO-målet (se kapittel 2.1.3) ble sammenlignet for bestemte regioner, henholdsvis; den engelske kanal, Øst-England, Skottland, Nederland, Sør-østlige deler av Nordsjøen, Skagerakområdet

(som Norges registreringer er en del av) og Færøyene (som er et referansepunkt for Nordsjøen).

Informasjon om plastmengder registrert i havhest ved Lista i Vest-Agder, har blitt samlet fra van Franeker & SNS Fulmar Study Group (2011), van Franeker *et al.* (2011b) og KLIF & DN (2011). Det har fra disse registreringene blitt laget grafisk oversikt over andel havhester som overskrider EcoQO-målet, tilsvarende som for Nordsjøen.

For å få et sette plastmengdene i Nordsjøen i et globalt perspektiv, har sammenlignbare data blitt hentet ut for andre geografiske områder, henholdsvis; Island (Kühn *et al.*, 2013) og den canadiske Arktis (Provencher *et al.*, 2005).

3.2 Karakterisering av plast funnet i magen av havhest

3.2.1 Prøvemateriale

Åtte havhester har i 2012 blitt samlet som bifangst utenfor kysten av Nord-Troms og Vest-Finnmark, rundt 71°N, 17°S. Norsk institutt for naturforskning (NINA) i Trondheim har stått for innsamling, karakterisering og dissekering av havhestene, og har isolert plastfragmenter fra mageinnholdet av fuglene. NINA har tatt ut lever-, og muskelprøver fra bryst, fra hvert individ. Plastfragmentene har blitt sendt til Tromsø per post, og lever- og muskelprøvene har blitt sendt i frossen tilstand med ekspresspost.

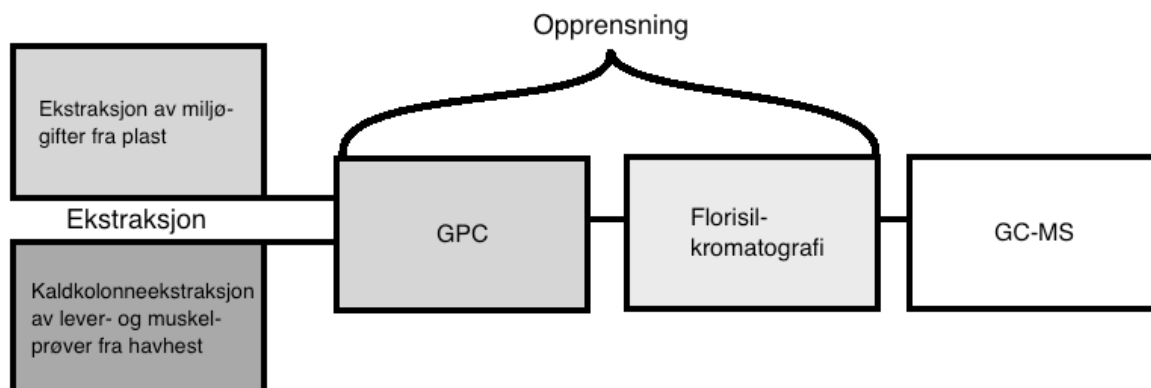
3.2.2 Karakterisering av plast

Plastfragmentene fra de åtte havhestene har blitt karakterisert med hensyn på størrelse; lengde og bredde, vekt, tetthet og utseendekarakteristikk. Lengde- og breddebestemmelse ble utført med et skyvelære med en presisjon på 1/100mm, der de to lengste diameterne av hvert plastfragment, hvis mulig, ble notert. For vektbestemmelse av plastfragmentene ble ett og ett plastfragment veid på en digital laboratorievekt med en presisjon på 1/1000 gram. Tetthetsbestemmelse ble gjort ved å se på flyteegenskapene til hvert plastfragment i vann. Hvert plastfragment ble overført til et begerglass fylt med MilliQ-vann, som er deionisert og filtrert gjennom et 0,22µm membranfilter. Tettheten av plastfragmentene ble notert som <math><1\text{g/cm}^3</math> og $>1\text{g/cm}^3$ ettersom de fløt eller sank, der vannets tetthet er tilnærmet lik 1g/cm^3 under laboratorieforhold.

Det ble så notert farge av plastbitene, og generell utseendekarakteristikk av type ”tråd” og ”fragment”.

3.3 Analyse av miljøgifter i plast og vev fra havhest

For å trekke ut miljøgiftene fra prøvemateriale ble det først foretatt en ekstraksjon med løsemiddel, som dermed ble fulgt av en opprensningsprosess, før analyse på GC-MS. Metoden er skissert i grove trekk i figur 3.1.



Figur 3.1: Metodeskisse som viser grove metodesteg for prøveoppbeiring for analyse av miljøgifter fra plast, og lever- og muskelvev fra havhest.

3.3.1 Prøvemateriale

Prøvemateriale er beskrevet i kapittel 3.2.1

3.3.2 Kjemikalier og standarder

Prøvene ble kvantifisert med ^{13}C isotopmerkerte internstandarder (videre er referert til som POP I og BROM I; se vedlegg C) og gjenvinningsstandard (^{13}C PCB 159, 113 pg/ μL). Detaljerte opplysninger om analytisk utstyr, løsemidler og forbruksmaterialet, samt kondisjonering og rensning av utstyret finnes i tidligere faglige publikasjoner (Carlsson *et al.*, 2011; Herzke *et al.*, 2003).

3.3.3 Ekstraksjon av miljøgifter fra plast funnet i havhest

Plastfragmentene fra hver fugl ble overført i nye reagensglass. Plastfragmentene og en blank prøve ble så tilsatt 20 μL av hver av internstandardene; POPI og BROMI (Tromsø), med automatpipette. For å trekke ut adsorberte miljøgifter og additiver fra plastfragmentene ble det ekstrahert to ganger i 2 mL 75% sykloheksan/25% aceton (V/V), og en siste gang i 2 mL diklormetan. For hver ekstraksjon ble prøverørene satt i ultralydbad i 20 minutter. Ekstraktene fra hver plastprøve og blank ble overført til nye 12mL-reagensglass, for så å bli dampet ned med et RapidVap Vacuum Evaporation System, fra Labconco (se vedlegg D), til ca. 0,5-1 mL ved 30 grader celsius, 40% rotasjon, 10 x 10 min intervaller med et starttrykk på 550 mbar (hPa) som gradvis ble senket til 300 mbar (hPa). Etter konsentrering ble ekstraktene overført

til nye 4 mL-prøveglass, og 12 mL-reagensglassene ble skylt én gang med 0,5 mL heksan og én med 0,5 mL diklormetan, som også ble overført til 4 mL-prøveglassene. Prøvene ble oppbevart kjølig inntil opprensning med GPC kunne begynne.

3.3.4 Ekstraksjon av miljøgifter fra lever-/muskelprøver fra havhest

De åtte frosne lever- og muskelprøvene ble tatt ut fra fryst tilstand (-18°C) og tint opp for videre opparbeidelser. De ble så kuttet opp i mindre biter på petriskåler med rensket skalpell for å få med deler fra hele vevsprøvene, og deretter veid inn (rundt 2 gram) i plastbegre på digital laboratorievækt med en presisjon på 1/100 gram (se veieskjema i tabell 3.1). Under håndtering ble det for hver vevsprøvene brukt rene skalpeller, pinsetter, petriskåler og hansker for å forhindre krysskontaminering.

Tabell 3.1: Innveid prøvemengde fra lever og muskel fra havhester for analyse av POPs.

Individ:	001	002	003	004	005	006	007	008	SRM
Lever (g)	2,00	1,98	1,81	1,98	1,97	1,99	1,77	2,00	0,20
Muskel (g)	2,00	2,09	2,13	2,08	2,15	2,02	2,09	2,10	0,30

Det ble så veid inn og tilsatt en mengde natriumsulfat (Na_2SO_4) til hver vevsprøve på omtrent 20 ganger tilsvarende innveid vevsprøve. Na_2SO_4 ble også veid inn til to blanke og en SRM ("1945 Whale Blubber") fra National Institute for Standards and Technology (NIST; Gaithersburg, MD 20899, USA) for hver vevstype, totalt fire blanke og to SRM. Alle prøvene ble homogenisert i 30 sekunder på huggemaskin, og fryst over natten.

De homogeniserte vevsprøvene ble tint opp dagen etter og overført til ekstraksjonskolonner, og pakket tett for å forhindre luftflommer. Det ble tilsatt 20 μL POP I (se vedlegg C) og 20 μL BROM I (se vedlegg C) til hver av totalt 22 kolonner før ekstraksjon med 50 mL 75% sykloheksan/25% aceton (V/V). Det ble foretatt tre ekstraksjoner, hver på en time, og totalt ble det ekstrahert 150mL. Ekstraktene ble samlet opp i TurboVap-glass, og dampet ned til 1 mL på TurboVap[®] 500 ClosedCellConcentrator fra Zymark[®] (se vedlegg D) i 35°C vannbad, innstilt på program B, før overføring til nye 4mL-prøveglass. TurboVap-glassene ble vasket med n-heksan og diklormetan, som også overførtes til respektive 4mL-prøveglass. Ekstraktene ble oppbevart kjølig inntil opprensning med GPC.

3.3.5 GPC

Ekstraktene fra plast, og vev og muskel fra havhest, fikk nå romtemperatur før opprensning. GPC ble utført med et Waters GPC Cleanup System (se vedlegg D), utstyrt med to seriekoblede EnVirongel™ GPC Cleanup Kolonner med mål; 19x150 mm og 19x300 (se vedlegg D). Når GPC-systemet ikke er i bruk, blir volumstrømmen holdt i sirkulasjon ved 0,200 mL diklormetan/min. Før bruk ble det koblet til nytt diklormetan-reservoar og spillreservoar, og volumstrømmen ble økt til 5 mL diklormetan/min. Absorbans av volumstrømmen ble overvåket med en UV/Vis-detektor ved 252 nm og 240 nm ved utgangen av GPC-kolonnene. Spektrofotometeret var koblet til og styrt fra dataprogrammet "Millennium 32" (Waters, Palo Alto, Ca., USA). Oppsamlingstidspunktet; elueringstidspunktet innenfor miljøgiftenes retensjonstid gjennom kolonnen, ble bestemt ved å kalibrere GPC-instrumentet med en lipidkalibreringsstandard. Oppsamlingstiden av eluat ble satt fra 14 minutt og 45 sekund til 25 minutter. GPC-injektoren ble vasket med diklormetan før og mellom hver prøveinjeksjon. Blankprøve for respektive prøver ble injisert og kjørt som første prøve for å forhindre eventuelle kontaminasjoner ved injeksjon, fulgt av resterende prøver. SRM ble applisert som siste prøve for dens respektive prøver. Ved injeksjon av prøvematerialet ble det benyttet en 2 mL glassprøyte, som ble vasket i diklormetan i ultralydbad i 10 minutter mellom hvert bruk. Kolonnetrykket ble registrert for hver applisering, for å avdekke eventuelle tilstoppelser i kolonnen.

Alle prøveeluatene ble samlet opp i TurboVap-glass, og tilsatt 10 dråper iso-oktan (keeper), for så å bli dampet ned til 1 mL på TurboVap®500 ClosedCellConcentrator fra Zymark® i 35°C vannbad, innstilt på program B. De neddampede eluatene ble så overført til nye haksanrensede 12 mL-prøverør. TurboVap-glassene ble vasket med n-heksan og diklormetan, som sammen med eluatene, ble overført til 12 mL-prøverør.

3.3.6 Florisil-kromatografi

Florisil-kromatografi ble utført med Rapid Trace SPE Workstation fra Zymark® (se vedlegg D), som er en automatisert fastfaseekstraksjon (SPE). Florisil ble brent ved 450°C i minst 8 timer før bruk. For hver opparbeidede prøve så langt (totalt 29) ble det pakket kolonner med 1 gram florisil, med ett keramikkfilter i bunn og ett på toppen. Løsningsmiddelreservoarene ble fylt opp før bruk, og det ble utført renseprosedyre, før SPE så ble satt i gang. Blankprøver ble her kjørt først, og SRM sist, gjennom systemet.

Etter SPE ble prøvene tilsatt 10 dråper iso-oktan hver, og dampet ned til 0,5 mL på RapidVap Vacuum Dry Eva (se) ved 30°C, 40% rotasjon, 10 x 10 min intervaller med et starttrykk på

550 mbar (hPa) som gradvis ble senket til 300 mbar (hPa). Prøveekstraktene ble så pipettert over til GC-vials, og ble ytterligere dampet ned under en kontinuerlig strøm av nitrogen (N₂; 99 % renhet; AGA, Oslo, Norge) til ca. 300 µL. 12 mL-prøverørene ble vasket med 150 µL diklormetan på vortex, og overført til respektive GC-vials. Som siste steg før analyse, ble det tilsatt 20 µL gjenvinningsstandard (¹³C PCB 159; 113 pg/µL) til hver prøve.

3.3.7 GC-MS analyse av miljøgifter

GC-MS analysene ble utført med en Agilent 7890A gasskromatograf, koblet til et Agilent 5975C massespektrometer (se vedlegg D). Kromatografen var utstyrt med en 30 meter lang DB-5MS kolonne med mål; 0,25 mm indre diameter, og 0,25 µm filmtykkelse. Det ble benyttet deaktivert førkolonne med 0,53 mm indre diameter, og restriksjonskapillar med 0,18 mm indre diameter. Helium (He₂; 6.0) ble benyttet som bæregass, med en hastighet på 1 mL/min. For hver analyse ble det injisert 1 µL prøve on-column av autosampler.

Følgende temperaturprogram ble brukt:

70°C[2 min], 15°C/min → 180°C[0 min], 5°C/min → 280°C[10 min].

Transferlinen fra kromatograf til MS-ione-kilden holdt en temperatur på 280°C, der negativ kjemisk ionisering (NCI) fant sted 160°C med metan som ioniseringsgass. EI-kilden holdt en temperatur på 250°C. MS-detektoren var utstyrt med kvadrupol-analysator som ble operert i SIM-modus. Det ble analysert for PCB, PBDE og klorerte pesticider listet i vedlegg A og B.

3.3.8 Fettbestemmelse

De gjenværende lever- og vevsprøvene, som ikke ble ekstrahert for miljøgifter, ble brukt til å bestemme fettprosent. Fettprosent i lever til fugl 3 og 7 kunne ikke bestemmes, da ingen gjenværende leverprøvemateriale var tilgjengelig. Lever- og vevsprøvene ble finhakket med engangsskalpell, og veid inn i glass på laboratorievekt med en presisjon lik 1/100 gram. Det ble så veid inn rundt 10 ganger mer Na₂SO₄ enn lever- og vevsprøvenes vekt, som ble blandet med prøvene for tørking. Deretter ekstrahertes det tre ganger med 20 mL 75% sykloheksan/25% aceton i 20 minutter i ultralydbad. Ekstraktene overførtes til TurboVap-glass for så å bli dampet ned på TurboVap®500 til 1 mL, og filtrert over til 4 mL-prøveglass gjennom pasteurpipette med papirfilter. TurboVap-glassene ble vasket med n-heksan og diklormetan, som også ble filtrert over til 4 mL-prøveglassene. 4 mL-prøveglassene ble veid før og etter prøveekstraktene ble overført, og ble eksponert for luft til alt løsemiddelet var dampet av. 4 mL-prøveglassene ble så veid på nytt, og fettprosent kunne regnes ut (se vedlegg L).

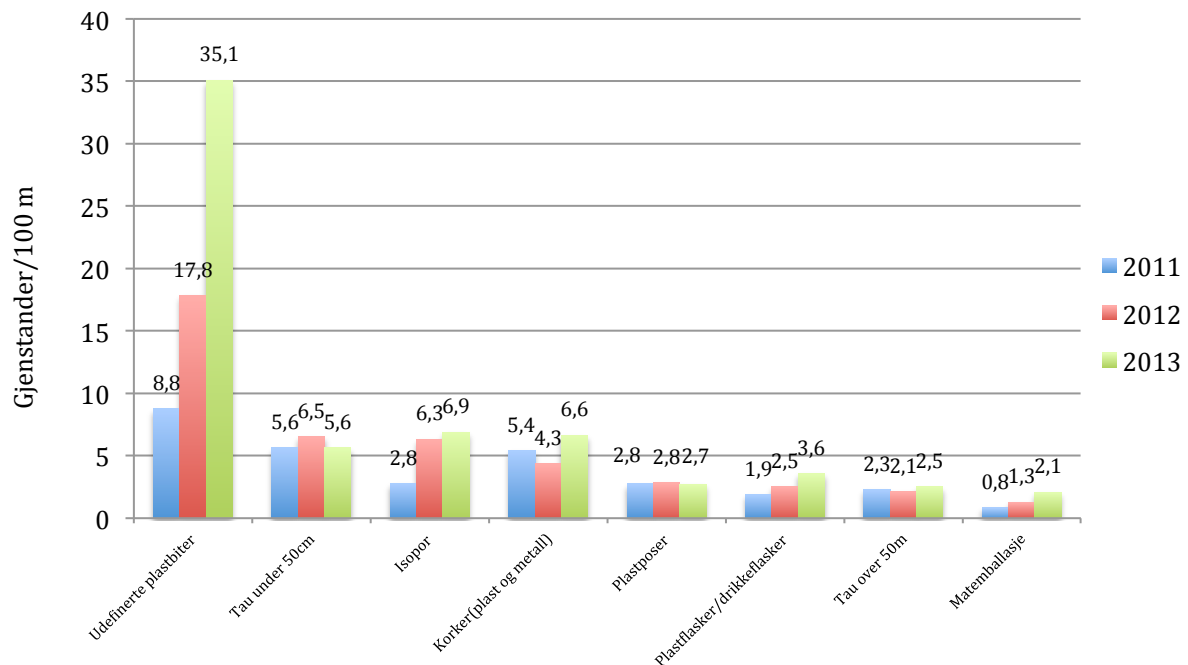
4 Resultater og Diskusjon

4.1 Litteraturstudie; Dagens kunnskapsstatus rundt marin plast

4.1.1 Norges strender

Hold Norge Rent

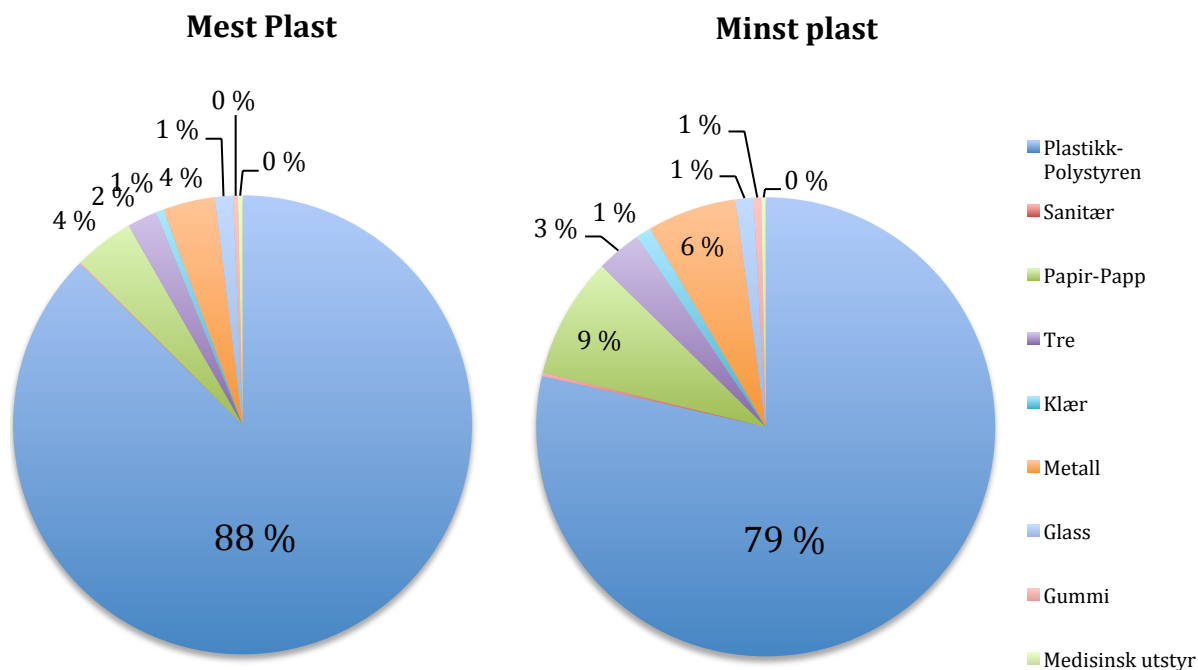
De hyppigste funnene langs norske strender av Hold Norge Rent i 2011-2013, er vist i figur 4.1, som antall avfallsgjenstander per 100 meter strand ryddet. Figur 4.1 tar ikke hensyn til geografiske forskjeller i avfallsmengde, da det ikke ble funnet tilstrekkelig informasjon for det, men illustrerer gjennomsnittlige mengder avfall per 100 meter strand for hele Norge.



