

## ReducePack Arbeidspakke 4: Kvantifisering av forsøpling i LCA

---



# REDUCE PACK

*Bærekraftig matemballering – redusert plast og mer gjenvinnbare materialer*

**FORFATTERE**

IRMELINE DE SADELEER, SIMON SAXEGÅRD.

**RAPPORTNUMMER**

OR.48.20

**ÅRSTALL**

2020

**ISBN NR.**  
978-82-7520-847-5

**ISSN NR.**  
2535-812X

**RAPPORTTYPE**  
Oppdragsrapport

**TILGJENGELIGHET**  
Åpen



**PROSJEKTNUMMER**

1983

**PROSJEKTNAVN**

ReducePack

**OPPDRAGSGIVER**

Norges Forskningsråd

**REFERANSE**

NRF 296335

**KVALITETSSIKRER**

Cecilia Askham

**ANTALL SIDER**

14

**EMNEORD**

Forsøpling, Plast, LCA

## Sammendrag

Arbeidspakke 4 i ReducePack-prosjektet omhandler metodiske forskningsutfordringer knyttet til livssyklusanalyser (LCA). Denne rapporten er en leveranse til prosjektet som en del av arbeidspakke 4, og tar for seg forsøpling i LCA.

Kunnskap om mengder, kilder og konsekvenser knyttet til forsøpling er oppsummert i kapitel 2. Kapittel 3 tar for seg integrering av forsøpling i LCA-metodikken, og kapittel 4 konkluderer med hvordan denne kunnskapen påvirker ReducePack-prosjektet.

# Innholdsfortegnelse

Sammendrag.....	iii
1 Innledning.....	1
2 Forsøpling.....	2
2.1 Kilder og konsekvenser av plastforsøpling.....	2
2.2 Kilder og konsekvenser av papirforsøpling.....	3
3 Integrasjon av forsøpling i LCA metodikk.....	4
3.1 Bakgrunn .....	4
3.2 LCA's oppbygning.....	4
3.3 Utslippsfaktor.....	5
3.4 Exposure (Eksponering).....	8
3.5 Fate factor (Spredning).....	9
3.6 Effect factor (Effektfaktor).....	9
4 Bruk av forsøplingsmetodikken i ReducePack.....	11
5 Referanser.....	12

# 1 Innledning

Materialer til matemballasje består hovedsakelig av plast, glass, metall og papir. Disse har veldig ulik kjemisk struktur og dermed er egenskapene også forskjellige. ReducePack prosjektet har et spesielt fokus på plast- og fiberemballasje, derfor fokuserer også denne arbeidspakken på disse materialtypene.

Plast er en viktig del av den globale økonomien og er materialet som med størst vekst i emballasjesammenheng. Produksjonsvolumene seksdoblet mellom 1980 og 2015 (PlasticsEurope Market Research Group) og det forventes en ytterligere firedobling innen 2050 (Barra & Sunday, 2018). Gass og olje er de primære råvarene som dagens plastindustri baserer seg på. Innen 2025, vil 20% av oljeressursene kunne etterspørres av industrien sammenlignet med 6% i 2014. Industrien vil stå for 15% av CO2 budsjettet sammenlignet med dagens 1% (Ellen MacArthur Foundation & McKinsey Company, 2016).

Papp og papir blir som kjent produsert av trevirke. Globalt ble det i 2016 produsert 411 millioner tonn papp og papir, hvorav halvparten ble brukt til emballasje. Produksjonstallene har stagnert det siste tiåret: de har blitt redusert for grafisk papir, men har økt for emballasjeforbruk (Statista, 2019).

Dette kapitlet vil først beskrive forsøplingsproblematikken for plast (2.1), så for papir (2.2). Deretter blir status på forskningen angående integrering av forsøpling i LCA beskrevet (0). Til slutt blir en vurdering gjort på om den eksisterende metoden kan brukes videre i ReducePack prosjektet (4).

## 2 Forsøpling

### 2.1 Kilder og konsekvenser av plastforsøpling

Plastens negative konsekvenser på menneskelig helse og marine økosystemer har blitt anerkjent som et globalt miljøproblem. Spesielt marin plastforsøpling har fått økende oppmerksomhet de siste årene.

Det finnes tre kategoriseringer av plastavfall basert på størrelse: makroplast, mikroplast og nanoplast. Det finnes ingen internasjonal vedtatt definisjon av mikro- og nanoplast (VKM, 2019), men følgende definisjoner blir som oftest brukt: makroplast er plastpartikler som er større enn 5 mm i diameter, mens mikroplast er plastpartikler som er mindre enn 5 mm i diameter. Til slutt er nanoplast plastpartikler mindre enn 5 nm i diameter (GESAMP, 2015).

Mikroplast kan stamme både fra primære og sekundære kilder: partikler kan lekke ut til naturen i mikroplastform (primær mikroplast) eller så kan en bit makroplast bli til flere mikroplastbiter gjennom en nedbrytningsprosess (sekundær mikroplast) (Cole et al., 2011).

Jambeck et al. (2015) estimerte at mellom 4,8 og 12,7 millioner tonn plast havnet i havet i 2010. Studien har også estimert at mengdene sannsynligvis vil tidoble seg innen 2025. I følge Schmidt et al. (2017) er det 10 av verdens største elver, hvorav 8 befinner seg i Asia, som bidrar til 88-95% av de globale plastmengdene til havet. Omtrent 80% av plasten som havner i havet kommer dermed fra landbaserte kilder, transportert av vind og vann, mens de resterende 20% stammer fra hav-baserte kilder (Eunomia, 2016; Lebreton et al., 2012).