Figur 4.1: Utdrag av gjenstander med størst forekomst som ble innsamlet på Strandryddedagen 2011-2013 langs strender i Norge, i regi av Hold Norge Rent. Tallene representerer antall gjenstander funnet per 100 meter strand for hele Norge. Tall er hentet fra Hold Norge Rent (2011), Hold Norge Rent (2012) og M. Hole (personlig meddelelse, 11.03.2014).

Det går frem av figur 4.1 at det gjennomgående har blitt samlet inn mest plastbasert avfall, hvor det hvert år er funnet mest av udefinerte plastbiter. En økning antall er å observere i nesten alle kategorier.

En sammenligning av avfallssammensetning, registrert under Strandryddedagen 2012, mot OSPAR's registreringsmetodikken er vist under, i figur 4.2. Alle udefinerte materiale som; "kasse", "byggmateriale", "agnemballasje", osv. er i verste fall antatt å være plastgjenstander, mot ikke å bestå av plastmateriale.



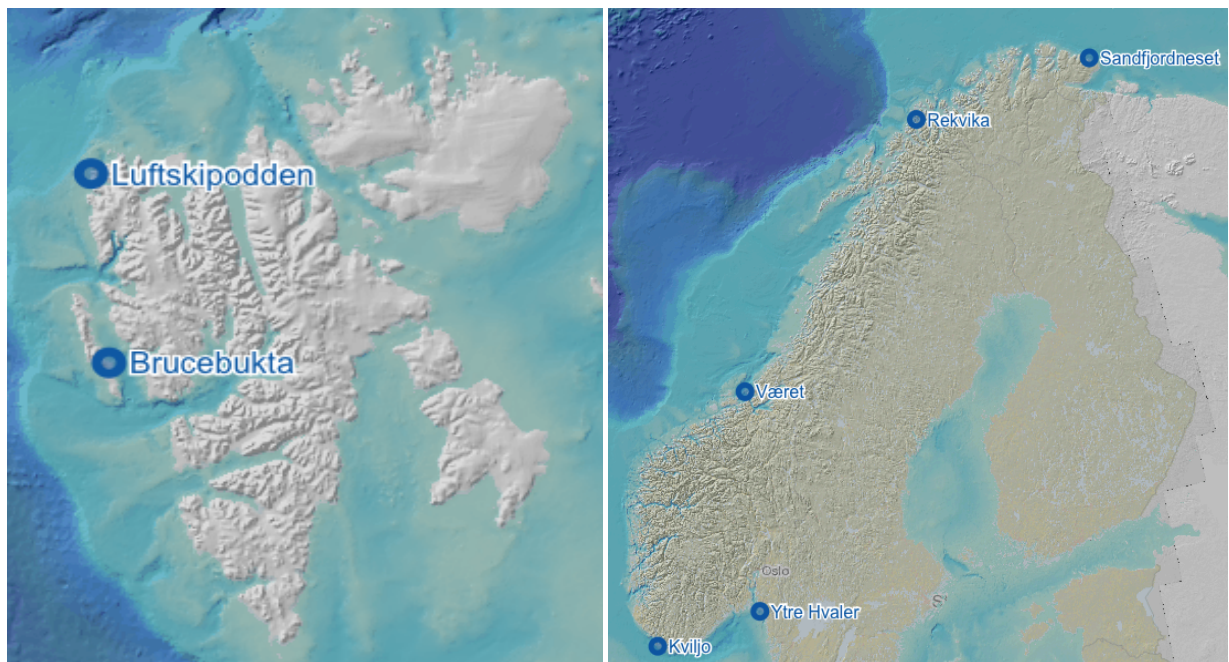
Figur 4.2: Sammensetning av strandavfall registrert under Strandryddedagen 2012. Avfallssammensetning er illustrert med OSPAR's kategorisering av strandavfall, der det er gjort antakelser om hva søppelartiklene består av, med hensyn på deres plastinnhold. Det er så funnet et minimum og et maksimum i potensiell andel plast fra Strandryddedagen, referert til som henholdsvis "Minst plast" og "Mest plast".

Ved disse antagelsene er plastandelen, av de totale registrerte gjenstandene, mellom 88% og 79%, noe som tilsvarer mellom 55 og 49 plastgjenstander innsamlet per 100 meter strandlinje på landsbasis, der det totalt ble innsamlet 141.370 avfallsartikler, fordelt på 100.543 meter strand ryddet (Hold Norge Rent, 2012).

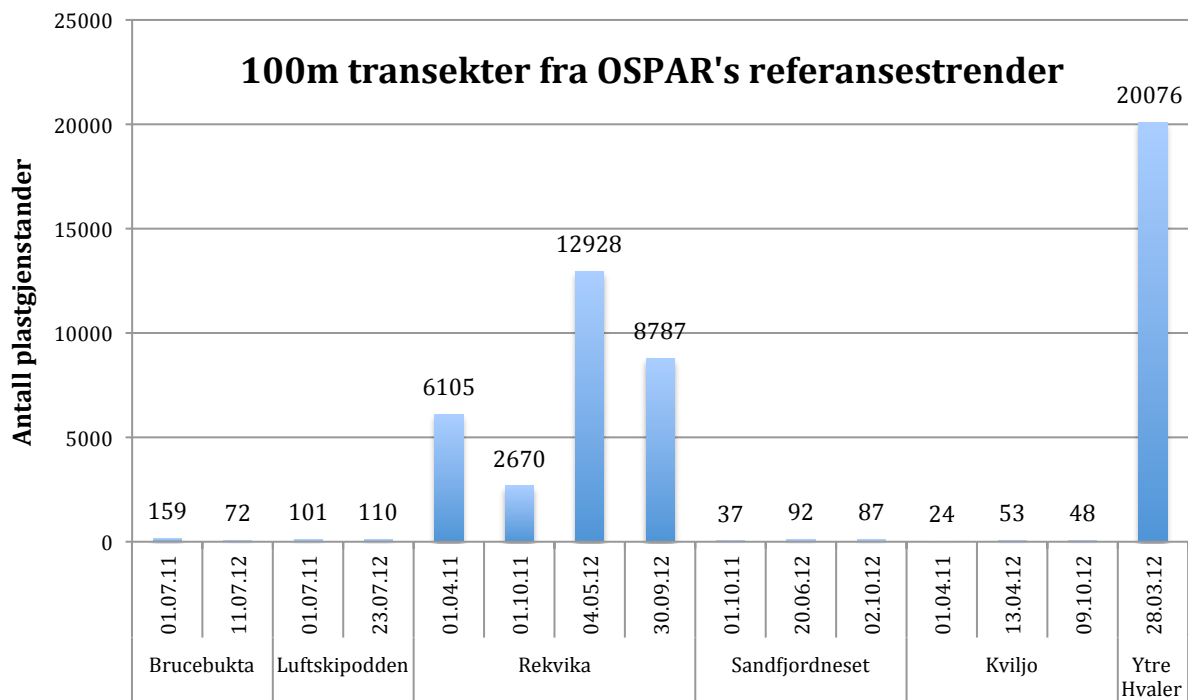
OSPAR

Det har siden 2011 blitt registrert mengde og type strandsøppel på utvalgte strender i Norge etter OSPAR-metodikken (se kapittel 2.1.2). De utvalgte strendene er Brucebukta og Luftskipodden på Svalbard, Rekvika i Troms, Sandfjordneset i Finnmark, Kviljo i Vest-Agder, og Ytre Hvaler i Østfold, som er vist i kart i figur 4.3.

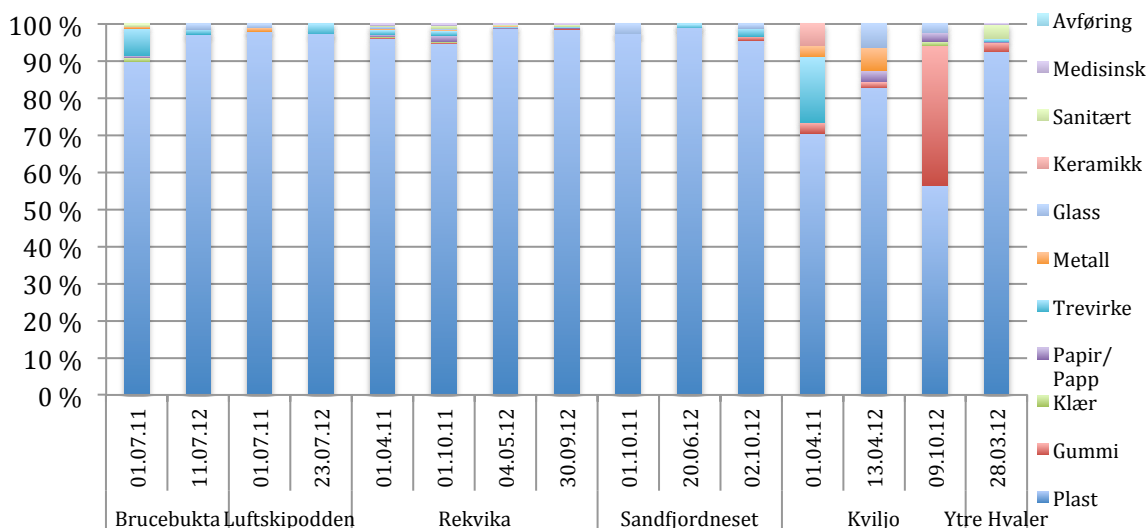
Strendene har blitt ryddet en eller to ganger i året siden 2011, mens Ytre Hvaler har blitt ryddet siden 2012. Plastregistreringer fra 100-metersstrekningene fra disse strendene siden 2011 kan sees i figur 4.4. Sammensetning av det totale strandavfallet er illustrert i figur 4.5.



Figur 4.3: Kart over referansestrendene til OSPAR på Svalbard (t.v) og i Norge (t.h.; Kartverket).



Figur 4.4: Oversikt over antall plastgjenstander registrert for 100 meter-transekter fra OSPAR's referansestrender i Norge (OSPAR Commission, 2014a).



Figur 4.5: Andelsfordeling av hver kategori av strandsøppel registrert på OSPAR's referansestrender i Norge (OSPAR Commission, 2014a).

Figur 4.4 viser klare regionale forskjeller i plastmengde avsatt langs Norges strender. Strendene Rekvika og Ytre Hvaler viser ekstreme strandavsetninger i forhold til de resterende referansestrendene, der Ytre Hvaler går frem som den mest forsøplede stranden med over 20.000 plastgjenstander registrert (se figur 4.4). Registreringer fra Rekvika i Troms viser betydelig større plastavsetninger enn ved Sandfjordneset i nabofylket Finnmark, og ved strender på Svalbard (Brucebukta og Luftskipodden). Samtidig observeres det forskjellige avsetningsmengder ved forskjellige årstider, henholdsvis vår og høst, som er mest framtrepende for Rekvika, der avsetningen er størst om våren.

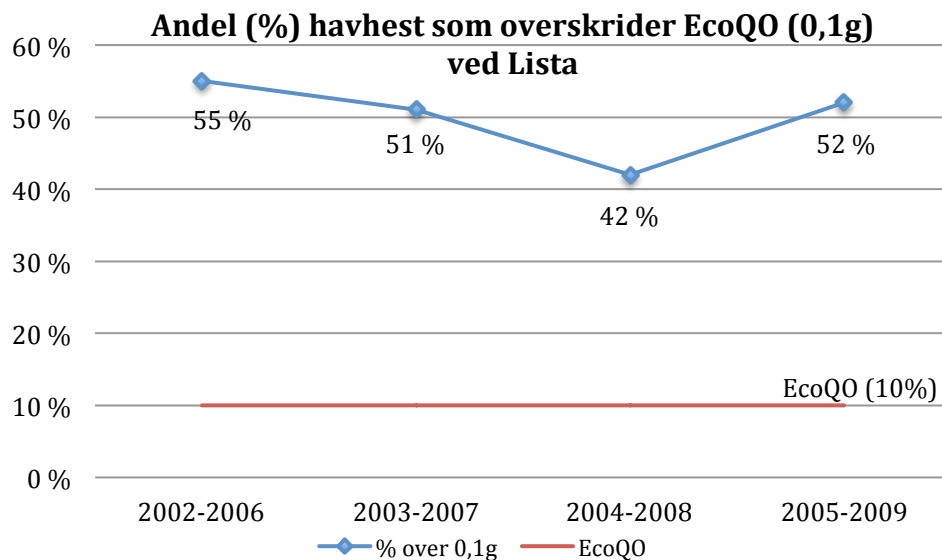
Trender i avsetningsmengde kan vanskelig fastslås, da figur 4.4 kun har målinger fra 2011 og 2012. Det observeres likevel mer enn en fordoblet avsetning fra 2011 til 2012 ved Rekvika, Sandfjordneset (Finnmark) og Kviljo (Vest-Agder). På Svalbard er det registrert en betydelig nedgang av plastavsetninger ved Brucebukta, mens ved Luftskipodden sees en svak oppgang. Av de totale avfallsavsetningene, viser figur 4.5 at ved de fleste strender er over 90% plastgjenstander, bortsett fra ved Kviljo (Vest-Agder), hvor det er stor variasjon. Plast er likeså den mest forekommende avfallsgjenstanden ved Kviljo.

4.1.2 Norges havområder

Lista:

Fra Lista i Vest-Agder har plastinnhold i strandede havhester blitt rapportert inn til OSPAR siden 2002 som del av 'Save the North Sea' (se kapittel 2.1.3). I perioden 2002-2006 hadde 55% av 44 havhester mer enn 0,1g plast i magen (OSPAR Commission, 2013). I perioden 2003-2007 hadde 51% av 55 havhester mer enn 0,1g plast i magen (van Franeker *et al.*,

2011b). Mellom 2004-2008 ble 55 havhester fra Lista undersøkt for plast og det ble rapportert om et gjennomsnittlig innhold av 46 biter plast på en gjennomsnittlig vekt på 0,33gram i hver havhest. 98% av fuglene hadde plast i magen, mens 42% hadde mer enn 0,1gram plast i magen (KLIF & DN, 2011). I 2005-2009 hadde 52% av 50 havhester mer enn 0,1 gram plast i magen (van Franeker & SNS Fulmar Study Group, 2011; se figur 4.6).

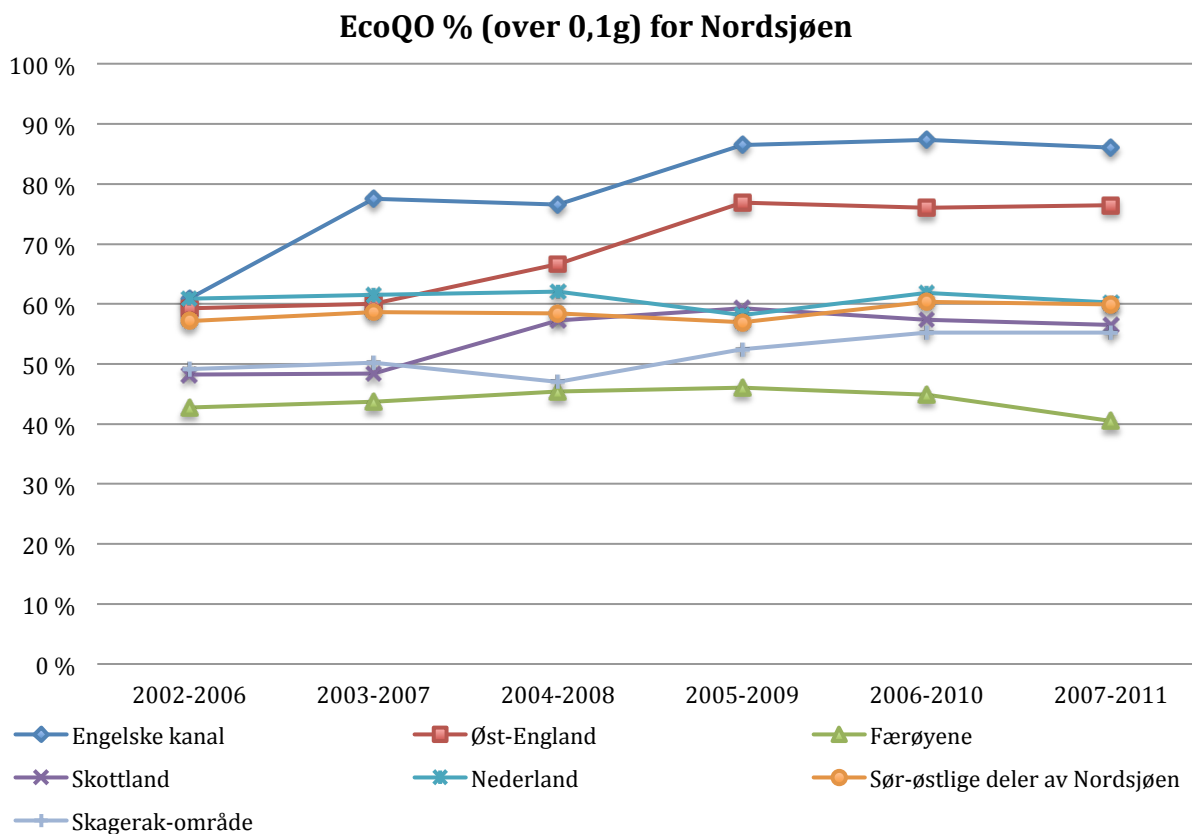


Figur 4.6: Oversikt over prosentandel av havhester fra Lista som har mer enn 0,1 gram plast i magen i femårsperioder fra 2002 til 2009 (OSPAR Commission, 2013; van Franeker et al., 2011b; KLIF & DN, 2011; van Franeker & SNS Fulmar Study Group, 2011).

Fra 2002-2006 til 2004-2009 observerer man en nedgang fra 55% til 42% havhester med >0,1 gram plast i magen, men for året etter observeres en økning til 52%. En trend kan ikke fastslås for plastmengder ved havområdene utenfor Lista, da få individer undersøkt og havhestens evne til å bevege seg over store områder i løpet av få dager, ikke gir et representativt bilde av trender i plastmengder utenfor Lista. Det er derfor være nødvendig å samle flere målinger av plastmengder i havhest fra flere geografiske steder under ett, som OSPAR gjør, der Lista tilhører Skagerak-området.

Nordsjøen:

Plastmengder fra havhester fra områder i Nordsjøen er vist i figur 4.7 og tabell 4.1, som andel havhester med mer enn 0,1 g plast i magen. Målingene strekker seg tilbake til 2002, og er gjengitt i femårsperioder til 2011.



Figur 4.7: Oversikt over prosentandel av havhester som har mer enn 0,1 gram plast i magen i femårsperioder ved de regionale referansepunktene i Nordsjøen (OSPAR, 2014b).

Det er registrert gjennomgående et høyere antall individer som overskrider EcoQO-målet i sørlige deler av Nordsjøen, som er høyest rundt den engelske kanal, tett fulgt av Øst-England. Færøyene, som er lengst nord av referansepunktene, har betydelig færre havhester med mer enn 0,1 g plast i magen.

Fra 2002 til 2011 observeres det i den engelske kanal og langs Øst-England en økning med henholdsvis 25% (fra 61% til 86%) og 17% (fra 59% til 76%), som er større enn for de andre referansepunktene. For Skottland- og Skagerakområdet (der Lista tilhører) observeres det også en økning fra 2002 til 2011 med henholdsvis 9% (fra 48% til 57%) og 6% (fra 49% til 55%), mens for de sørøstlige delene av Nordsjøen (der Nederland er en del av sammen med Belgia og Tyskland) og Nederland har nivået holdt seg relativt stabilt.

Tabell 4.1: EcoQO % av havhester i Nordsjøen fra 2002 til 2011, målt i 5-årsperioder (OSPAR, 2014b).

EcoQO % (over 0.1g)								
5-års periode	Engelske kanal	Øst-England	Færøyene	Skottland	Nederland	Sørøstlige deler av Nordsjøen	Skagerak-område	Lista
2002-2006	61 %	59 %	43 %	48 %	61 %	57 %	49 %	55 %
2003-2007	78 %	60 %	44 %	48 %	61 %	59 %	50 %	51 %
2004-2008	77 %	67 %	45 %	57 %	62 %	58 %	47 %	42 %
2005-2009	86 %	77 %	46 %	59 %	58 %	57 %	53 %	52 %
2006-2010	87 %	76 %	45 %	57 %	62 %	60 %	55 %	-
2007-2011	86 %	76 %	40 %	57 %	60 %	60 %	55 %	-

Registreringene i figur 4.7 og tabell 4.1 tyder på at store andeler av plasten inntreer i de sørlige delene av Nordsjøen, hvor det også fins mye industri. Det er også kan også være en effekt av store plastmengder fra Atlanterhavet som fraktes nordover med havstrømmene, som også frakter plastavfallet fra Nordsjøen nordover. Færøyene har liten populasjon, og driver lite industri, og man ser derfor at den marine plasten som observeres der har opphav fra andre geografiske punktkilder. Ved enda nordligere områder, som på Island, ble det i 2011 registrert at 28% av havhest med en inntatt plastmengde over 0,1 gram (Kühn *et al.*, 2013), og det samme har blitt registrert for havhester ved den vestcanadiske Arktis i 2008 (Provencher *et al.*, 2009). Dette tilsier at plastmengder i havet avtar mot nordligere strøk.

4.2 Karakterisering av plast funnet i magen av havhest

Tabell 4.2: Karakterisering av plast funnet i havhest. Det er oppgitt antall plastbiter som ble funnet i hvert individ, samt vekt, om det var tråder eller fragmenter, fargede eller ufargede (hhv. mørke og lyse), og lettere eller tyngre enn MilliQ-vann (hhv. $<1 \text{ g/cm}^3$ og $>1 \text{ g/cm}^3$).

Individno.	Antall	Vekt (g)	Tråd	Fragment	Lyse	Mørke	$<1 \text{ g/cm}^3$	$>1 \text{ g/cm}^3$
1	11	0,05559	4	7	5	6	11	-
2	1	0,00174	1	-	1	-	1	-
3	2	0,0099	-	2	1	1	2	-
4	11	0,09197	-	11	5	6	11	-
5	27	0,74799	1	26	5	22	26	1
6	4	0,02054	3	1	-	4	4	-
7*	10	0,14905	1	9	7	3	4	6
8	6	0,10783	-	6	2	4	6	-
Totalt	72	1,18461	10	62	26	46	65	7
Gj.snitt	9	0,1481	1,25	7,75	3,25	5,75	8,13	0,87
	$\pm 8,2$	$\pm 0,2478$	$\pm 1,5$	$\pm 8,34$	$\pm 2,54$	$\pm 6,9$	$\pm 8,13$	$\pm 2,1$

*Individer av unge fugler

De åtte havhestene inneholdt alle plast i varierende grad. All plast var brukerplast, av forskjellige typer. Karakteristikk av plasten, som tråder og fragmenter, samt om det var lyse eller mørke (fargede) plastbiter, og deres tetthet kan sees i tabell 4.2.

Antall plastbiter inntatt varierer betydelig for hvert av individ, fra 1 i individ 2 til hele 27 plastfragmenter i individ 5, der individ 5 inneholdt mer enn dobbelt så mange plastbidet som resten (se tabell 4.2). Det resulterer i et høyt standardavvik ($\pm 8,2$) for det gjennomsnittlige plastantallet, som er 9 plastbiter. Forholdet mellom det totale antall tråder og fragmenter ligger rundt seks ganger mer fragmenter enn tråder. Selv om plasten i hovedsak er tilstede som fragmenter, varierer det for hvert individ, som for individ 6, som har inntatt flere tråder enn fragmenter.

Det er inntatt en større andel mørke plastbiter enn lyse, henholdsvis 5,75 og 3,25 gjennomsnittlig, men også her varierer det for hvert individ. Fordelingen mellom mørke og lyse fragmenter kan gjenspeile sammensetningen av farget og ufarget plastavfall i havet, der mye forbrukerplast er ofte tilsatt fargepigmenter.

Tetthetsbestemmelsen av plasten viste at to individer (individ 5 og 7) hadde inntatt plast som hadde større tetthet enn vann, der individ 7 inneholdt flere tyngre plastbiter enn lette totalt.

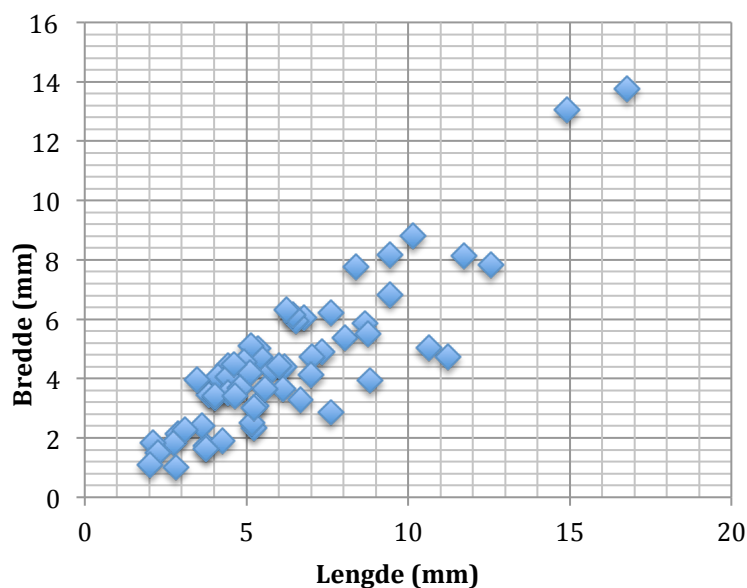
De målte størrelsene av plastfragmentene er satt opp under i tabell 4.3. Der er gjennomsnittlige bredde- og lengdemål listet opp med deres tilhørende standardavvik.

Tabell 4.3: Oversikt over gjennomsnittlige størrelser av plastfragmenter inntatt av hvert individ. Merk at plastbiter kategorisert som "tråd" ikke er tatt med.

Individno.	Antall	Lengde(mm)	\pm std.avvik	Bredde(mm)	\pm std.avvik
1	11	4,58	$\pm 0,76$	3,43	$\pm 0,94$
2	0	-	$\pm -$	-	$\pm -$
3	2	3,47	$\pm 0,8$	2,75	$\pm 0,88$
4	11	4,46	$\pm 1,48$	3,49	$\pm 1,32$
5	26	8,34	$\pm 3,13$	5,87	$\pm 2,7$
6	1	6,02	$\pm -$	4,43	$\pm -$
7	9	4,17	$\pm 1,57$	1,43	$\pm 2,82$
8	6	6,01	$\pm 2,61$	6,66	$\pm 2,83$
Totalt	66	6,20	± 3	4,51	$\pm 2,43$

Individ 5, som hadde inntatt flest plastfragmenter, har også inntatt de største plastfragmentene (se tabell 4.3). Det er funnet et gjennomsnitt i lengde \times bredde lik $(6,20 \pm 3) \times (4,51 \pm 2,43)$,

som også utgjør hovedtyngden av størrelsesfordelingen illustrert i figur 4.8, der plastens lengdemål er plottet mot breddemål.



Figur 4.8: Punktdiagram som viser størrelsesfordelingen av plastfragmenter inntatt av åtte havhester.

Vekten av plast er gjengitt for å måle seg mot EcoQO-målet om $>0,1$ g plast i magen i tabell 4.4, der det er oppgitt andel havhester med forekomst av plast i magen, plastens gjennomsnittlig vekt i hvert individ, samt prosentandel havhester som overskrider EcoQO-målet.

Tabell 4.4: Oversikt over antall plastgjenstander, gjennomsnittlig vekt av inntatt plasmengde, og andel havhester som hadde et plastinnhold over 0,1 gram i magen.

	Antall individer	Andel med plast (%)	n ± std.avvik	g	± std. avvik	EcoQO(%)
Alle	8	100 %	9 ± 8,2	0,148	± 0,248	37,5
Voksne	7	100 %	8,9 ± 8,9	0,148	± 0,268	28,6
Unge	1	100 %	10 ± -	0,149	-	100

Gjennomsnittlig vekt av den inntatte plasten er som det sees i tabell 4.4, 0,148 gram, men med relativt stor variasjon (std.avvik = $\pm 0,248$). 37,5% av havhestene hadde et plastinnhold som overskredet EcoQO-målet med 0,1 gram, som tilsvarer her 3 av 8 individer. Til sammenligning med registreringer fra Nordsjøen (se figur 4.6 og tabell 4.1) er 37,5% nærme andelen havhester ved Færøyene som overskrider EcoQO-målet (40% i 2007-2011). Det vil allikevel ikke kunne sies med sikkerhet at 37,5% av havhestene ved Nord-Troms og Vest-Finnmark har $>0,1$ gram plast i magen, da det er for få undersøkte individer. Et representativt mål som kan sammenliknes bør samtidig basere seg på registreringer over fem år, som nevnt over (se kapittel 1.3.2).

4.3 Analyse av miljøgifter i plast og vev fra havhest

PCB

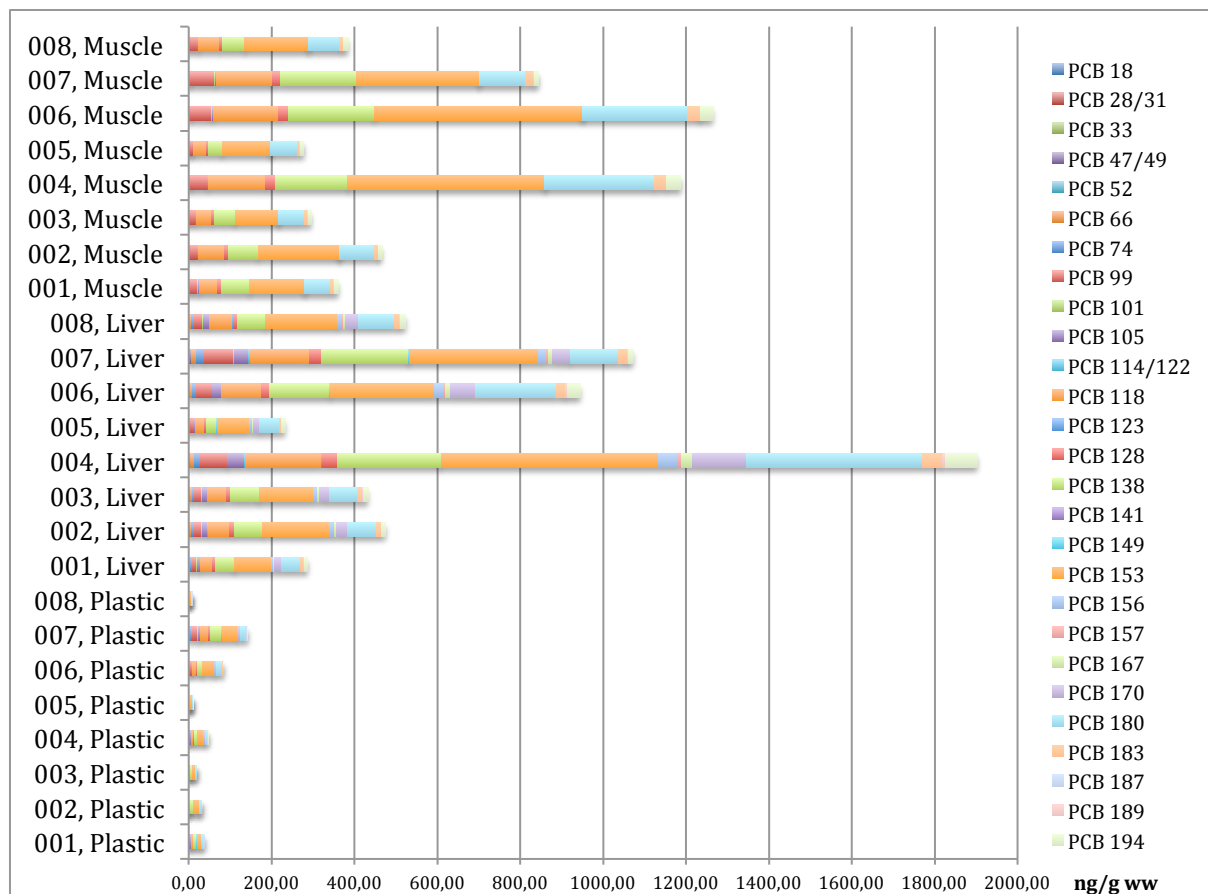
To av 29 PCB-kongener ble verken detektert over deteksjonsgrensen i plast, lever eller muskelvev (PCB-18 og PCB-33). I plastprøvene ble heller ingen PCB-47, PCB-49 eller PCB-123 detektert over deteksjonsgrensen, mens PCB-66, PCB-74, PCB-141 og PCB-189 bare ble detektert i plast fra individ 7.

I leverprøvene ble det detektert 27 av 29 PCB-kongener (ikke PCB-18 og PCB-33) over deteksjonsgrensen, mens i muskelprøvene kun 13 av 29 PCB-kongener (PCB-28, PCB-52, PCB-99, PCB-101, PCB-105, PCB-118, PCB-128, PCB-138, PCB-153, PCB-180, PCB-183, PCB-187 og PCB-194).

PCB-konsentrasjonene var lavest for plastprøvene (4,08 – 139,32 ng/g Σ PCB), og høyest i leverprøvene (232,57 – 1902,46 ng/g Σ PCB) og muskelvevsprøvene (270,06 – 1257,96 ng/g Σ PCB; se vedlegg J og figur 4.9). Konsentrasjonene er ikke justert etter fettprosent, da lite gjenværende prøvemateriale etter analyse, gjorde de kalkulerte fettprosentene ikke-representative.

Kongenemønsteret i plast var dominert av PCB-153 > PCB-138 > PCB-180 > PCB-118 > PCB-99 > PCB-170 > andre PCB.

Kongenemønsteret i lever- og muskelprøver ble begge dominert av PCB-153 > PCB-180 > PCB-138 > PCB-118 > PCB-99 > andre PCB.



Figur 4.9: Stolpediagram for mengde PCB-kongener funnet i plast, lever- og muskelprøver fra havhest, målt i ng PCB per gram prøvemateriale.

PCB-konsentrasjonene har blitt kvantifisert fra plast i tidligere studier. En studie fra 2011 (Hirai *et al.*, 2011) målte konsentrasjoner av PCB adsorbent til plast flere havområder og strender, der plast fra Stillehavet inneholdt 1-61 ng/g Σ PCB. Den samme studien fant Σ PCB-konsentrasjoner i plast fra Vest-Atlanterhavet på 1-78 ng/g Σ PCB. Disse konsentrasjonene er betydelig lavere enn for dem som ble funnet i vår studie for plast inntatt av havhest, og kan være grunnet geografiske forskjeller, eller at sammenlignbarheten er påvirket, da plast fra mageinnholdet til havhestene kan ha adsorbent fra eller desorbent PCB fra den omliggende matriks under oppholdstiden i magen.

Det har blitt analysert Σ PCB-innhold i inntatt plast fra flere stormfugler i Brasil (Colabuono *et al.*, 2010), der konsentrasjonene lå ved 243-418 ng/g, som høyere enn for våre plastprøver. Det kan igjen komme av forskjellig matriks i magen, samt plastsammensetning, som påvirker adsorpsjons- og desorpsjonsmulighetene for PCB, men også av geografiske forskjeller i PCB-konsentrasjoner.