På grunn av materialenes kjemiske stabilitet, vil mesteparten av plastproduktene forbli i det marine miljøet i århundrer. Plastmaterialene sprer seg gjennom kystmiljøer og det åpne hav, men det meste akkumuleres på havbunnen (Eunomia, 2016; Galgani et al., 2015). Årsakene og konsekvensene knyttet til plastforsøpling er derimot vanskelig å fastslå. Selv om det finnes estimater, er mengden plastavfall som blir et forsøplingsproblem vanskelig å kvantifisere nøyaktig. Litteraturen og den offentlige debatten omhandler for det meste plast i havet. Plastforsøpling på land er derimot også en utfordring, som potensielt vil påvirke organismer og økosystemer.

Forsøpling og dårlig avfallshåndtering er ifølge litteraturen hovedgrunnene til at plast havner i naturen. Forsøpling oppstår oftest ved rekreasjon, turisme, fiske, samt båtfart, og gjelder dermed oftest kortlivede produkter. Av de totale globale produserte mengdene plast (8 300 millioner tonn) blir mindre enn 10% materialgjenvunnet, og mindre en 15% forbrent. Over 75% har dermed endt opp på deponi eller i naturen (Geyer et al. 2017). I tillegg skyldes forsøpling av mikro- og nanoplast av lekkasje fra ulike primære kilder (klesvask, veier, maling), samt av nedbrytningen av makroplast (sekundær mikroplast).

Plastforsøpling kan ha mange negative konsekvenser. Direkte skader på biodiversitet er med andre ord ikke de eneste negative påvirkningene plast har på miljøet. Spredningen av virus og bakterier, spredningen av fremmede arter, estetikk, påvirkninger på menneskelig helse samt økonomiske konsekvensen på bl.a. turismer og skipsfart er andre påvirkninger som må tas høyde for (Galagni et al., 2015; Gall and Thompson, 2015; Kiessling, 2015; Keswani et al., 2016; Woods et al., 2016).

Angående effekten på biodiversitet, er både mikro- og makroplast en fare for marine organismer på grunn av svelging og kvelning. I tillegg kan toksiske stoffer skilles ut av plasten når denne kommer i kontakt med saltvann, eller så kan løse toksiske molekyler festes til plasten (Andrady, 2017; Auta et al., 2017; Gall and

Thompson, 2015; Woods et al., 2016; Worm et al., 2017). Nanoplast kan potensielt være meget farlig fordi partiklene vil kunne trenge seg gjennom cellemembraner hos både mennesker og dyr (Andrady 2011; Koelmans et al. 2015). Litteraturen viser likevel til at det er foreløpige store kunnskapshull om plastens effekt på naturen, og på menneskers helse.

## 2.2 Kilder og konsekvenser av papirforsøpling

Det finnes lite litteratur som omhandler mengder av og kilder til papirforsøpling. Ettersom papir har en høyere nedbrytningsrate sammenliknet med plast, er miljøpåvirkninger knytta til papiravfall under bruksfasen i liten grad dokumentert. Forsøpling fra bruksfasen virker dermed ikke til å bli sett på som et miljøproblem sammenlignet med plast. Likevel blir det trukket frem at det er risiko knyttet til at blekk, farger og polymerer i og på papiret kan lekke ut i miljøet når papiret brytes ned. Stoffene kan blandes i vann, som igjen kan gi negative påvirkninger på menneske- og dyrehelse.

Nedbrytbarheten til papir avhenger av noen faktorer:

- Karbon/nitrogen innholdet i materialet. Hvis raten (forholdet mellom karbon og nitrogen) er høy, vil nedbrytbarheten være tilsvarende høy.
- Mengden lignin papiret inneholder. Desto mer lignin et materiale inneholder, dess mindre nedbrytbart er det (Venelampi et al. 2003). Lignininnholdet til papir avhenger blant annet av produksjonsmetoden (kjemisk eller mekanisk pulping).
- Størrelsen på produktet.

I tillegg vil eksterne faktorer har en påvirkning på nedbrytbarheten som oksygen, vann, lys, temperatur, type miljø osv.

## 3 Integrering av forsøpling i LCA metodikk

### 3.1 Bakgrunn

Integrering av forsøpling i LCA-metodikken er viktig for å kunne analysere det fullstendige miljøfotavtrykket til et produkt, men dette er per dags dato ikke inkludert. Dette kapitlet presenterer status for det pågående arbeidet om metodeutvikling. Utviklingen konsentrerer seg om plastforsøpling, siden dette er et miljøproblem som i nyere tid ersatt på agendaen.

Medellin-erklæringen (Sonnemann and Valdivia, 2017) ble lansert i 2017 under den internasjonale LCA-konferansen i Medellin, Colombia. Erklæringen etterspør en forbedret håndtering av plastforsøpling i LCA, og utfordrer forskere og relevante aktører til å inkludere effektene av marin plastforsøpling i LCA. Som svar på erklæringen ble det organisert en workshop i mai 2018 i Brussel, som samlet relevante forskere og eksperter med mål om å utvikle LCA-metodikken med hensyn på dette.