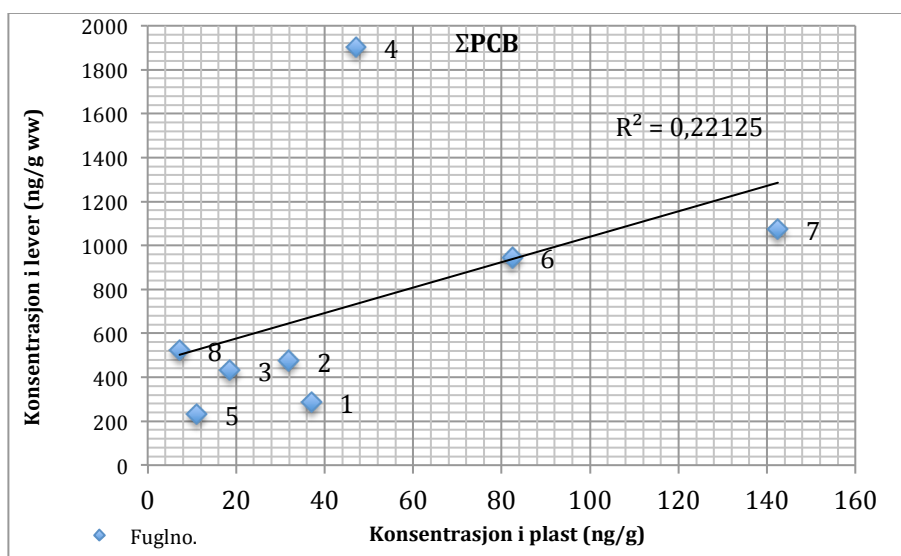
Σ PCB-konsentrasjonene i leverprøvene (232,57 – 1902,46 ng/g Σ PCB) er betydelig høyere enn for konsentrasjoner målt i nordlige strøk av den canadiske Arktis ($49 \pm 35,4$ ng/g Σ PCB;

Foster *et al.*, 2011), som nok kommer av distanseforskjeller fra hvor PCB-produksjon, -bruk og -utslipp har forekommet.

PCB har blitt målt til 236,7 ng/g Σ PCB gjennomsnittlig i muskelvev fra havhester ved Kongsfjorden på Svalbard (Guzzo *et al.*, 2013), som likeså er under det som ble målt for våre havhester (270,06 – 1257,96 ng/g Σ PCB). Nivåene registrert fra Kongsfjorden er allikevel ikke fullt sammenlignbare for våre funn, da det har blitt analysert for en del ulike PCB-kongener.

Det observeres, som forventet, korrelasjon mellom PCB i lever- og muskelprøver, der konsentrasjoner i lever i lever reflekterer relativt godt PCB-konsentrasjoner i muskelvev fra samme havhestindivider (se figur 4.9).

For å avdekke eventuell korrelasjon mellom PCB-nivåer i plast og lever, er Σ PCB-konsentrasjon i plast plottet mot Σ PCB-konsentrasjon i lever fra respektive individer (se figur 4.10).



Figur 4.10: Σ PCB -konsentrasjoner i plast (x-akse) og i lever (y-akse) fra havhest er plottet mot hverandre i punktdiagram.

Fra figur 4.10 kan det observeres en økning i PCB-konsentrasjonene i leveren i takt med økende PCB-konsentrasjon i plasten som er inntatt. Økningen er derimot relativt lite forklart, da trendlinjen har en forklart variasjon, R^2 , lik 0,22, som er lite, grunnet sprikende konsentrasjonsforhold mellom individene. Korreksjonsfaktorens P-verdi er lik 0,5985, som kan tolkes som at det er 60% sjanse for at økningen i PCB-konsentrasjonen i lever ved økende PCB-konsentrasjon i inntatt plast er grunnet tilfeldigheter. Det kan derfor ikke med sikkerhet

påstås at PCB-konsentrasjoner i lever gjenspeiles i PCB-konsentrasjonene i inntatt plast fra havhest.

DDT og metabolitter

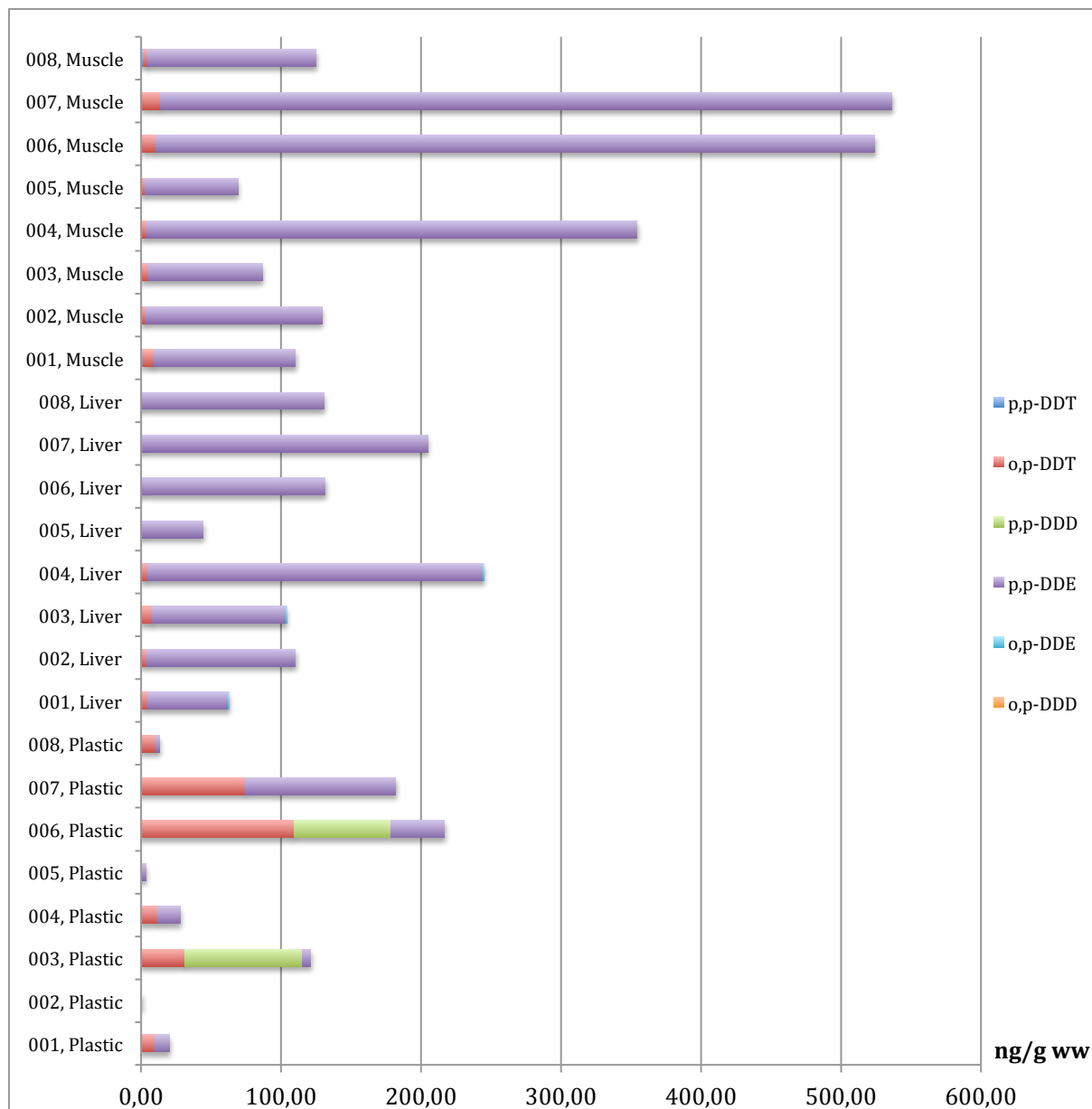
I plastprøvene ble det detektert *o,p'*-DDT, *p,p'*-DDE og *p,p'*-DDD, der *p,p'*-DDD kun ble detektert i plast fra individ 3 og 6, som kan sees i figur 4.11 og vedlegg I. I leverprøvene ble det detektert *o,p'*-DDT, og DDT-metabolittene *p,p'*-DDE og *o,p'*-DDE (se figur 4.11), mens i muskelvevsprøvene ble det detektert *p,p'*-DDT, *o,p'*-DDT, og *p,p'*-DDE.

Σ DDT-konsentrasjonene (sum av DDT og dens metabolitter DDE og DDD) var lavest for plastprøvene (3,05 – 201,22 ng/g Σ DDT). Konsentrasjonene i plast varierte i stor grad, der plast av individ 3, 6 og 7 hadde de største konsentrasjonene av Σ DDT (105,74 – 201,22 ng/g), og plast fra individ 1, 2, 4, 5 og 8 hadde betydelig lavere Σ DDT-konsentrasjoner (fra under deteksjonsgrensen til 28 ng/g).

Konsentrasjonene i leverprøvene (44,11 – 242,90 ng/g Σ DDT) er jevnt over høyere enn Σ DDT-konsentrasjoner i plasten, men lavere enn konsentrasjonene i muskelprøvene (84,19 – 534,91 ng/g Σ DDT).

De dominerende DDT-isomerene i plast varierte for hvert individ, mens for lever- og muskelprøvene ble isomermønsteret dominert av *p,p'*-DDE \gg *o,p'*-DDT $>$ andre DDT.

p,p'-DDE observeres i størst grad i plast inntatt av individ 4, 6 og 7, hvor *p,p'*-DDE-konsentrasjonene er størst i leverne for disse individene også (se figur 4.11). Dette kan tyde på en potensiell korrelasjon.



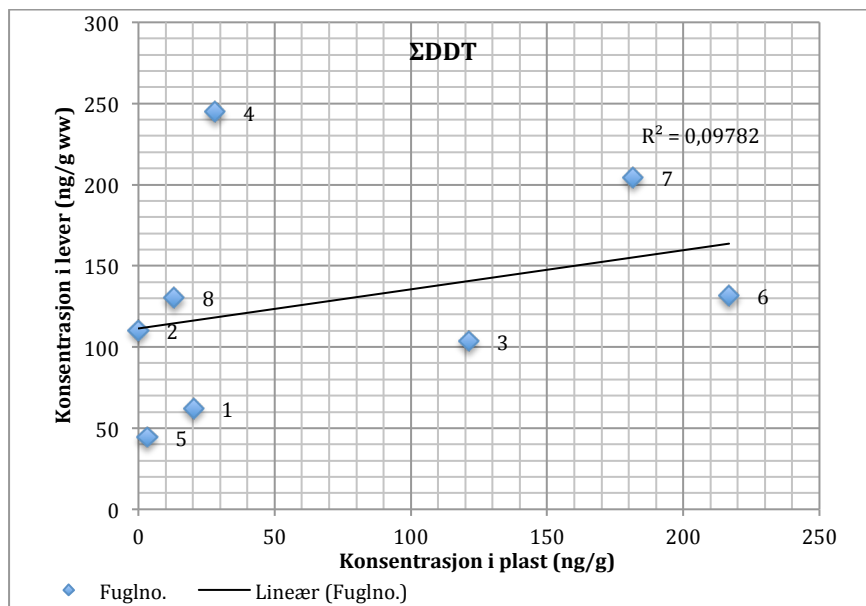
Figur 4.11: Stolpediagram for konsentrasjoner (angitt i ng/g) for DDT, og dens metabolitter DDE og DDD funnet i plast, lever og muskel fra havhest.

Det er tenkelig at DDT og metabolitter funnet i plast gjenspeiler isomersammensetninger i de marine miljøene platen har oppholdt seg i. De relativt høye verdiene av *o,p'*-DDT detektert i våre prøver (opptil 109,16 ng/g w/w i plast, opptil 8,19 ng/g w/w i lever, og 2,44 – 13,35 ng/g w/w i muskel) er uventede, da *o,p'*-DDT brytes relativt raskt ned i naturen til dens metabolitt *o,p'*-DDE. Verdiene for *o,p'*-DDT kan derfor tyde på nylige utslipp av *o,p'*-DDT i nærheten av hvor havhestene har holdt til (R. Kallenborn, *personlig meddelelse*, 08.05.14).

I Vest-Atlanterhavet har marin plast blitt detektert med Σ DDT-konsentrasjoner fra under deteksjons grensen til 124,4 ng/g (Hirai *et al.*, 2011), med like varierende kongenesammensetning som for plasten inntatt av havhest i denne studien.

Den relativt store andelen p,p' -DDE som observeres i lever- og muskelvev kan ha blitt inntatt som p,p' -DDE eller som p,p' -DDT, for så å bli brutt ned til p,p' -DDE, gjennom havhestens føde. Guzzo *et al.* (2013) målte konsentrasjoner av p,p' -DDE i muskel fra havhester ved Kongsfjorden på Svalbard til å være $213,3 \pm 302,7$ ng/g, som er lignende målte p,p' -DDE-konsentrasjoner i muskelvev (64,85 – 520,97 ng/g) funnet i denne studien.

Under, i figur 4.12, er Σ DDT-konsentrasjoner funnet lever fra havhest plottet mot Σ DDT-konsentrasjoner i den inntatte plasten fra samme individ for å avdekke eventuell korrelasjon.



Figur 4.12: Σ DDT-konsentrasjoner i plast (x-akse) og i lever (y-akse) fra havhest er plottet mot hverandre i punktdiagram.

Den kvadratiske korrelasjonsfaktoren, R^2 , har en verdi på 0,098, med en P-verdi lik $P = 0,4507$. Med en høy P-verdi, som observeres, gis det ikke grunnlag til å anta at den nesten ikke-eksisterende korrelasjonen er grunnet noe annet enn tilfeldigheter.

Klorerte pesticider

De klorerte pesticidene som ble funnet i inntatt plast (10 av 12), lever-(10 av 12) og muskelprøvene (10 av 12) av havhest kan sees i figur 4.13 og vedlegg G. I plast ble det funnet α -HCH og γ -HCH, men ikke β -HCH. I lever ble det funnet β -HCH og γ -HCH, men ingen α -HCH, mens i muskel prøvene ble ingen γ -HCH detektert over deteksjonsgrensen. HCB, nonaklor, mirex og klordan ble detektert i alle prøvene. Heptaklor ble funnet i alle leverprøver, i seks av åtte plastprøver, og i tre muskelprøver, mens heptaklor epoxid ikke ble detektert over deteksjonsgrensen i verken inntatt plast, lever- eller muskelprøver fra havhest.

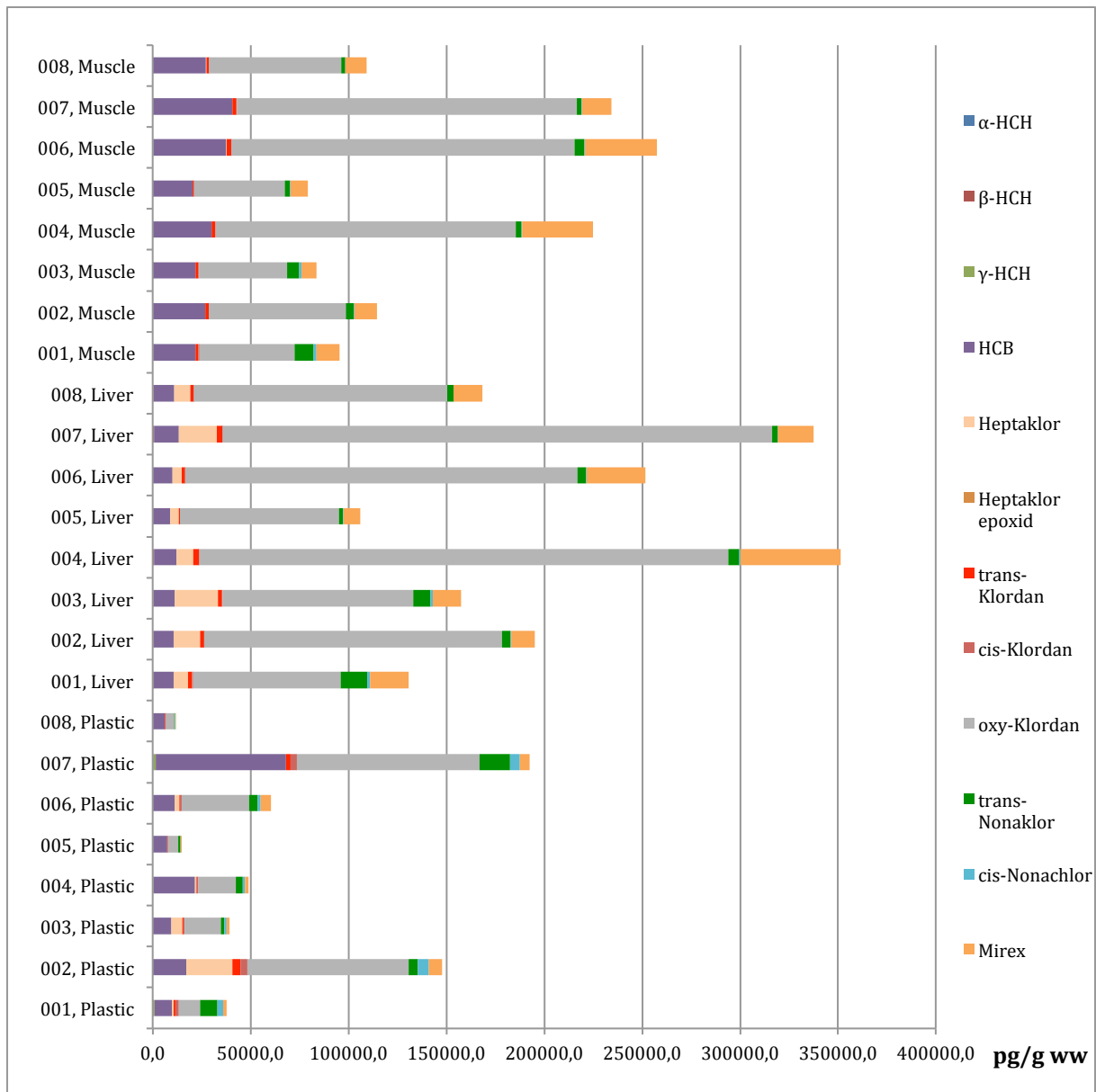
I plast ble det funnet pesticidkonsentrasjoner i meget varierende mengder (12,02 – 192,57 ng/g Σ Pesticider), der plast fra individ 2 og 7 utgjorde de største konsentrasjonene. I lever ble de høyeste konsentrasjonene av pesticider detektert (105,89 – 351,33 ng/g Σ Pesticid), men ikke så langt over konsentrasjoner som ble detektert i muskelvev (79,1 – 234,23 ng/g Σ Pesticid).

Pesticidmønsteret ble i plast dominert av oxy-klordan > HCB > *trans*-nonaklor > *cis*-nonaklor \approx mirex > *cis*-klordan > Heptaklor > *trans*-klordan > andre pesticider.

I leverprøvene ble det dominert av oxy-klordan > mirex > HCB > Heptaklor > *trans*-nonaklor > *trans*-klordan > β -HCH > andre pesticider.

Pesticidmønsteret i muskelprøvene ble dominert av oxy-klordan > HCB > *trans*-nonaklor > mirex > *trans*-klordan > *cis*-nonaklor > *cis*-klordan \approx α -HCH > andre pesticider.

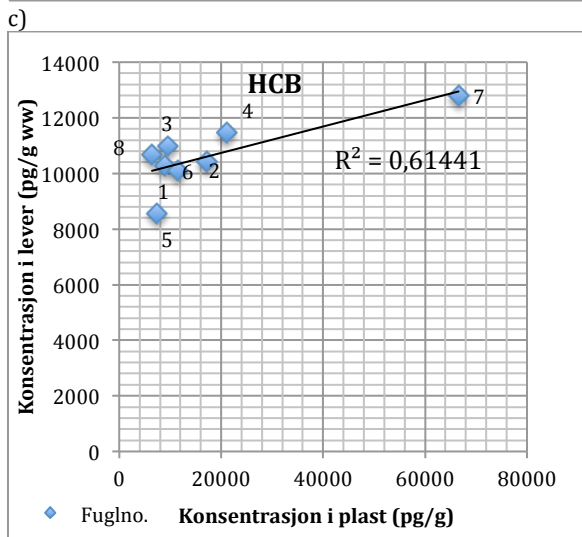
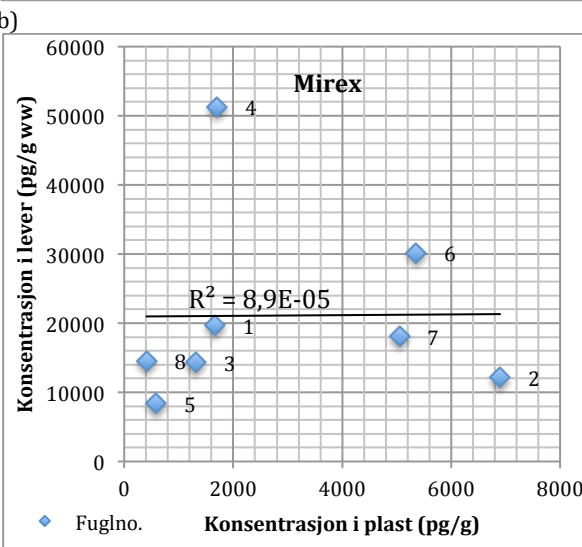
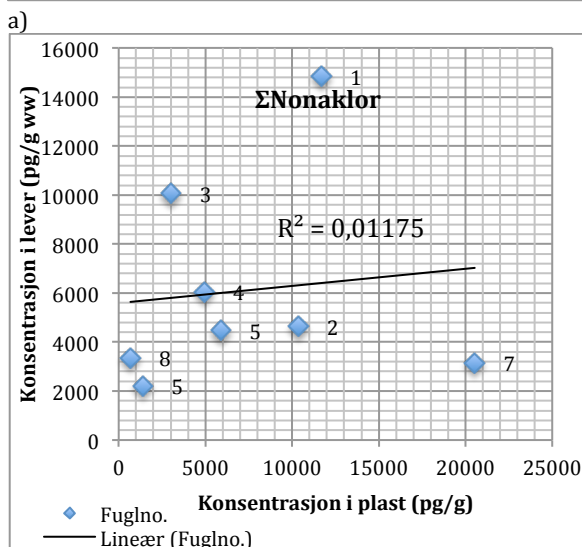
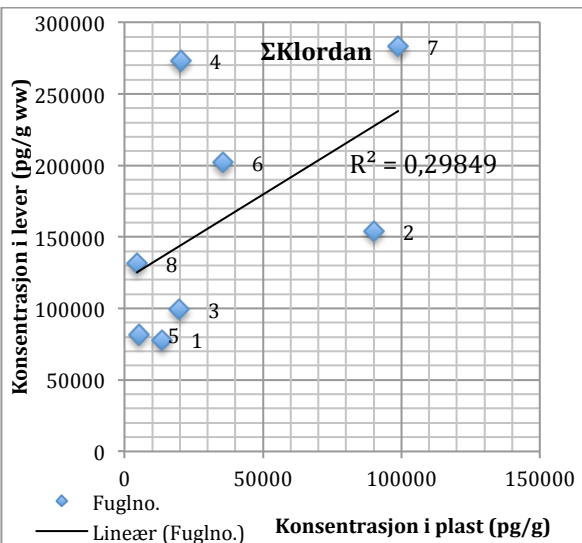
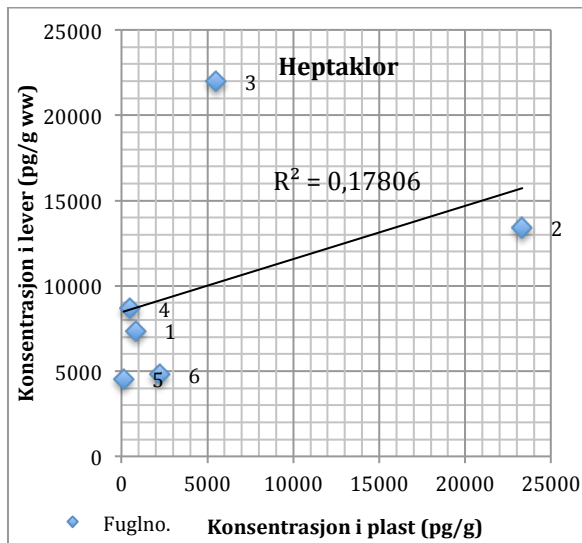
Som det sees i vedlegg G, er oxy-klordan den pesticidmetabolitten som er tilstede i størst grad i alle prøver. Eksakte verdiene for leverprøvene er allikevel ikke representative, da målte SRM-verdier ikke samsvarer tilstrekkelig med de sertifisert referanseverdier for oxy-klordan (se vedlegg F). Oxy-klordan er allikevel tatt med i figur 4.13 for å illustrere fordelinger mellom pesticidene.



Figur 4.13: Stolpediagram som viser mengde målt i pg/g for de klorerte pesticidene: α -HCH, β -HCH, γ -HCH, HCB, Heptaklor, Heptaklor epoxid, trans- og cis-klordan, oxy-klordan, trans- og cis-nonaklor, og mirex.

Studier fra Svalbard (Guzzo *et al.*, 2013) viser liknende pesticidesammensetning som det som blir observert for våre havhester, nemlig store andeler *p,p'*-DDE (som nevnt over) og oxy-klordan. Der ble det detektert oxy-klordan-konsentrasjoner ($52,4 \pm 38,7$ ng/g w/w) i muskelvev fra havhest, som ligger langt under nivåene som observeres for havhestene i denne studien (175,16 – 46,43 ng/g w/w). Igjen må det presiseres at oxy-klordan-konsentrasjonene ikke er representative eksakte verdier for våre lever- og muskelprøver.

Korrelasjon mellom pesticid-konsentrasjonene i den inntatte plasten, og pesticid-konsentrasjonene i leverne til respektive havhester er drøftet under.



e)

Figur 4.14: Pesticid-konsentrasjoner (pg/g) i plast (x-akse) og i lever (y-akse) fra havhest er plottet mot hverandre i punktdiagrammer for a) Heptaklor (uten heptaklor epoxid, da det ikke ble detektert over deteksjonsgrensen), b) ΣKlordan (sum av trans-klordan, cis-klordan og oxy-klordan), c) ΣNonaklor (sum av trans-nonaklor og cis-nonaklor), d) Mirex og, e) HCB.

I figur 4.14a er konsentrasjon for Heptaklor i plast og lever plottet mot hverandre. Heptaklor epoxid ble ikke detektert i verken plast eller lever, og inkluderes derfor ikke. Det observeres en relativ liten forklart varians lik $R^2 = 0,17806$, med en P-verdi lik 0,2977. Det vil derfor ikke kunne antas korrelasjon på annet grunnlag enn av tilfeldigheter.

For Σ Klordan korrelasjon er summen av *cis*-klordan-, *trans*-klordan- og oxy-klordan-konsentrasjoner i lever og plast plottet mot hverandre (se figur 4.14b). Det observeres en forklart varians, R^2 lik 0,23849, noe som er høyere enn for PCB, DDT og Heptaklor. P-verdi er lik 0,2195. Det kan derfor ikke antas med tilstrekkelig sikkerhet at konsentrasjonsforholdene mellom Σ Klordan i inntatt plast og lever fra havhest er annet enn tilfeldig.

Konsentrasjoner av Σ Nonaklor (sum av *cis*- og *trans*-nonaklor) i inntatt plast og lever fra havhest er plottet mot hverandre i figur 4.14c. $R^2 = 0,01175$, og $P = 0,7983$, noe som ikke tilsier en korrelasjon mellom Σ Nanoklor-konsentrasjoner i plast og lever til havhestene.

Mirex-konsentrasjonene i inntatt plast og lever fra havhestene har en forklart varians, R^2 , lik $8,9 \times 10^{-5}$ (se figur 4.13d), og en P-verdi lik 0,9823. Korrelasjon kan derfor ikke antas.

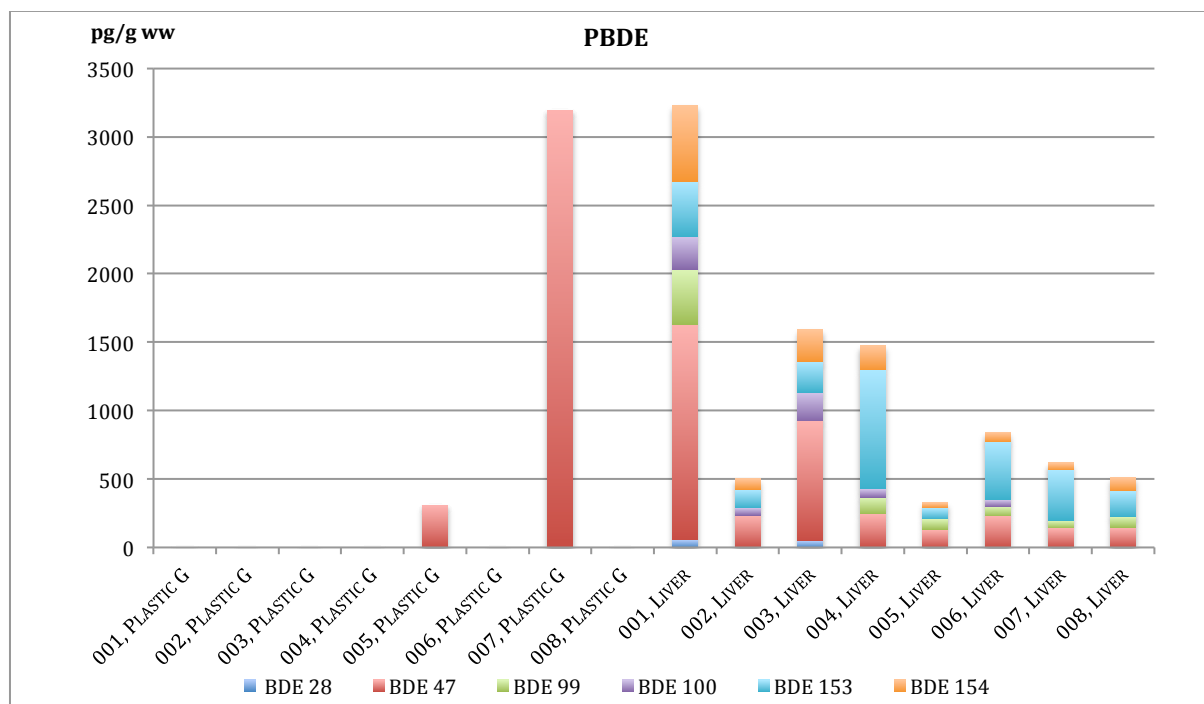
HCB-konsentrasjonene i inntatt plast og lever som er plottet mot hverandre i figur 4.13e, har en forklart varians lik $R^2 = 0,61441$, der P-verdi er lik 0,0213. En P-verdi lik 0,0213 vil gi grunnlag til å forkaste nullhypotesen om at korrelasjon mellom POP-konsentrasjoner i inntatt plast og POP-konsentrasjoner i havhest (lever) ikke eksisterer, hvis signifikansnivået er satt til 0,05, da $0,0213 < 0,05$. Det vil si at når HCB-konsentrasjoner finnes i plast som blir inntatt av havhest øker også HCB-konsentrasjonene i havhestens lever.

PBDE

I den inntatte plasten fra havhestene ble det ikke detektert BDE-28, BDE-99, BDE-100, BDE-153 eller BDE-154 over deteksjonsgrensen. Det ble detektert BDE-47 i to av plastprøvene, henholdsvis i plast fra individ 5 og 7 (henholdsvis 308,01 og 3194,74 pg/g w/w).

I leveren fra havhestene ble alle PBDE-kongenene detektert i varierende grad. Kongenemønsteret ble dominert av BDE-47 > BDE-153 > BDE-154 > andre PBDE-kongener (se figur 4.15). Analyse og kvantifisering av PBDE i muskelprøvene fra havhest, kunne ikke utføres innen tidsrammen satt for oppgaven.

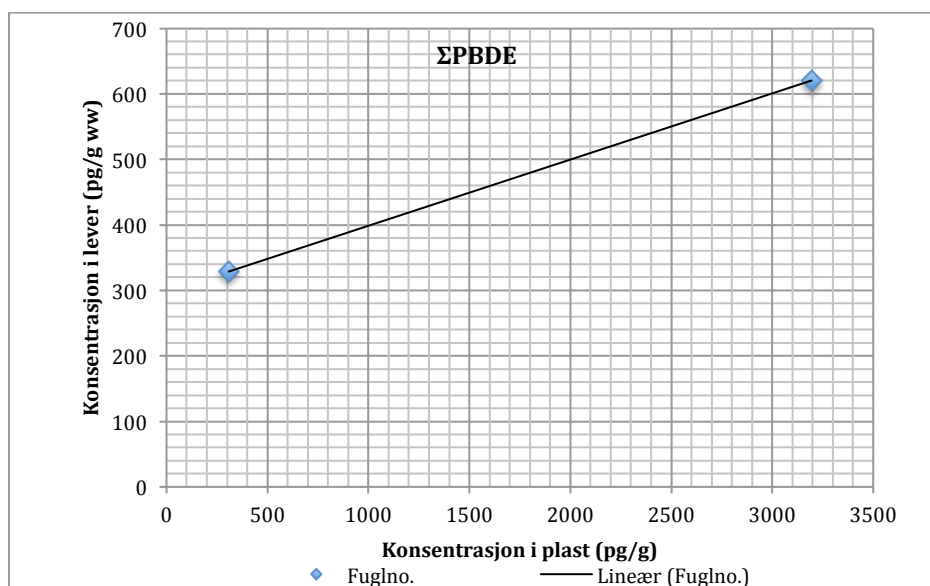
I leveren fra havhestene observeres det en Σ PBDE-konsentrasjon fra 328,7 pg/g (w/w) i individ 5, til 3229,9 pg/g (w/w) i individ 1 (se figur 4.15 og vedlegg H).



Figur 4.14: Stolpediagram som viser mengde PBDE-kongener i plast og lever fra havhest, målt i pg/g w/w.

Fra inntatt plast fra smalnebblire (*Puffinus tenuirostris*), innsamlet fra nordlige deler av Stillehavet i 2012, ble det detektert store mengder PBDE (fra ca. 2 ng/g til 2969 ng/g) i 4 av 12 fugler (Tanaka *et al.*, 2013), som er høyere enn det som ble detektert for plasten fra havhester i denne studien. Det ble derimot bare detektert BDE-47 i sporadiske mengder for plasten fra smalnebblire (Tanaka *et al.*, 2013).

Under er konsentrasjoner av PBDE funnet i plast, plottet mot PBDE-konsentrasjoner i leverer fra samme havhestindivider i figur 4.16.



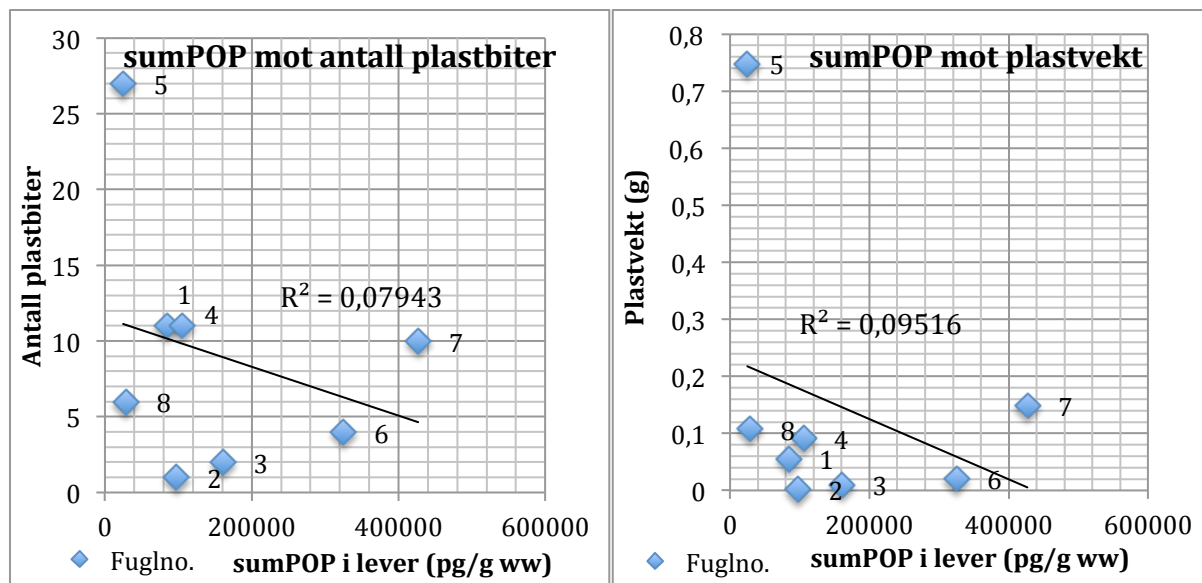
Figur 4.16: Σ PBDE-konsentrasjoner i plast (x-akse) og i lever (y-akse) fra havhester er plottet mot hverandre i punktdiagram.