Nettverket MariLCA som er støttet av UNEP og FSLCI har oppstått som følge av dette. Forskernettverket utforsker de metodologiske mulighetene og utfordringene ved å inkludere effektene av plastforsøpling i LCA (Strothmann et al., 2018). Prosjektets første fase skal utvikle et rammeverk for plastutslipp til naturen, som inkluderer relevante effekter og spredning for makro-, mikro- og nanoplast (Woods et al., 2016). Prosjektets andre fase skal koordinere forskningsprosjekter som skal fylle identifiserte kunnskapshullene. Denne fasen skal også offentliggjøre resultatene. Prosjektets siste fase skal gi et harmonisert og konsensus-basert rammeverk for påvirkningsmåter samt metoder for integrering av plastforsøpling i LCA (MariLCA, 2019).

### 3.2 LCA's oppbygning

For å kunne beregne miljøpåvirkninger i LCA, skal utslippene multipliseres med en karakteriseringsfaktor (Characterization factor, CF), på følgende måte:

$$\text{Miljøpåvirkning} = \text{Utslipp} * CF$$

Et utslipp må først klassifiseres, altså det må vises hvilke(n) påvirkningskategori(er) den har effekt på, demest må alle utslipp som inngår i en påvirkningskategori karakteriseres. Plastavfall på avveie kan ha flere ulike påvirkninger. Det vil dermed være behov for ulike karakteriseringsfaktorer for ulike påvirkninger fra plastavfall. En karakteriseringsfaktor vil for eksempel kunne vise hvorvidt plastavfall leder til tap av biodiversitet, mens en annen vil kunne vise effekten på menneskelig helse og en tredje effekten på bevarelsen av ressurser.

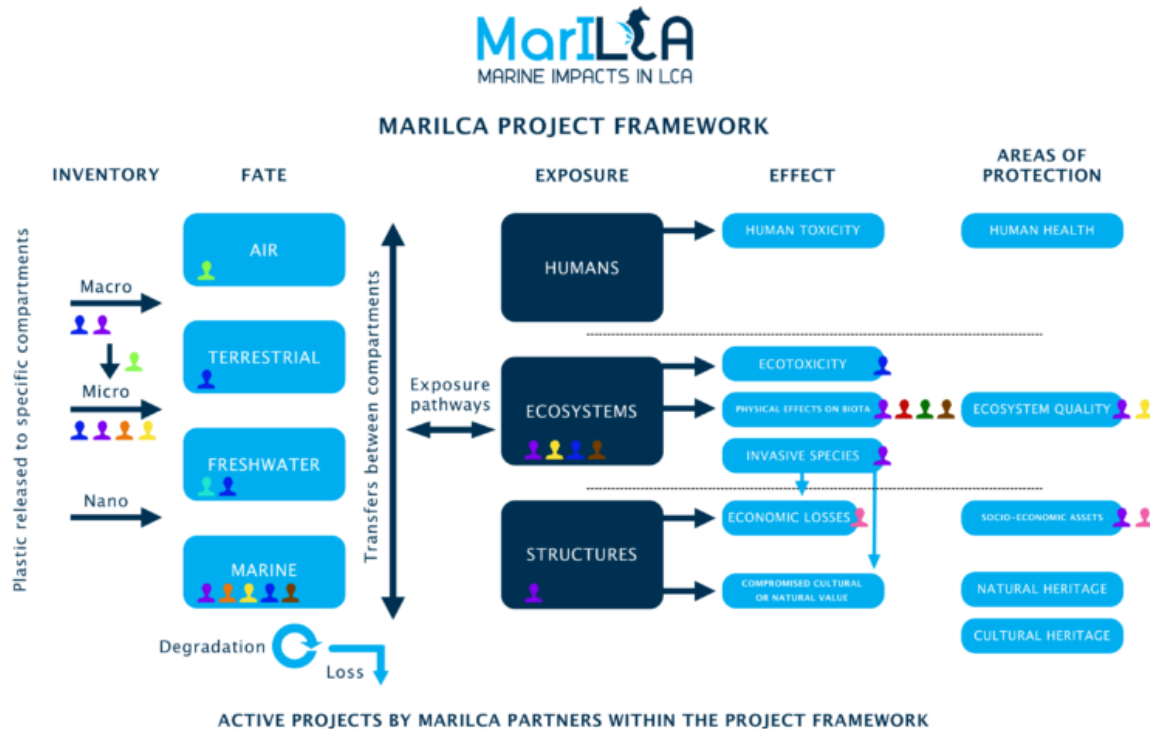
Karakteriseringsfaktoren er en faktor som gjenspeiler utslippets relative bidrag til miljøpåvirkningen. For eksempel hvor mye 1 kg utslipp av et gitt kjemikalie bidrar til økotoksitet. En CF kan uttrykkes på følgende måte (Rosenbaum et al., 2008):

$$CF = \text{Exposure} * \text{Fate} * \text{Effect}$$



For marin forsøpling, viser *Exposure* (eksponering) til hvor eksponert naturen er for forsøpling, for eksempel ved at noen arter har et høyt plastinntak, mens andre forvikler seg raskere i plastartikler. *Fate* (spredning) sier noe om hvordan plastavfall beveger seg i naturen påvirket av vind, elver og hav, samt hvordan nedbrytningsprosessen foregår fra makroplast til mikro- og nanopartikler. *Effect* (*effekten*) viser til konsekvensene utslippet har, for eksempel antall sykdomstilfeller/kg utslipp, eller andel organismer påvirket i et økosystem.

Generelt kan dette illustreres ved Figur 1 utviklet av MarILCA nettverket (MarILCA, 2020):



**Figur 1: Rammeverket for miljøpåvirkninger av plast på avveie utviklet av MarILCA**

Det første utkastet til en effektfaktor for kvelning fra makroplast (physical effects on biota i Figur 1) har blitt publisert i forbindelse med MarILCA prosjektets første fase (Woods et al. 2019).