Noen korrelasjon mellom PBDE-konsentrasjoner i den inntatte platen fra havhestene, og i leverne kan ikke fastslås, da det kun ble detektert PBDE i plast fra 2 av de 8 havhestindividene (se figur 4.15 og 4.16, og vedlegg H). En korrelasjon PBDE-konsentrasjonsforholdet vil være nærliggende å anta, fordi PBDE akkumuleres i mindre grad en for eksempel PCB, slik at mindre PBDE blir inntatt gjennom føden, som gjør eventuelt opptak av PBDE fra plast til marine organismer mer synlig (Tanaka *et al.*, 2013).

Det bør derfor inkluderes flere individer i senere forsøk om å påvise korrelasjon, da PBDE tilsettes bare til plast som har bestemte bruksområder (se kapittel 2.2.8), og finnes ikke i all plast som inntas marine organismer.

Korrelasjon mellom antall plastfragmenter og POPs akkumulert i havhest

I figur 4.17a er samlede konsentrasjoner av POPs (sum av Σ PCB, Σ DDT og metabolitter, Σ Pesticider og Σ PBDE) detektert i den inntatte platen plast fra havhestene plottet mot antall plastfragmenter i hvert individ. Det observeres en forklart varians $R^2 = 0,07943$ og en P-verdi lik 0,4989. Det blir derfor ikke funnet noen sammenheng mellom antall plastbiter som inntas og Σ POPs-konsentrasjonene som observeres i levrene til havhest.



a) b)
 Figur 4,17: Plot av Σ POPs-konsentrasjoner i havhestenes leverer (x-akse) mot a) antall plastbiter som er inntatt (y-akse) og b) vekten av den inntatte plasten (y-akse).

Fra figur 4.17b ser man at liten forklart varians finnes mellom Σ POP-konsentrasjonene, som observeres i havhestenes lever, og vekten av den inntatte plasten ($R^2 = 0,09516$, $P = 0,4572$). Som nevnt over, har plast større mulighet til å adsorbere miljøgifter som små fragmenter, da plastens overflateareal er større per vektenhet enn for store plastfragmenter (Teuten *et al.*, 2009; se kapittel 1.2). En korrelasjon mellom størrelse av den inntatte plastens og konsentrasjonene av miljøgifter som er akkumulert i havhestens lever er derfor tenkelig. Det ble ikke forsøkt å finne en slik sammenheng i denne studien, da flere inntatte plastbiter, karakterisert som ”tråder” (se kapittel 4.2), ikke kunne måles korrekt, og kan heller ikke sees bort ifra som en kilder for POPs i havhestenes lever.

5 Konklusjon

I litteraturstudien om marin plast i Norske kyst- og havområder ble det belyst at andelen av det marine avfallet som avsettes langs Norges strender er består av 80-90% plast. Det har samtidig blitt registrert en oppgang i samlede mengder plastavfall som avsettes. Den er derimot geografiske forskjeller i hvor det plastavfallet avsettes, der strendene Rekvika i Troms, og Ytre Hvaler i Østfold er de mest forøplede strendene av OSPARs referansestrender. Dette kan gi en indikator på hvordan marint plastavfall fraktes med havstrømmene, og hvor det trer inn i marine miljøer.

Andel havhester som overskrider EcoQO-målet ved Lista viser ingen klar trend fra perioden 2002-2006 til 2005-2009 (fra 55% til 52%), som er lignende for resten av Skagerakområdet (fra 49% til 53%).

En økende trend i andel havhester som overskrider EcoQO-målet i Nordsjøen fra 2002 til 2011 er registrert for den engelske kanal og Øst-England, mens det for de andre regionene i Nordsjøen observeres verken noen vesentlig nedgang eller oppgang.

De åtte havhestene fra Nord-Troms og Vest-Finnmark i denne studien hadde en EcoQO-prestasjon lik 37,5%, noe som er under det som observeres for Nordsjøen, og lignende andeler som tidligere er observert på Island.

Ingen korrelasjon kunne påvises mellom PCB-konsentrasjoner i plast inntatt av havhestene og PCB-konsentrasjoner akkumulert i havhestenes levre. Det ble heller ikke funnet noen slik korrelasjon for de fleste klorerte pesticidene (DDT, Heptaklor, Klordan og deres metabolitter, Nonaklor og Mirex), bortsett fra HCB ($R^2=0,61441$, $P=0,0213$).

Det ble ikke funnet noen sammenhengen mellom antall inntatte plastbiter fra havhestene og POPs-konsentrasjoner i havhestenes levre, eller mellom vekten av den inntatte platen og POPs-konsentrasjoner i havhestenes levre.

6 Perspektiver og prioriteringer for videre arbeid

Strandrydding og registrering av det innsamlede marine avfallet er et viktig arbeid for å avdekke situasjonen rundt marin plast. Kommende avfallsregistreringer fra OSPARs referansestrender og Strandryddedagen vil gjøre trender i mengder marint avfall mer synlig. Da det er vanskelig å sammenligne registreringer på tvers av miljøorganisasjoners registreringsmetodikk, bør det vurderes omstillinger, hvis mulig, som gjør nytteverdien av avfallsregistreringene større mellom flere miljøorganisasjoner.

For å bestemme et sikrere mål på antall havhester som overskrider EcoQO-målet ved Nord-Troms og Vest-Finnmark, trengs det flere registreringer av inntatte plastmengder fra havhest, som strekker seg over fem år. Det vil da kunne sammenlignes med OSPARs registreringer for Nordsjøen, og være med på å belyse trender i plastmengde og -sammensetning til havs for nordligere områder.

Eventuell korrelasjon mellom POPs i inntatt plast og POPs i lever fra havhest, som ikke kunne påvises i denne studien, kan være grunnet få antall individer. Det bør gjøres liknende forsøk med et større antall havhester, for å utelukke eventuelle uteliggere og potensielt påvise korrelasjon mellom POPs-mengder i inntatt plast og POPs i lever fra havhest.

7 Litteratur

- Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Marin Pollution Bulletin* **62**, 1596-1605
- Bio Intelligence Service, 2011. Plastic waste in the environment. *Revised final report*. Paris. 171pp. Lokalisert [19.04.2014] fra <http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/plastics.pdf>
- Carlsson, P., D. Herzke, M. Wedborg, G.W. Gabrielsen, 2011. Environmental pollutants in the Swedish marine ecosystem, with special emphasis on polybrominated diphenyl ethers (PBDE). *Chemosphere* **82**, 1286-1292
- Christensen, G.N. & A. Evenset, 2011. Miljøgifter i røye fra innsjøer på Svalbard, *Akvaplan-niva rapport 4232-1.*, Akvaplan-niva AS, Tromsø. 34 pp. Lokalisert [10.04.2014] fra www.sysselmannen.no/Documents/Svalbard_Miljovernfond_dok/Prosjekter/Rapporter/Miljøgifter%20i%20Svalbardrøye.pdf?epslanguage=no
- Colabuono, F.I., S. Taniguchi, R.C. Montone, 2010. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in plastics ingested by seabirds. *Marine Pollution Bulletin* **6** 630-634
- COWI – Danmark, Teknologisk institutt, Danmark, 2012. Helse- og miljøskadelige stoffer i plastmaterialer. *Rapport fra Klima- og forurensningsdirektoratet (KLIF)*, TA-3017/2013. Oslo. 149 pp.
- de Hoffmann, E., V. Stroobant, 2007. *Mass Spectrometry: Principles and Applications*, 3rd Ed., John Wiley & Sons, Ltd., West Sussex, England. 478 pp.
- Derraik, K.G.B., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin* **44**, 842-852
- Elliot, J. E. & Elliot K.H., 2013. Tracking Marine Pollution. *Science* **340**, 556-558.
- Erlingsen, H., 2014. Hadde magen full av plast og granrester. *NRK, Østfold*. Lokalisert [02.05.2014] fra <http://www.nrk.no/ostfold/1.11525094>
- European Commission, 2013. GREEN PAPER: On a Strategy on Plastic Waste in the Environment. *COM(2013) 123 final*. Brussel, Belgia. 20 pp.
- ExxonMobilChemical. Lokalisert [16.04.2014] fra <http://www.exxonmobilchemical.com/Chem-English/productsservices/polyethylene.aspx>
- Foster, K.L., M.L. Mallory, L. Hill, J.M. Blais, 2011. PCB and organochlorine pesticides in northern fulmars (*Fulmarus glacialis*) from high arctic colony: chemical exposure, fate, and transfer to predators. *Environ Toxicol Chem* **9** 2055-2064

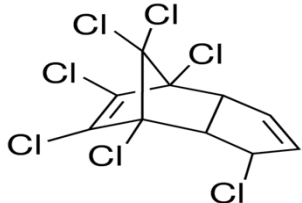
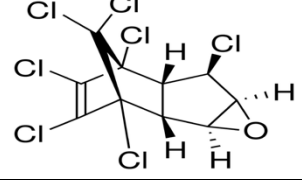
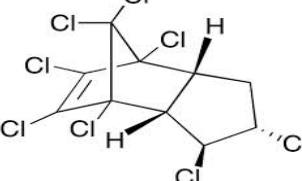
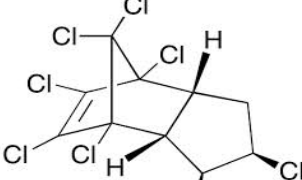
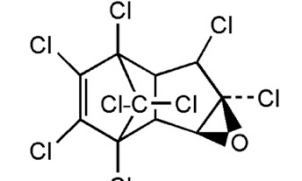
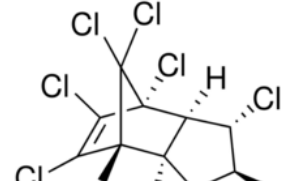
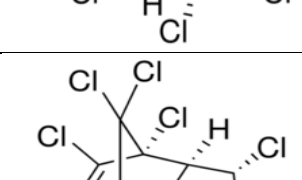
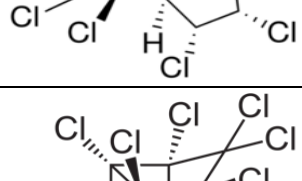
- Guzzo, M.M., N.H. Eckbo, G.W. Gabrielsen, A.T. Fisk, K. Hylland, K. Borgå, 2013. Persistent organic pollutant concentrations in fledglings of two arctic seabird species. *Environmental Pollution* **184**, 414-418
- Harris, D.C., 2007. *Quantitative Chemical Analysis*, 7th Ed., W.H. Freeman and Company, New York, USA. 663 pp.
- Hart, H., L.E. Craine, D.E. Hart, C.M. Hadad, 2007. *Organic Chemistry, A Short Course*, 12th Ed., Houghton Mifflin Company, Boston, USA. 577 pp.
- Herzke, D., G.W. Gabrielsen, A. Evenset, I.C. Burkow, 2003. Polychlorinated camphenes (toxaphenes), polybrominated diphenylethers and other halogenated organic pollutants in glaucous gull (*Larus hyperboreus*) from Svalbard and Bjoernoeya (Bear Island). *Environmental Pollution* **121**, 293-300
- Hidalgo-Ruz, V., L. Gutow, R.C. Thompson, M. Thiel, 2012. Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology* **46**, 3060-3075
- Hirai, H., H. Takada, Y. Ogata, R. Yamashita, K. Mizukawa, M. Saha, C. Kwan, C. Moore, H. Gray, D. Laursen, E.R. Zettler, J.W. Farrington, C.M. Reddy, E.E. Peacock, M.W. Ward, 2011. Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Marine Pollution Bulletin* **62**, 1683-1692
- Hold Norge Rent, 2012. *Rapport fra Strandryddedagen 2012.*, Avfall Norge, Oslo. 28 pp.
- Hold Norge Rent, 2011. *Rapport fra Strandryddedagen 2011.*, Avfall Norge, Oslo. 45 pp.
- KLIF & DN, 2011. Kunnskap om marint søppel i Norge 2010. *Rapport, Klima- og forurensningsdirektoratet i samarbeid med Direktoratet for naturforvaltning*, TA-2753/2011, Oslo. 34 pp.
- KLIF, HI & NIFES, 2010. Helhetlig forvaltningsplan for Nordjøen og Skagekak-Vurdering av kunnskapsstatus og kunnskapsbehov. *Rapport, fra Klima- og forurensningsdirektoratet, Havforskningsinstituttet og Nasjonalt institutt for sjømatforskning*, TA-2720/2010. 75 pp.
- Kühn, S., J.A. van Franeker, 2012. Plastic ingestion by the northern fulmar (*Fulmarus glacialis*) in Iceland. *Marine Pollution Bulletin* **64**, 1252-1254
- Law K.L., S. Morét-Ferguson, N.A. Maximenco, G. Proskurowski, E.E. Peacock, J. Hafner, C.M. Reffy, 2010. Plastic accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Science* **329**, 1185-1188. Lokalisert [09.04.2014] fra www.grid.unep.ch/FP2011/step1/pdf/015_Law_2010.pdf
- Lee, H., W.J. Shim, J.-H. Kwon, 2014. Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals. *Science of the Total Environment* **470-471**, 1545-1552
- Miller, J.M., 2005. *Chromatography: Concepts and Contrasts*, 2nd Ed., John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, USA. 490 pp.

- NILU, 2014. Kartlegging av miljøgifter i sjøfuglegg fra Sklinna og Røst. *Rapport, OR 8/2014*. Kjeller. 123 pp.
- OSPAR Commission, 2014a. *Marin Litter Beach Monitoring. Latest beach monitoring data*. Storbritannia, London. Excell-fil. Lokalisert [15.03.2014] fra http://www.ospar.org/content/content.asp?menu=0151140000000_000000_000000
- OSPAR Commission, 2014b. *Plastic Particles in Stomachs of Seabirds. Plastic Particles in Stomachs of Seabirds – Spreadsheet*. Nederland, Rijswijk. Excell-fil. Lokalisert [10.03.2014] fra http://www.ospar.org/content/content.asp?menu=0151140000000_000000_000000
- OSPAR Commission, 2014c. Introduction by the Executive Secretary. *Internett*. Lokalisert [04.04.2014] fra http://www.ospar.org/content/content.asp?menu=0031010800000_000000_000000
- OSPAR Commission, 2013. Litter in the marine environment. *Assessment Sheet EIHA13/AS01*.
- OSPAR Commission, 2010. Guidelines for Monitoring Beach Litter. *Agreement number 2010-02*. Storbritannia, London. 15 pp.
- OSPAR Commission, 2008. Background document for the EcoQO on plastic particles in stomachs of seabirds. *Biodiversity series, Publication Number: 533/2008*.
- OSPAR Commission, 2007. Ecological Quality Objectives: Working towards a healthy North Sea. *Publication, Number 318/2007*.
- Pettersen, T., 2014. Snow crabs have found a niche in Barents Sea ecosystem. *Barents Observer*. Lokalisert [02.05.2014] fra <http://barentsobserver.com/en/nature/2014/03/snow-crabs-have-found-niche-barents-sea-ecosystem-12-03>
- PlasticsEurope, 2013. *Plastics – the facts 2013. An analysis of European latest plastics production, demand and waste data*. PlasticsEurope Association of Plastics Manufactures., Brussel, Belgia. 38 pp. Lokalisert [09.04.2014] fra: <http://www.plasticseurope.org/Document/plastics---the-facts-2011.aspx?Page=DOCUMENT&FolID=2>
- Provencher, J.F., A.J. Gaston, M.L. Mallory, 2009. Evidence for increased ingestion of plastics by northern fulmars (*Fulmar glacialis*) in the Canadian Arctic. *Marine Pollution Bulletin* **58**, 1078-1096
- Rios, M.L., C. Moore & P.R. Jones, 2007. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin* **54**, 1230-1237
- Ritter, L., Solomon, K.R., Forget, J., Stemeroff, M. & O’Leary, C., 1996. *Persistent organic pollutants*., The International Programme on Chemical Safety (IPCS), Guelph, ON, Canada. Lokalisert [15.04.2014] fra www.chem.unep.ch/Pops/ritter/en/ritteren.pdf

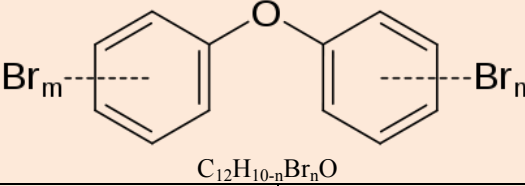
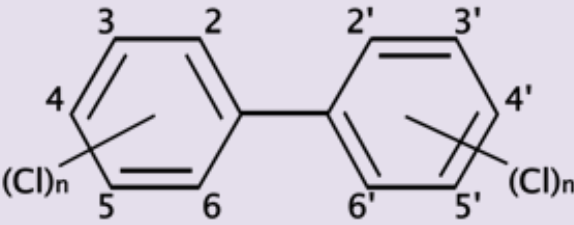
- SNO, 2012. *Statens naturoppsyn, årsrapport 2012*. Statens naturoppsyn (SNO), Trondheim. 46pp.
- Statistisk sentralbyrå, 2013. *Statistisk årbok 2013*, Oslo-Kongsvinger. 399pp.
- Tanaka, K., H. Takada, R. Yamashita, K. Mizukawa, M.-a. Fukuwaka, Y. Watanuki, 2013. Accumulation of plastic-derived chemicals in tissue of seabirds ingesting marine plastics. *Marine Pollution Bulletin* **69**, 219-222.
- Teuten, E.L., J.M. Saquing, D.R.U. Knappe, M.A. Barlaz, S. Jonsson, A. Björn, S.J. Rowland, R.C. Thompson, T.S. Galloway, R. Yamashita, D. Ochi, Y. Watanuki, C. Moore, P.H. Viet, T.S. Tana, M. Prudent, R. Boonyatumanond, M.P. Zakaria, K. Akkhavong, Y. Ogata, H. Hirai, S. Iwasa, K. Mizukawa, Y. Hagino, A. Imamura, M. Saha, H. Takada, 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Phil. Trans. R. Soc. B* **364**, 2027-2045
- UNEP, 2011. Chemicals Management and marine plastics. *Our planet. The magazine of the United Nations Environment Programme*. 35 pp. Lokalisert [12.04.2014] fra <http://www.ourplanet.com/pdfs/OP-2011-04-EN-FULLVERSION.pdf>
- UNEP, 2005. *Ridding the world of POPs: A guide to the Stockholm Convention in organic persistent pollutants*. Genève, Sveits. 17 pp. Lokalisert [12.04.2014] fra http://www.pops.int/documents/guidance/beg_guide.pdf
- U.S. Environmental Protection Agency, 2003. Toxicological review of mirex (CAS No. 2385-85-5). In support of summary information on the integrated risk information system (IRIS). Washington DC, USA. 67 pp.
- van Franeker, J.A., C. Blaize, J. Danielsen, K. Fairclough, J. Gollan, N. Guse, P.L. Hansen, M. Haubeck, J.K. Jensen, G. Le Guillou, B. Olsen, K.O. Olsen, J. Pedersen, E. W.M. Stienen & D.M. Turner, 2011a. Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. *Environmental Pollution* **159**, 2609-2615
- van Franeker, J.A., C. Blaize, J. Danielsen, K. Fairclough, J. Gollan, N. Guse, P.L. Hansen, M. Haubeck, J.K. Jensen, G. Le Guillou, B. Olsen, K.O. Olsen, J. Pedersen, E. W.M. Stienen & D.M. Turner, 2011b. Online Supplement to Monitoring plastic ingestion by northern fulmar *Fulmar glacialis* in the North Sea. IMARES, Texel. 15 pp.
- van Franeker, J.A. & SNS Fulmar Study Group, 2011. Fulmar Litter EcoQO monitoring along Dutch and North Sea coasts in relation to EU Directive 2000/59/EC on Port Reception Facilities: results to 2009. *IMARES Report Nr C037/11*. IMARES, Texel.
- van Franeker, J.A., M. Heubeck, K. Fairclough, D.M. Turner, M. Grantham, F.W.M. Stienen, N. Guse, J. Pedersen, K.O. Olsen, 2005. 'Save the North Sea' Fulmar Study 2002-2004: a regional pilot project for the Fulmar-Litter-EcoQO in the OSPAR area, *Alterra-rapport* 1162., Wageningen, Alterra. 70 pp.
- van Franeker, J.A. & A. Meijboom, 2002. LITTER NSV, marine litter monitoring by Northern Fulmars; a pilot study. *Alterra-rapport* 401. Green World Research, Wageningen, Alterra. 72 pp.