De neste underkapitlene presenterer status for forskningsfronten for hver av delene presentert over: utslippsfaktor, Exposure, Fate og Effekt.

### 3.3 Utslippsfaktor

Som nevnt over, har Jambeck et al. (2015) de mest oppdaterte tallene knyttet til utslipp av plastavfall til havet som baserer seg på befolkningsantall, mengde avfall generert, mengde plast i avfallet, kvaliteten på avfallshåndteringssystemet, samt forsøpling generelt.

Forfatterne legger til grunn at forsøpling og dårlig avfallshåndtering er hovedårsakene til at plast havner i naturen. Studien har antatt at kvaliteten på avfallshåndteringssystemet i Norge er såpass godt at det ikke er en kilde til forsøpling (0%). Selv når avfall blir deponert eller forbrent (fremfor materialgjenvunnet), vil det likevel ha kommet inn i et system hvor det blir tatt hånd om. Dermed sitter man igjen med forsøpling fra

forbrukere som eneste relevante utslippskilde i Norge. Forsøplingsraten ble antatt av Jambeck et al. (2015) å være 2% av det genererte avfallet. Raten er basert på en amerikansk forsøplingsstudie, som omhandler alle typer avfall. Videre ble 2% forsøpling antatt av Jambeck et al. (2015) å gjelde alle land, selv om det mest sannsynlig er store nasjonale forskjeller.

I tillegg til nasjonale forskjeller, er forsøpling produkt-spesifikt. Blant annet har on-the-go produkter større sannsynlighet for å havne i naturen sammenliknet med andre plastartikler (Roper and Parker, 2006; E. Muñoz-Cadena et al. 2012). Muñoz-Cadena et al. (2012) og Shultz et al. (2013) viser gjennom observasjonsstudier at det er ulike forsøplingsrater for ulike produkter avhengig av produktets natur. Shultz et al. (2013) kom frem til en generell forsøplingsrate på 17%, som er betraktelig høyere enn 2% presentert av Jambeck et al. (2015). Briedis et al. (2019) identifiserte 19 engangsartikler av plast som bidrar til marin forsøpling i Skandinavia, og presenterte deres forsøplingsrater under norske forhold. Dette gir et grunnlag for å identifisere spesifikke forsøplingsrater per produkttype under norske forhold (Tabell 1 **Feil! Fant ikke referanse kilden.**). Merk at det er usikkerhet knyttet til disse tallene da de er estimerer og ikke faktiske målinger.

Tabell 1: Forsøplingsrate for ulike produkter. Kilde: Briedis et al. (2019)

Produkttype	Forsøplingsrate
Drikkebeholder og topplokk	6.0%
Drikkekartong	0.8%
Plastposer (lette)	3.0%
Emballasje for gatemat (inkl. EPS)	3.0%
Flasker, korker	3.0%

I tillegg til at forsøplingsraten er avhengig av produktets natur, viser litteraturen at produktets design og utforming påvirker sannsynligheten for at det blir forsøplet (Wever et al. 2010). Litteraturgjennomgangen avdekket at det er noen faktorer som øker sannsynligheten for forsøpling, mens andre faktorer reduserer den (Tabell 2).

Tabell 2: Faktorer som øker eller reduserer sannsynligheten for forsøpling

Faktorer som øker forsøplingsraten	Faktorer som reduserer forsøplingsraten
Skader på produkt	Øko-merking
Matrester	Lukke-mekanismer
Nedbrytbart materiale	
Deler av produktet som kan løsne	

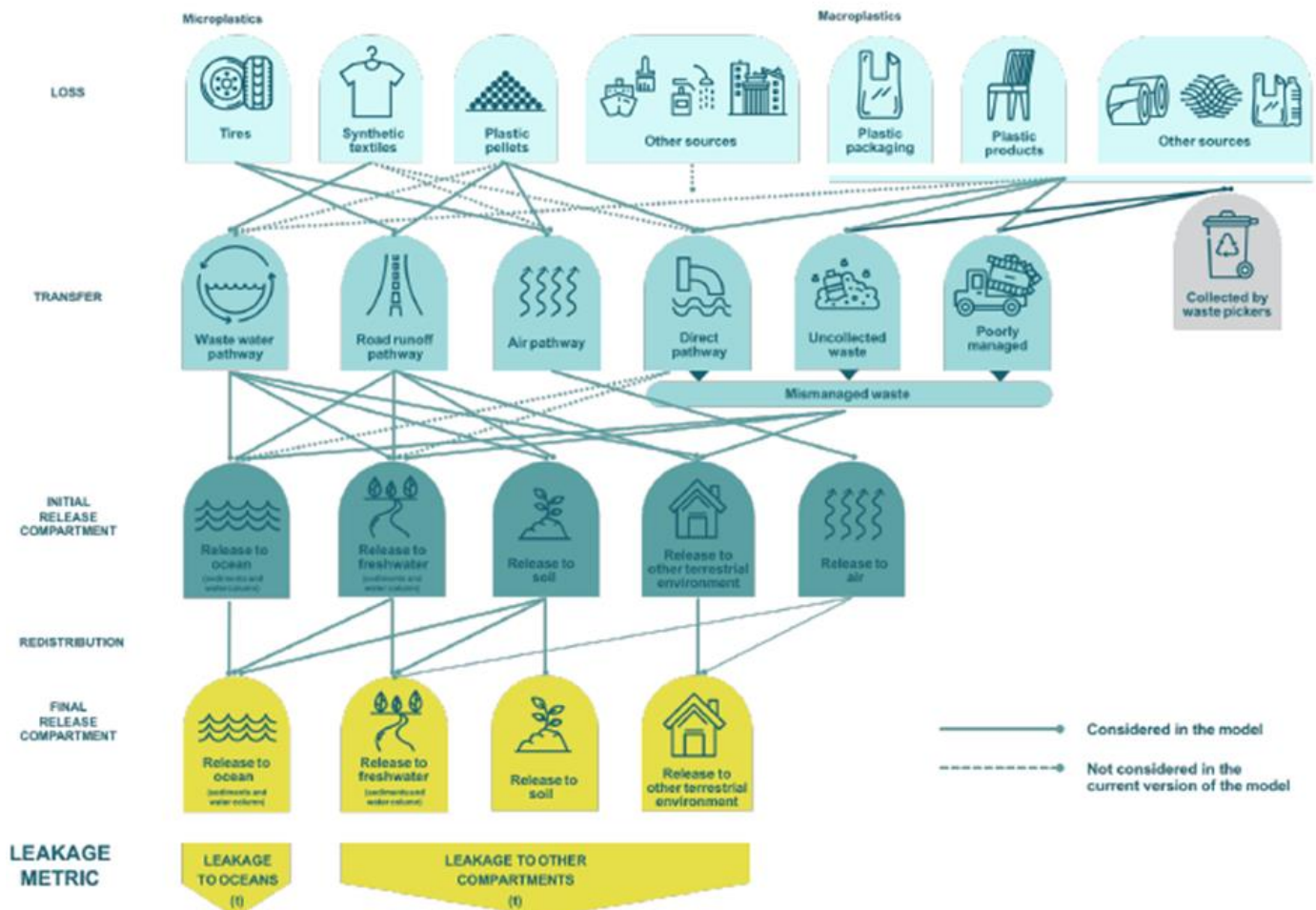
Det er antatt at faktorene er uavhengige av hverandre. Det er relativt godt tallfestet grunnlag for å anta at tallene stemmer for øko-merking og lukkemekanismer (Wever et al. 2010), mens grunnlaget er mer sparsommelig for deler av produktet som kan løsne samt nedbrytbart materiale (Keep Los Angeles Beautiful, 2009; the Guardian, 2019). For effekten av matrester og skader på produktet var det lite tallmateriale, men faktorene er relativt intuitive – det er større sannsynlighet for at folk vil kaste fra seg noe som er ødelagt eller tilgriset.

Civancik-Uslu et al. (2019) foreslår en annen tilnærming for utvikling av en karakteriseringsfaktor for forsøpling. Utslippsfaktoren, altså risikoen for at produktet kommer til å bli forsøplet, er i modellen bestemt av kostnaden på produktet. Plastposer blir brukt som eksempel: en dyrere pose vil ha en lavere sannsynlighet

for forspøpling, og vice versa. Spredningen er bestemt av vekten på posen og effektfaktoren er bestemt av nedbrytningstiden til materialet. Modellen er relativt enkel.

Utover bruksfasen, kan forspøpling forekomme igjennom hele verdikjeden, fra produksjon til avfallshåndtering. For å ta hånd om denne problematikken, har Quantis utformet en metodikk som beregner plastlekkasje fra en bedrift eller et produkt gjennom dens verdikjede, både for mikro- og makroplast, i landbaserte og marine miljøer. Metodikken er utviklet gjennom *The Plastic Leak Project* (Peano et al., 2020).

Tilnærmingen inkluderer tap fra flere trinn i verdikjeden; produksjon, prosessering, transport, bruk og avfallshåndtering. Metodikken ble utviklet for å identifisere hotspots, som kan være land, produkter, polymerere eller verdikjedetrinn, slik at lekkasjen kan reduseres der den er størst. Figur 2 viser hovedpunktene som er nødvendig for å modellere plastutslipp. Merk at metodikken inkluderer spredningsfaktoren, som er beskrevet i kapitlet under: transporten av plast på avveie blir fulgt fra tidspunktet hvor det slippes ut frem til det endelige miljøet den ender opp i. Prosjektet har begrenset makroplastutslipp til det landbaserte miljø og til hav, mens mikroplast også beregnes som utslipp til ferskvann og jord.



Figur 2: Hovedpunkter til modelleringen av plastutslipp (Peano et al., 2020)

Resultatene kan bli presentert på ulike måter:

1. De viktigste resultatene viser mengden plast på avveie fra et produkt eller en bedrift. Basert på dette kan en forsøplingsintensitetsindikator beregnes, som uttrykker forholdet mellom mengde makroplast lekket til naturen og mengde brukt makroplast som videre og gir innsikt i omfanget av forsøplingen.
2. Resultatene kan presenteres fordelt over verdikjeden.
3. Resultatene kan vises landsspesifikt, altså i landene utslippet faktisk skjer.
4. Resultatene kan presenteres etter hvor produktet blir brukt, dersom dette avviker fra hvor det blir produsert. Det er altså landet hvor produktet blir brukt som får tilskrevet plastforsøplingen, og ikke landet hvor produktet er produsert.
5. Plastutslippet kan presenteres fordelt på produkt eller fordelt på plasttype
6. Beregning av plastspredningen i miljøet tar også for seg nedbrytningstiden til plasten, og kan dermed presentere hvor mye som er igjen av produktet etter et år i naturen i plast-ekvivalenter.