VEDLEGG A: Informasjon om klorerte pesticider som det i denne oppgaven ble analysert for.

Klorerte pesticider		
Informasjon	Molekylstruktur	Molekylformel
Navn: <i>p,p'</i> -Diklokdifenyltrikloretan IUPAC-navn: 1,1,1-trikloro-2,2-di(4-klorofenyl)etan Forkortelse: <i>p,p'</i> -DDT CAS nummer: 50-29-3		C ₁₄ H ₉ Cl ₅
Navn: <i>o,p'</i> -Diklokdifenyltrikloretan IUPAC-navn: 1,1,1-trikloro-2-(2-klorofenyl)-2-(4-klorofenyl)etan Forkortelse: <i>o,p'</i> -DDT CAS nummer: 789-02-6		C ₁₄ H ₉ Cl ₅
Navn: <i>p,p'</i> -Diklordifenyldikloreten IUPAC-navn: 1-kloro-4-(2,2-dichloro-1-(4-klorofenyl)etenyl)benzen Forkortelse: <i>p,p'</i> -DDE CAS nummer: 72-55-9		C ₁₄ H ₈ Cl ₄
Navn: <i>o,p'</i> -Diklordifenyldikloreten IUPAC-navn: 2-(2-klorofenyl)-2-(4-klorofenyl)-1,1-dikloroeten Forkortelse: <i>o,p'</i> -DDE CAS nummer: 3424-82-6		C ₁₄ H ₈ Cl ₄
Navn: <i>p,p'</i> -Diklordifenyldikloretan IUPAC-navn: 1-kloro-4-(2,2-dikloro-1-(4-klorofenyl)etyl)benzene Forkortelse: <i>p,p'</i> -DDD CAS nummer: 72-54-8		C ₁₄ H ₈ Cl ₄
Navn: <i>o,p'</i> -Diklordifenyloretan IUPAC-navn: 1-kloro-4-(2,2-dikloro-1-(2-klorofenyl)etyl)benzene Forkortelse: <i>o,p'</i> -DDD CAS nummer: 53-19-0		C ₁₄ H ₈ Cl ₄
Navn: α-Heksaklorosykloheksan IUPAC-navn: α-1,2,3,4,5,6-hexachlorocyclohexane Forkortelse: α-HCH CAS nummer: 319-84-6		C ₆ H ₆ Cl ₆
Navn: β-Heksaklorosykloheksan IUPAC-navn: β-1,2,3,4,5,6-hexachlorocyclohexane Forkortelse: β-HCH CAS nummer: 319-85-7		C ₆ H ₆ Cl ₆
Navn: γ-Heksaklorosykloheksan IUPAC-navn: (1 <i>r</i> ,2 <i>R</i> ,3 <i>S</i> ,4 <i>r</i> ,5 <i>R</i> ,6 <i>S</i>)-1,2,3,4,5,6-heksakloroheksan Forkortelse: γ-HCH CAS nummer: 58-89		C ₆ H ₆ Cl ₆

<p>Navn: Heptaklor IUPAC-navn: 1,4,5,6,7,8,8-Heptachloro-3a,4,7,7a-tetrahydro-4,7-methanoindene Forkortelse: HC CAS nummer: 76-44-8</p>		C ₁₀ H ₅ Cl ₇
<p>Navn: Heptaklor epoxid IUPAC-navn: <i>exo</i>-1,4,5,6,7,8,8-Heptachloro-2,3-epoxy-4,7-methano-3a,4,7,7a-tetrahydroindane Forkortelse: HCE CAS nummer: 1024-57-3</p>		C ₁₀ H ₅ Cl ₇ O
<p>Navn: <i>trans</i>-Klordan IUPAC-navn: 1,2,4,5,6,7,8,8-Octachloro-2,3,3a,4,7,7a-hexahydro-4,7-methanoindene Forkortelse: <i>trans</i>-CD CAS nummer: 5103-74-2</p>		C ₁₀ H ₆ Cl ₈
<p>Navn: <i>cis</i>-Klordan IUPAC-navn: 1,2,4,5,6,7,8,8-Octachloro-2,3,3a,4,7,7a-hexahydro-4,7-methanoindene Forkortelse: <i>cis</i>-CD CAS nummer: 5103-71-9</p>		C ₁₀ H ₆ Cl ₈
<p>Navn: Oksyklordan IUPAC-navn: 1,5,6,8,9,10,11,11-oktaklor-4-oxatetrasyklo[6.2.1.0.2,7.0.3,5]undek-9-en CAS nummer: 27304-13-8</p>		C ₁₀ H ₄ OCl ₈
<p>Navn: <i>trans</i>-nonaklor IUPAC-navn: (1R,2S,3R,4R,5S,6R,7S)-1,3,4,5,7,8,9,10,10-Nonaklorotrisyklo(5.2.1.0.2,6)dek-8-en Forkortelse: <i>trans</i>-NC CAS nummer: 39765-80-5</p>		C ₁₀ H ₅ Cl ₉
<p>Navn: <i>cis</i>-nonaklor IUPAC-navn: (1R,3S,3aR,4S,7R,7aS)-rel-1,2,3,4,5,6,7,8,8-Nonachloro-2,3,3a,4,7,7a-hexahydro-4,7-methano-1H-indene Forkortelse: <i>cis</i>-NC CAS nummer: 5103-73-1</p>		C ₁₀ H ₅ Cl ₉
<p>Navn: Mirex IUPAC-navn: 1,1a,2,2,3,3a,4,5,5,5a,5b,6-dodecachlorooctahydro-1H-1,3,4-(methanetriyl)cyclobuta[cd]pentalene CAS nummer: 2385-85-5</p>		C ₁₀ Cl ₁₂

VEDLEGG B: Informasjon om PBDE- og PCB-kongener som det i denne oppgaven ble analysert for.

Polybromerte difenyletere, PBDE			
 <p style="text-align: center;">$C_{12}H_{10-n}Br_nO$</p>			
Kongener	Navn	CAS nummer	Molekylformel
BDE-28	2,4,4'-tribromodifenyleter	41318-75-6	$C_{12}H_7Br_3O$
BDE-47	2,2',4,4'-tetrabromodifenyleter	5436-43-1	$C_{12}H_6Br_4O$
BDE-99	2,2',4,4',5-pentabromodifenyleter	60348-60-9	$C_{12}H_5Br_5O$
BDE-100	2,2',4,4',6-pentabromodifenyleter	189084-64-8	"
BDE-153	2,2',4,4',5,5'-heksabromodifenyleter	68631-49-2	$C_{12}H_4Br_6O$
BDE-154	2,2',4,4',5,6'-heksabromodifenyleter	207122-15-4	"
Polyklorerte bifenyler, PCB			
 <p style="text-align: center;">$C_{12}H_{10-n}Cl_n, n=1-10$</p>			
Kongener	Navn	CAS nummer	Molekylformel
PCB-18	2,2',5-triklorobifenyl	37680-65-2	$C_{12}H_7Cl_3$
PCB-28	2,4,4'-triklorobifenyl	7012-37-5	"
PCB-31	2,4',5-triklorobifenyl	16606-02-3	"
PCB-33	2,3',4'-triklorobifenyl	38444-86-8	"
PCB-47	2,2',4,4'-tetraklorobifenyl	2437-79-8	$C_{12}H_6Cl_4$
PCB-49	2,2',4,5'-tetraklorobifenyl	41464-40-8	"
PCB-52	2,2',5,5'-tetraklorobifenyl	35693-99-3	"
PCB-66	2,3',4,4'-tetraklorobifenyl	32598-10-0	"
PCB-74	2,4,4',5-tetraklorobifenyl	32690-93-0	"
PCB-99	2,2',4,4',5-pentaklorobifenyl	38380-01-7	$C_{12}H_5Cl_5$
PCB-101	2,2',4,5,5'-pentaklorobifenyl	37680-73-2	"
PCB-105	2,3,3',4,4'-pentaklorobifenyl	32598-14-4	"
PCB-114	2,3,4,4',5-pentaklorobifenyl	74472-37-0	"
PCB-118	2,3',4,4',5-pentaklorobifenyl	31508-00-6	"
PCB-122	2,3,3',4',5'-pentaklorobifenyl	76842-07-4	"
PCB-123	2,3',4,4',5'-pentaklorobifenyl	65510-44-3	"
PCB-128	2,2',3,3',4,4'-heksaklorobifenyl	38380-07-3	$C_{12}H_4Cl_6$
PCB-138	2,2',3,4,4',5'-heksaklorobifenyl	35065-28-2	"
PCB-141	2,2',3,4,5,5'-heksaklorobifenyl	52712-04-6	"
PCB-149	2,2',3,4',5',6-heksaklorobifenyl	38380-04-0	"
PCB-153	2,2',4,4',5,5'-heksaklorobifenyl	68194-08-1	"
PCB-156	2,3,3',4,4',5-heksaklorobifenyl	38380-08-4	"
PCB-157	2,3,3',4,4',5'-heksaklorobifenyl	69782-90-7	"
PCB-167	2,3',4,4',5,5'-heksaklorobifenyl	52663-72-6	"
PCB-170	2,2',3,3',4,4',5-heptaklorobifenyl	35065-30-6	$C_{12}H_3Cl_7$
PCB-180	2,2',3,4,4',5,5'-heptaklorobifenyl	35065-29-3	"
PCB-183	2,2',3,4,4',5',6-heptaklorobifenyl	52663-69-1	"
PCB-187	2,2',3,4',5,5',6-heptaklorobifenyl	52663-68-0	"
PCB-189	2,3,3',4,4',5,5'-heptaklorobifenyl	39635-31-9	"
PCB-194	2,2',3,3',4,4',5,5'-oktaklorobifenyl	35694-08-7	$C_{12}H_2Cl_8$

**VEDLEGG C: Standarder og SRM
BROM I:**

Brom I. 25.07 (Glass 5)

Benyttes til internstandard.
Laget: 18.06.2007



DATO + INT:	GRUNNSTANDARD:	KONSENTRASJON: Grunnstandard ng/µl	VEKT (g): 35,8871	UTTAK: µl	KONSENTRASJON: pg/µl
	13C BDE-28 (20.07)	50	36,0779	265	265
	13C BDE-47 (20.07)	50	36,2676	263	263
	13C BDE-99 (20.07)	50	36,4522	256	256
	13C BDE-153 (20.07)	50	36,6340	253	252
	13C BDE-183 (20.07)	50	36,8187	257	256
	13C BDE-209 (3 ampuller)	50	39,5444	3786	3781
	d18-γ-HBCD (Wellington, LOT:)	50	40,5713	1184	1183
	d18-α-HBCD (Wellington, LOT:)	50	41,6052	1193	1191
			70,4323		

FORTYNNET TIL: 50,1 ml
LØSEMIDDEL: iso-oktan Tetthet: 0,69
GODKJENT: PÅ BAKGRUNN AV:

POP I:

POP I. (04.13)

Laget

15.01.2013



Norwegian Institute for Air Research

Benyttes som internstandard til PCB, DDT/HCH og Pest

DATO + INT:	GRUNNSTANDARD: Komponent	KONSENTRASJON: Grunnstandard ng/µl	VEKT: 47,5399	UTTAK: µl	KONSENTRASJON: pg/µl
	13C.PCB-mix (44.09)		50,0969	3566	
	13C PCB- 28	3,397			242,3
	13C PCB- 52	3,228			230,2
	13C PCB- 101	3,362			239,8
	13C PCB- 105	3,336			237,9
	13C PCB- 114	3,336			237,9
	13C PCB- 118	3,338			238,1
	13C PCB- 123	3,288			234,5
	13C PCB- 138	3,362			239,8
	13C PCB- 153	3,305			235,7
	13C PCB- 156	3,354			239,3
	13C PCB- 157	3,338			238,1
	13C PCB- 167	3,331			237,6
	13C PCB- 180	3,375			240,7
	13C PCB- 189	3,304			235,6
	13C PCB- 209	3,349			238,9
	13C α-HCH (02.13)	100	50,4619	509	1018,1
	13C β-HCH (48.11)	50	50,6123	210	209,8
	13C γ-HCH (02.13)	100	50,9867	522	1044,3
	13C delta-HCH (02.13)	100	51,3483	504	1008,6
	13C p.p.DDE (02.13)	100	51,4704	170	340,6
	13C o.p.DDD (02.12)	50	51,7006	321	321,1
	13C p.p. DDT(02.13)	100	51,8207	168	335,0
	13C Pentachlorbenzene-PeCB(1.03.13)	9	52,1709	507	89,0
	13C Hexachlorbenzene-HCB (1.03.13)	7	52,5431	539	80,6
	13C tr.Nonachlor (46.09)	100	52,6541	155	309,6
	13C Cis-NonaChlor (en ampulle)	100	53,5558	1258	2515,2
	13C tr.Chlordane (02.13)	100	53,7410	258	516,6
	13C Cis-Chlordane (en ampulle)	100	54,6415	1256	2511,8
	13C Oxychlordane (en ampulle)	100	55,5359	1247	2494,8
	13C Heptachlor epoxid (02.12)	100	55,8986	506	1011,7
	13C Heptachlor (en ampulle)	100	56,7985	1255	2510,1
	13C Dieldrin (en ampulle)	100	57,6937	1249	2497,0
	13C Mirex (48.11)	100	57,8800	260	519,7
	13C Dechlorane plus syn (03.13)	100	58,0804	279	559,0
	13C Endosulfan I (en ampulle)	100	58,9636	1232	2463,5
	13C Endosulfan II (en ampulle)	100	59,8588	1249	2497,0
	13C Endosulfan Sulfate (en ampulle)	100	60,7448	1236	2471,4
	d14-Trifluralin (en ampulle)	100	61,6478	1259	2518,8
	13C Aldrin (en ampulle)	100	62,5411	1246	2491,7
	13C Endrin (en ampulle)	100	63,4404	1254	2508,5
	13C Isodrin (en ampulle)	100	64,3353	1248	
			82,6772	26544	

FORTYNNET TIL: 50,0 ml
LØSEMIDDEL: Nonan/Isooktan Tetthet: 0,703
GODKJENT: PÅ BAKGRUNN AV:

SRM: Navn: "1945 Whale blubber"
Produsent: National Institute of Standards and Technology (NIST)
Adresse: NIST, 100 Bureau Frive, Stop 1070, Gaithersburg, MD 20899-1070

VEDLEGG D: Apparaturl som ble brukt i denne studien

GPC, Gel Permeation Chromatography:

Navn: Waters GPC Cleanup System
Metode: EPA Metode 3640A, GPC Cleanup
Kolonner: EnVirongel™ GPC Cleanup Kolonner
- 19x150mm og 19x300mm, seriekoblet.
- Pakket med high performance fully porous, highly crosslinked styrene divinylbenzene copolymer partikler (100Å porestørrelse)
Adresse: Waters Corporation, 34 Maple Street
Milford, MA 01757, USA
Telefon: 508.478.2000
Internett: www.waters.com

RapidVap Vacuum Dry Evaporation System, with vortex motion.

Katalognummer: 7900001
Produsent: Labconco
Type: Vacuum Evaporation System Model
Adresse: 8811 Prospect Avenue
Kansas City, MO 64132-2696, USA

TurboVap® 500 ClosedCellConcentrator, og RapidTrace SPE Work Station

Produsent: Zymark Corporation (nå Perkin-Elmer)
Adresse: Perkin Elmer
68 Elm Steet
Hopkinton, MA 01749, USA
Telefon/fax: +508-435-9500/+508-435-9500

Gasskromatograf:

Type: Agilent 7890A
Produsent: Agilent Technology
Adresse: Agilent Technologies
5301 Stevens Creek Blvd, Santa Clara, CA 95051, USA
Fax: +1 866 497 1134
Email: cag_sales-na@agilent.com
Internettside: www.agilent.com/chem

Massespektrometerdetektor:

Type: Agilent 5975C
Produsent: Agilent Technology
Adresse: Agilent Technologies
5301 Stevens Creek Blvd
Santa Clara, CA 95051, USA
Fax: +1 866 497 1134
Email: cag_sales-na@agilent.com
Internettside: www.agilent.com/chem

VEDLEGG E: LOD for PCB, DDT og DDT-metabolitter i inntatt plast og lever fra havhest.

Enhet: ng/g (w/w)	LOD plast	LOD lever
<i>p,p'</i> -DDT	1,28	0,06
<i>o,p'</i> -DDT	4,56	7,37
<i>p,p'</i> -DDD	10,77	12,84
<i>p,p'</i> -DDE	0,26	0,51
<i>o,p'</i> -DDE	0,21	0,01
<i>o,p'</i> -DDD	1,28	0,06
PCB 18	0,13	0,01
PCB 28/31	0,09	0,01
PCB 33	0,09	0,01
PCB 47/49	0,08	0,01
PCB 52	0,10	0,01
PCB 66	0,07	0,01
PCB 74	0,06	0,01
PCB 99	0,09	0,07
PCB 101	0,11	0,07
PCB 105	0,14	0,07
PCB 114/122	0,13	0,02
PCB 118	0,12	0,22
PCB 123	0,12	0,02
PCB 128	0,26	0,07
PCB 138	0,14	0,40
PCB 141	0,10	0,03
PCB 149	0,09	0,06
PCB 153	0,22	0,66
PCB 156	0,16	0,05
PCB 157	0,14	0,01
PCB 167	0,14	0,03
PCB 170	0,08	0,11
PCB 180	0,07	0,38
PCB 183	0,06	0,04
PCB 187	0,07	0,01
PCB 189	0,06	0,01
PCB 194	0,23	0,03

VEDLEGG F: SRM-verdier ved analyse av lever og muskel fra havhest

SRM FIT % er prosentandel av sertifiserte verdier som ble målt i prøvene våre. +/- 25% er regnet som akseptable verdier. Verdier som differerer fra de sertifiserte verdiene mer enn +/- 25% er merket i rødt, mens verdier som differerer fra de sertifiserte verdiene mer enn +/- 50% er merket i rødt og står i kursiv.