Rapporten presenterer de forskjellige parameterne som er nødvendige for å beregne plastutslipp til havet så vel som ligningene for å gjøre det. Disse starter med kvantifisering av plastforsøpling, overføring til ulike miljøer (land/hav/ferskvann), og til slutt det endelige miljøet produktet havner i (Figur 3).



Figur 3: Hovedtrinn i plastutslippsmodelleringen. Kilde: Peano et al. (2020)

### 3.4 Exposure (Eksponering)

Ingen substans eller utslipp bidrar til skader så lenge ingen organismer eksponeres for disse substansene eller utslippene. Eksponering handler om hvorvidt organismer eller mennesker er i kontakt med en substans eller et utslipp, som for eksempel plast på avveie (Askham, 2011).

Dersom svelging (ingestion) av substansen eller utslippet kan bidra til skader er eksponeringen forbundet med mengden substans eller utslipp inntatt via maten/munnen. Hvis skaden kan kobles mot mengden substans eller utslipp man puster inn, er eksponering forbundet med konsentrasjon av substansen eller utslippet i luften og hvor mye man puster inn.

Uavhengig av eksponeringsmåte brukes begrepet “exposure-intake fraction” for organismer mens begrepet “intake fraction” brukes for mennesker. Parametere som befolkningstetthet, konsentrasjoner i jord/luft/vann (environmental compartment), samt tidsperspektiv på eksponeringen er viktig for hvorvidt eksponeringen leder til en skade på organismen eller mennesker.

### 3.5 Fate factor (Spredning)

Lebreton et al. (f.eks. 2012, 2017, 2018) samt Eunomia (Eunomia, 2016) har publisert flere studier om hvordan plast blir påvirket når det når det havner i naturen. Avhengig av materialegenskapene til plasten, vil ulike plasttyper bli transportert ulikt og dermed hope seg opp ulike steder (Andrady, 2017; Galgani et al., 2015).

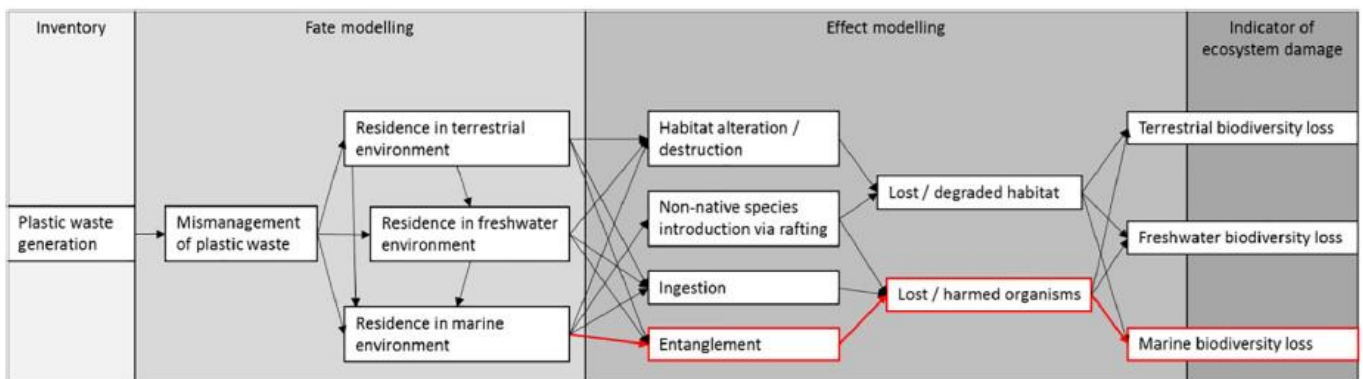
Som illustrert Figur 1 omhandler spredning (fate) hvordan plast gjenstanden beveger seg i miljøet (for eksempel luft, eller havet) og hvordan den beveger seg mellom miljørom. Med lang levetid og nedbrytning over tid (isollys og med påkjenninger mekanisk fra havet for eksempel) er det flere mekanismer som er viktig for hvordan spredningen og størrelser av plastgjenstander modelleres. Det er per dags dato mye forskning som foregår på dette feltet. Eksempler på pågående prosjekter er: *Whales, waste and sea walnuts*, Horizon 2020 project; *PLASTOX Direct and indirect ecotoxicological impacts of microplastics on marine organisms*, JPI Ocean Project; I-Plastics, JPI Ocean Project og PhD Corrella Puertes "*Fate modeling of plastic emissions in the freshwater compartment*", CIRAIG.

### 3.6 Effect factor (Effektfaktor)

Effektvurdering, også kalt «dose-response assessment» på engelsk, betegner forholdet mellom eksponering og skaden som utslippet kan skape. Som nevnt tidligere, er det aktuelt med flere karakteriseringsfaktorer (CFs) for plast på avveie. Plast kan bidra til flere miljøpåvirkninger enn kun direkte skader flora og fauna. Spredning av virus og bakterier, spredning av fremmede arter, estetikk samt negativ effekt på menneskelig helse er andre miljøpåvirkninger som bør tas høyde for.

Når det kommer til biodiversitet, kan størrelsen på avfallet bidra til ulike skader. Kvelning skyldes hovedsakelig makroplast, mens dødsfall gjennom svelging oftest er knyttet til mikroplast (Gall and Thompson, 2015). Effekten av både mikro-, makro- og nanoplast burde dermed differensieres. I tillegg bør ulike typer økosystempåvirkninger differensieres: kjemiske, fysiske og biologiske påvirkninger. Den første viser til potensielt skadelige tilsetningsstoffer som kan løsrives fra polymeren, eller til stoffer som kan binde seg til polymeren og dermed kunne påvirke menneskers og dyrs helse. Forskjellen knyttet til fysiske skader påvirkes mest av partikkelstørrelsen. Biologiske skader viser til plasten som transportmedium for ulike arter.

Woods et al. (2019) presenterer en grov effektfaktor for kvelning av marine arter (Figur 3). Metoden kombinerer geografisk-differensiert samt arts-differensiert data: andelen arter som påvirkes av kvelning forårsaket av flytende plastavfall blir koblet mot geografisk-differensiert data om densiteten av flytende makroplast. Faktoren regner dermed ut andelen arter som potensielt blir påvirket per enhet av tettheten av flytende plast i havet.



Figur 1: LCIA modellering av plastforsøpling. Kilde: Woods et al. (2019)

Miljøkategoriene for marin forspøpling må utvikles regionalt fordi lokale forhold kan ha stor betydning (Strothmann et al., 2018). I tillegg trengs økt kunnskap om tidshorizonten for plastnedbrytning, samt hvordan ulike opphopningsområder for plast påvirker økosystemene (Woods et al., 2016).

Det er fortsatt lite kunnskap om plastavfallets konsekvenser på både menneskelig helse, organismer og økosystemer, spesielt for mikro- og nanoplast. Dette må kartlegges ytterligere for relevante miljøpåvirkninger som avfallet forårsaker (Strothmann et al., 2018). Kartlegging av spredningen og mengde plastavfall i miljøet (f.eks. Jambeck et al., 2015; Lebreton et al., 2012) vil på sikt kunne kombineres med effektfaktorene for å danne en full karakteriseringsfaktor for økosystemer (Woods et al., 2016).

Eksempler på pågående arbeid tar for seg disse problemstillingene: PhD; Marine Micro- and Nanoplastics in Life Cycle Assessment Development of an effect factor for the quantification of their physical impact on aquatic biota, Jérôme Lavoie, CIRAIG.

## 4 Bruk av forsøplingsmetodikken i ReducePack

Man kan anslå at forsøplingsrisikoen i bruksfasen for matvareemballasjene knytta til ReducePack prosjektet (kylling, spekeskinke, potet og bordmargarin) er tilnærmet ikke eksisterende. Dette er fordi produktene i hovedsak forventes å bli benyttet innendørs (på et kjøkken, eller i et hjem). Om systemgrensene utvides til å omfatte forsøpling i produksjon og avfallshåndteringsleddene, kan forsøpling derimot være en reel problemstilling. I så fall kan den skisserte metodikken fra the Plastic Leak Project være en inngangsport for å kvantifisere forsøplingen gjennom hele verdikjeden til plastemballasjen.

Integrering av plastforsøpling i LCA-metodikken har heller ikke kommet så langt at det er naturlig å ha dette med som en del av ReducePack-prosjektet når LCA-analyser skal gjennomføres.



## 5 Referanser

- Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 62 (8), 1596–1605.
- Andrady, A.L., 2017. The plastic in microplastics: A review. *Mar. Pollut. Bull.* 119, 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>
- Askham, C. 2011. Environmental Product Development Combining the Life Cycle Perspective with Chemical Hazard Information. PhD dissertation. Faculty of Engineering and Science, Aalborg University. ISBN: 978-87-91830-53-2
- Auta, H.S., Emenike, C.U. and Fauziah, S.H. 2017. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects and potential solutions. *Environment International* 102, 166-176.
- Barra, R. and Sunday, A.L. 2018. Plastics and the circular economy. A STAP document.
- Briedis, R., Kirkevaag, K., Elliott, T., Darrah, C., Bapasloa, A. and Sherrington, C. (2019). Reduced Littering of Single-Use Plastics, Mapping and Analysis of Potential Measures to Reduce the Littering of Certain Single-Use Plastic Products. Developed for the Norwegian Environment Agency.
- Civancik-Uslu, D., Puig, R., Hauschild, M. and Fullana-i-Palmer, P. (2109). Life cycle assessment of carrier bags and development of a littering indicator. *Science of the Total Environment* 685, 621-630.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., and Galloway, T.S.. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Mar. Pollut. Bull.*, 62 (2011), pp. 2588-2597, 10.1016/j.marpolbul.2011.09.025
- Ellen MacArthur Foundation, 2016. The new plastics economy. Rethinking the future of plastics.
- Eunomia, 2016. Plastics in the Marine Environment.
- Galgani, F., Hanke, G., Maes, T., 2015. Global Distribution, Composition and Abundance of Marine Litter, in: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*.
- Gall, S.C., Thompson, R.C., 2015. The impact of debris on marine life. *Mar. Pollut. Bull.* 92, 170–179. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.041>
- GESAMP, 2015: Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment (part 1). Available: <http://www.gesamp.org/publications/reports-and-studies-no-90> (2015)
- Geyer, R., Jambeck, J. and Lavender Law, K. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science advances* 3, e1700782.
- i-plastics, JPI Ocean: <https://www.jpi-oceans.eu/i-plastic>
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* (80-. ). 347, 768–771.
- Keep Los Angeles Beautiful (2009) "littering and the igeneration: city-wide intercept study of youth litter behaviour in los angeles." session paper at xiii environmental psychology conference granada, june 23-26, 2015