	Sertifiserte verdier	Målte verdier, lever	*SRM FIT %	Målte verdier, muskel	*SRM FIT %
	(ng/g ww)	(ng/g ww)		(ng/g ww)	
<i>p,p'</i> -DDT	233	226,25	97	150,66	64,66
<i>o,p'</i> -DDT	91	114,59	126	72,43	79,60
<i>p,p'</i> -DDD	120	30,05	25	418,17	348,47
<i>p,p'</i> -DDE	497	469,67	95		
<i>o,p'</i> -DDE	14,2	10,80	76		
<i>o,p'</i> -DDD	19,5	12,48	64		
PCB 18	4,35	2,53	58		
PCB 28/31	14,6	9,82	67	5,10	35
PCB 33		0,07			
PCB 47/49		16,89			
PCB 52	40,7	42,19	104	31,15	77
PCB 66	22,4	25,87	116		
PCB 74		13,74			
PCB 99	58,5	60,39	103	47,55	81
PCB 101	78	100,60	129	138,07	177
PCB 105	28,6	27,29	95	2,04	7
PCB 114/122	2,28				
PCB 118	76,5	93,11	122	74,18	97
PCB 123		7,15			
PCB 128	23	24,95	108	18,63	81
PCB 138/163	200	230,40	115	171,01	86
PCB 141		16,58			
PCB 149	89	86,02	97		
PCB 153	228	262,46	115	194,0	85
PCB 156	11,4	14,35	126		
PCB 157		2,73			
PCB 167		7,99			
PCB 170	42,6	52,88	124		
PCB 180	138	182,88	133	128,82	93
PCB 183	38	36,70	97	25,71	68
PCB 187	121	138,14	114	100,37	83
PCB 189		2,80			
PCB 194	5,4	61,33	1136	47,61	882

	Sertifiserte verdier	Målte verdier, lever	*SRM FIT %	Målte verdier, muskel	*SRM FIT %
	(pg/g ww)	(pg/g ww)		(pg/g ww)	
BDE 47	39600	41514,5	105		
BDE 99	18900	17585,0	93		
BDE 100	10300	9530,0	93		
BDE 153	8340	9595,0	115		
BDE 154	13300	13080,0	98		
α -HCH	16900	17481,7	103	28896,54	171
β -HCH				1673,89	
γ -HCH	3180	3009,7	95		
HCB	30600	38288	125	33216,19	109
Heptaklor		11896		619,48	
Heptaklor epoxide					
<i>t</i> -klordane	11800	8995	76,23	13908,96	118
<i>c</i> -klordane	48100	32800	68	31141,24	65
oxy-klordane	21200	35477	167	20861,70	99
<i>t</i> -Nonaklor	198000	214770	108	150278,71	76
<i>c</i> -Nonaklor	45800	54501	119	40479,76	89
Mirex	31000	39900	129	42467,27	137

VEDLEGG G: Verdier av klorerte pesticider i plast, lever og muskel fra havhest.
 nd = ikke detektert over deteksjonsgrensen ("not detected").

pg/g	α -HCH	β -HCH	γ -HCH	HCB	Hepta- klor	Hepta- klor epoxid	<i>trans</i> - Klordan	<i>cis</i> - Klordan	oxy- Klordan	<i>trans</i> - Nonaklor	<i>cis</i> - Nona- klor	Mirex
Blank, Plastic 001,	<LOD	<LOD	<LOD	262	774	<LOD	46	70	1625	<LOD	60	80
Plastic 002,	145,6	<LOD	740,9	8903	841	<LOD	869	1830	10952	8705	2984	1661
Plastic 003,	<LOD	<LOD	<LOD	17232	23325	<LOD	4273	3448	82398	4598	5747	6897
Plastic 004,	<LOD	<LOD	<LOD	9532	5511	<LOD	586	707	18511	1616	1414	1313
Plastic 005,	<LOD	<LOD	413,4	21184	493	<LOD	362	805	19077	3740	1185	1707
Plastic 006,	45,0	<LOD	98,8	7419	125	<LOD	90	287	4906	1126	269	584
Plastic 007,	<LOD	<LOD	<LOD	11434	2233	<LOD	258	828	34442	4576	1315	5355
Plastic 008,	496,2	<LOD	1105,4	66568	<LOD	<LOD	2121	3442	93261	15451	5079	5045
Plastic	<LOD	<LOD	<LOD	6429	<LOD	<LOD	248	213	4047	473	204	408
Blank1 - Liver 001,	<LOD	<LOD	<LOD	164	36	<LOD	5	<LOD	505	9	5	76
Liver 002,	<LOD	362,3	43,4	10296	7373	<LOD	2096	431	75472	13467	1387	19683
Liver 003,	<LOD	401,9	<LOD	10430	13412	<LOD	1953	108	152108	4356	275	12176
Liver 004,	<LOD	336,2	<LOD	10992	22008	<LOD	2017	360	97271	8922	1142	14376
Liver 005,	<LOD	655,3	<LOD	11479	8685	<LOD	2918	88	270165	5682	370	51288
Blank2 - Liver 005,	<LOD	<LOD	<LOD	70	32	<LOD	2,7	4,0	246,9	2,0	4,1	13,0
Liver 006,	<LOD	236,1	<LOD	8562	4549	<LOD	586	78	81202	2017	192	8457
Liver 007,	<LOD	<LOD	<LOD	10116	4828	<LOD	1639	92	200339	4196	298	30190
Liver 008,	<LOD	557,3	<LOD	12815	19510	<LOD	2834	114	280375	2964	195	18117
Liver	<LOD	421,2	<LOD	10681	8001	<LOD	1755	108	129398	3152	217	14549
SRM	17481, 7	1873,3	3009,7	38288	11896	<LOD	8995	32800	35477	214770	5450 1	39900
001, Muscle	0,34	0,03	<LOD	21,56	<LOD	<LOD	1,56	0,59	48,49	9,67	1,48	11,59
002, Muscle	0,14	0,01	<LOD	26,64	<LOD	<LOD	1,75	0,13	70,09	3,92	0,29	11,59
003, Muscle	0,19	0,02	<LOD	21,76	<LOD	<LOD	1,43	0,34	44,93	6,22	1,00	7,86
004, Muscle	0,17	0,01	<LOD	29,95	0,02	<LOD	1,82	0,10	153,29	3,05	0,25	36,07
005, Muscle	0,21	0,03	<LOD	20,17	<LOD	<LOD	0,70	0,14	46,34	2,45	0,30	8,76
006, Muscle	0,37	<LOD	<LOD	37,20	0,05	<LOD	2,42	0,13	175,16	4,98	0,42	36,88
007, Muscle	0,08	<LOD	<LOD	40,67	<LOD	<LOD	2,12	0,08	173,66	2,45	0,13	15,05
008, Muscle	0,14	<LOD	<LOD	27,18	0,02	<LOD	1,26	0,10	67,64	1,90	0,17	10,72
Blank2 Muscle	<LOD	<LOD	<LOD	0,09	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,06	<LOD	<LOD	<LOD
Blank1 Muscle	<LOD	<LOD	<LOD	0,54	<LOD	<LOD	0,01	<LOD	0,94	0,03	0,01	<LOD

VEDLEGG H: Verdier av PBDE i inntatt plast og lever og muskelvev fra havhest.

<LOD = under deteksjonsgrensen

pg/g (ww)	BDE-28	BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154
Blank, Plastic	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
001, Plastic	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
002, Plastic	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
003, Plastic	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
004, Plastic	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
005, Plastic	<LOD	308,0	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
006, Plastic	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
007, Plastic	<LOD	3194,7	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
008, Plastic	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Blank 1, Liver	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
001, Liver	58,2	1570,6	403,1	239,5	401,0	557,5
002, Liver	<LOD	236,3	<LOD	54,5	133,3	79,3
003, Liver	50,9	873,7	<LOD	208,8	223,8	233,7
004, Liver	<LOD	247,0	120,7	60,6	869,2	175,8
Blank 2, Liver	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
005, Liver	<LOD	132,3	77,7	<LOD	80,7	38,1
006, Liver	<LOD	231,8	69,3	48,7	423,6	69,3
007, Liver	<LOD	143,6	55,4	<LOD	368,4	53,1
008, Liver	<LOD	146,7	79,5	<LOD	188,5	96,0
SRM	1755,8	41514,5	17585,0	9530,0	9595,0	13080,0

VEDLEGG I: Verdier funnet av DDT og DDT-metabolitter i inntatt plast og lever og muskelvev fra havhest. nd = ikke detektert over deteksjonsgrensen ("not detected")

ng/g (ww)	001, Plastic	002, Plastic	003, Plastic	004, Plastic	005, Plastic	006, Plastic	007, Plastic	008, Plastic
<i>p,p'</i> -DDT	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
<i>o,p'</i> -DDT	9,85	nd	31,21	11,78	blank	109,16	74,73	10,84
<i>p,p'</i> -DDD	blank	nd	83,78	blank	blank	69,38	blank	blank
<i>p,p'</i> -DDE	10,40	nd	6,34	16,32	3,31	38,28	107,01	2,33
<i>o,p'</i> -DDE	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
<i>o,p'</i> -DDD	blank	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

ng/g (ww)	001, Liver	002, Liver	003, Liver	004, Liver	005, Liver	006, Liver	007, Liver	008, Liver
<i>p,p'</i> -DDT	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
<i>o,p'</i> -DDT	4,48	4,42	8,19	4,78	blank	blank	blank	blank
<i>p,p'</i> -DDD	blank	blank	blank	blank	blank	blank	blank	blank
<i>p,p'</i> -DDE	57,85	105,83	95,32	239,85	44,38	131,62	204,73	130,61
<i>o,p'</i> -DDE	0,05	nd	0,05	0,02	nd	nd	blank	blank
<i>o,p'</i> -DDD	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

ng/g (ww)	001, Muscle	002, Muscle	003, Muscle	004, Muscle	005, Muscle	006, Muscle	007, Muscle	008, Muscle
<i>p,p'</i> -DDT	1,73	0,37	0,48	0,01	0,42	1,07	0,76	1,97
<i>o,p'</i> -DDT	7,47	3,32	4,85	4,39	2,44	9,23	13,35	2,97
<i>p,p'</i> -DDD	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
<i>p,p'</i> -DDE	101,12	125,60	81,24	349,97	66,19	513,76	522,31	119,99
<i>o,p'</i> -DDE	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
<i>o,p'</i> -DDD	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

VEDLEGG J: PCB-verdier funnet i inntatt plast, og lever fra havhest.

nd = ikke detektert over deteksjonsgrensen ("not detected")

ng/g (ww)	001, Plastic	002, Plastic	003, Plastic	004, Plastic	005, Plastic	006, Plastic	007, Plastic	008, Plastic	001, Liver	002, Liver	003, Liver	004, Liver	005, Liver	006, Liver	007, Liver	008, Liver
PCB 18	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB 28/31	0,84	nd	nd	0,41	0,26	1,71	1,69	0,08	1,22	2,32	2,15	3,42	0,56	1,80	3,15	2,09
PCB 33	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB 47/49	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,76	0,86	1,15	1,89	0,32	1,20	3,07	0,90
PCB 52	0,83	nd	nd	0,48	0,18	0,47	1,10	nd	0,33	0,12	0,35	0,13	0,10	0,18	0,01	0,10
PCB 66	nd	nd	nd	nd	nd	nd	2,58	nd	2,69	3,73	4,44	8,39	1,16	6,07	12,20	4,44
PCB 74	nd	nd	nd	nd	nd	nd	4,85	nd	3,05	6,05	5,35	14,36	2,10	9,83	19,62	6,59
PCB 99	2,18	nd	1,81	2,80	0,52	4,09	10,45	0,40	11,83	18,90	18,41	64,63	7,16	37,28	71,10	20,23
PCB101	1,43	nd	nd	0,63	0,26	1,06	2,29	0,15	1,07	0,45	1,27	0,48	0,36	0,46	0,34	0,31
PCB 105	1,19	nd	nd	1,56	0,35	1,99	6,05	0,31	7,40	13,18	12,53	40,83	5,19	21,61	35,64	14,86
PCB114/122	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,37	nd	0,51	0,99	0,84	3,84	0,46	1,87	3,10	1,07
PCB 118	4,09	nd	3,18	6,62	1,22	9,23	19,30	0,93	27,50	51,74	43,67	183,64	20,25	95,16	142,29	55,79
PCB 123	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,72	0,82	1,00	2,32	0,31	1,24	1,96	0,77
PCB 128	0,74	nd	nd	1,08	0,18	1,45	3,66	0,24	6,73	11,67	10,27	34,02	4,37	18,56	26,83	10,90
PCB 138	7,90	10,34	3,74	7,65	1,48	12,96	27,30	1,14	45,98	67,55	68,77	251,15	25,77	145,30	211,51	66,26
PCB 141	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,49	nd	0,32	0,14	0,46	0,13	0,09	0,09	0,11	0,10
PCB 149	1,30	nd	nd	0,52	0,24	nd	2,03	0,19	0,72	0,55	1,02	0,73	0,37	0,64	1,14	0,46
PCB 153	9,53	14,48	7,03	14,85	3,35	29,05	34,99	2,29	88,06	161,35	130,17	523,63	77,41	251,39	311,39	174,13
PCB 156	nd	nd	nd	0,81	0,22	nd	1,93	nd	4,98	9,44	7,94	47,04	5,67	22,42	19,81	11,73
PCB 157	nd	nd	nd	nd	0,05	nd	nd	nd	1,14	2,16	1,70	9,05	1,19	4,21	3,94	2,34
PCB 167	0,27	nd	nd	0,47	0,11	nd	1,14	nd	2,98	5,40	4,45	25,20	2,53	12,26	11,37	6,31
PCB 170	1,41	nd	nd	1,95	0,56	5,29	4,61	0,32	15,19	24,91	22,91	131,84	15,45	61,11	43,01	29,45
PCB 180	3,57	7,13	2,81	5,51	1,56	13,04	12,09	0,90	47,51	71,77	69,38	423,25	47,35	193,70	116,02	88,75
PCB 183	0,71	nd	nd	0,80	0,21	2,04	2,16	0,16	6,55	10,20	9,96	48,59	5,28	23,42	20,78	10,52
PCB 187	1,05	nd	nd	0,42	0,17	nd	2,06	0,11	1,10	1,04	2,22	0,60	0,73	0,53	0,75	0,68
PCB 189	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,13	nd	0,72	1,03	1,05	6,91	0,75	3,12	1,69	1,34
PCB 194	nd	nd	nd	0,48	0,18	nd	1,18	nd	8,41	8,26	11,41	76,38	7,65	31,91	12,66	13,64

VEDLEGG K: PCB-verdier funnet i muskelvev fra havhest.

nd = ikke detektert over deteksjonsgrensen ("not detected")

ng/g (ww)	001, Muscle	002, Muscle	003, Muscle	004, Muscle	005, Muscle	006, Muscle	007, Muscle	008, Muscle
PCB 18	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB 28/31	1,05	1,14	0,81	1,14	0,42	1,43	1,22	0,93
PCB 33	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB 47/49	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB 52	0,57	0,09	0,24	0,09	0,12	0,32	0,07	0,07
PCB 66	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB 74	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB 99	19,03	20,46	14,43	43,94	10,09	53,37	61,97	20,44
PCB 101	3,62	0,57	1,60	0,53	0,70	1,11	0,44	0,46
PCB 105	0,73	1,26	0,68	2,83	0,69	3,31	2,88	1,04
PCB 114/122	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB 118	45,03	62,37	36,39	137,82	31,77	156,43	135,01	52,01
PCB 123	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB 128	9,84	11,00	7,11	22,26	4,64	24,47	20,45	7,12
PCB 138	67,17	71,08	50,74	175,38	33,47	207,62	182,20	52,90
PCB 141	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB 149	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB 153	132,9	196,3	104,3	475,6	116,0	502,0	296,5	153,7
PCB 156	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB 157	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB 167	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB 170	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB 180	61,83	82,94	62,53	263,97	63,43	253,98	112,58	75,88
PCB 183	8,74	10,97	8,70	28,89	6,74	30,89	19,64	8,98
PCB 187	1,82	0,44	1,41	0,37	0,47	0,59	0,62	0,33
PCB 189	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB 194	9,01	8,03	6,70	34,48	9,03	29,98	11,55	10,78

VEDLEGG L: Fettbestemmelse av lever og muskel fra havhest

	001, Liver	002, Liver	004, Liver	005, Liver	006, Liver	001, Muscle	002, Muscle	003, Muscle	004, Muscle	005, Muscle	006, Muscle	007, Muscle	008, Muscle
Prøve- mengde(g)	0,50	≈0,10	0,56	0,37	0,50	0,29	1,13	1,18	0,54	1,00	0,37	0,65	0,51
Na ₂ SO ₄ (g)	5,23	1,30	5,23	4,48	5,59	15,98	14,13	12,65	13,02	13,34	14,15	14,85	13,37
Tomt 4mL- vial (g)	6,3172 5	6,1796 4	6,2675 4	6,2229 8	6,1776 3	6,1088 4	6,0518 3	5,9487 1	5,9967 7	6,0387 5	6,0287 6	6,0346 5	6,0442 9
4mL-vail, neddampet (g)	6,3684 7	6,1865 4	6,3052 2	6,2446 5	6,2144 5	6,1240 3	6,0973 4	5,9946 9	6,0102 3	6,0842 3	6,0594 9	6,0486	6,0648 7
Fett (g)	0,0512 2	0,0069	0,0376 8	0,0216 7	0,0368 2	0,0151 9	0,0455 1	0,0459 8	0,0134 6	0,0454 8	0,0307 3	0,0139 5	0,0205 8
Fett % (w/w)	10,2%	6,90%	6,73%	5,86%	7,36%	5,24%	4,02%	3,90%	2,49%	4,55%	8,31%	2,15%	4,04%



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Postboks 5003
NO-1432 Ås
67 23 00 00
www.nmbu.no