- Keswani, A., Oliver, D.M., Gutierrez, T., Quilliam, R.S., 2016. Microbial hitchhikers on marine plastic debris: Human exposure risks at bathing waters and beach environments. *Mar. Environ. Res.* 118, 10–19. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.04.006>
- Kiessling, T., Gutow, L., Thiel, M., 2015. Marine Litter as Habitat and Dispersal Vector, in: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*. Springer. Koelmans, A., Besseling, E., Shim, W., 2015. Nanoplastics in the Aquatic Environment. Critical Review, in: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*.
- Lebreton, L.C., Greer, S.D., Borrero, J.C., 2012. Numerical modelling of floating debris in the world's oceans. *Mar. Pollut. Bull.* 64, 653–661. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.10.027>
- Lebreton L.C., van der Zwet, J., Damsteeg, J.W., Slat, B., Andard, A., Reisser, J. 2017. River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communication* 8, article number 15611.
- Lebreton L.C., Slat, B., Sainte-Rose, B., Ferrari, F., Aitken, J., Marthouse, R., Hajbane, S., Cunsolo, S., Schwarz, A., Levivier, A., Noble, K., Debeljak, P., Maral, H., Schoeneich-Argent, R., Brambini, R. & Reisser, J. 2018. Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Scientific reports* 8, Article number: 4666.
- MariLCA, 2019: <http://marilca.org/>
- MariLCA, 2020: <https://marilca.org/project-framework-and-projects/>
- Market Research Group (PEMRG) / Consultic Marketing & Industrieberatung GmbH, 2016. World Plastics Production [WWW Document]. <https://committee.iso.org/files/live/sites/tc61/files/The%20Plastic%20Industry%20Berlin%20Aug%202016%20-%20Copy.pdf>.
- Muñoz-Cadena, C. Lina-Manjarrez, P., Estrada-Izquierdo, I. and Ramón-Gallegos, E. (2012). An Approach to Litter Generation and Littering Practices in a Mexico City Neighborhood. *Sustainability*, 4(8), 1733-1754.
- Peano, L., Kounina, A., Magaud, V., Chalumeau, S., Zgola, M. and Boucher, J. (2020). Plastic Leak Project, Methodological Guidelines, v.1.0. Quantis + ea.
- PLASTOX Direct and indirect ecotoxicological impacts of microplastics on marine organisms*, JPI Ocean: <http://jpi-oceans.eu/sites/jpi-oceans.eu/files/public/Press%20release/Short%20description%20PLASTOX.pdf>
- Quantis, 2019. Quantis [WWW Document]. <https://quantis-intl.com/ocean-plastics>.
- Roper, S. and Parker, C. (2006). How (and Where) The Mighty Have Fallen: Branded Litter. *Journal of Marketing Management*, 22(5-6).
- Rosenbaum, R.K., Bachmann, T.M., Gold, L.S. et al. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *Int J Life Cycle Assess* 13, 532 (2008). <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>
- Schmidt, C., Krauth, T., Wagner, S., 2017. Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. *Environ. Sci. Technol.* 51, 12246–12253. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>
- Euronmia, 2016: Plastics in the marine environment.

- Shultz, P., Bator, R., Large, L. Bruni, C. And Tabanico, J. (2013). Littering in context: Personal and Environmental Predictors of Littering Behavior. *Environment and Behavior*, 45(1), 35-59.
- Sonnemann, G., Valdivia, S., 2017. Medellin Declaration on Marine Litter in Life Cycle Assessment and Management. *Int. J. Life Cycle Assess.* 22, 1637–1639. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1382-z>
- Statista:<https://www.statista.com/topics/1701/paper-industry/#targetText=The%20global%20production%20of%20paper,million%20metric%20tons%20in%202016>. Retrieved 8.10.19.
- Strothmann, P., Vázquez-Rowe, I., Sonnemann, G., Fava, J., 2018. Workshop Report - Connecting Expert Communities to Address Marine Litter in Life Cycle Assessment. Brussels, Belgium.
- The Guardian (2019): <https://www.theguardian.com/environment/2019/sep/12/plastic-alternatives-may-worsen-marine-pollution-mps-warn>
- United Nations Environment Programme, 2018. Exploring the potential for adopting alternative materials to reduce marine plastic litter.
- Venelampi, O., Weber, A., Rönkkö, T. and Itävaara, M. (2003). The Biodegradation and Disintegration of Paper Products in the Composting Environment. *Compost Science & Utilization* 11 (3), 200-209. <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/1065657X.2003.10702128?needAccess=true>
- VKM, Janneche Utne Skåre, Jan Alexander, Marte Haave, Ignacy Jakubowicz, Helle Katrine Knutsen, Amy Lusher, Martin Ogonowski, Kirsten Eline Rakkestad, Ida Skaar, Line Emilie Tvedt Sverdrup, Martin Wagner; Angelika Agdestein, Johanna Bodin, Edel Elvevoll, Gro-Ingunn Hemre, Dag Olav Hessen, Merete Hofshagen, Trine Husøy, Åshild Krogdahl, Asbjørn Magne Nilsen, Trond Rafoss, Taran Skjerdal, Inger-Lise Steffensen, Tor A Strand, Vigdis Vandvik, Yngvild Wasteson (2019). Microplastics; occurrence, levels and implications for environment and human health related to food. Scientific opinion of the Scientific Steering Committee of the Norwegian Scientific Committee for Food and Environment. VKM report 2019:16, ISBN: 978-82-8259-332-8, ISSN: 2535-4019. Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM), Oslo, Norway.
- Wever, R., van Onselen L., Silvester, S. and Boks, C. (2010). Influence of Packaging Design on Littering and Waste Behaviour. *Packaging Technology and Science* 23, 239:252.
- Whales, waste and sea walnuts*, Horizon 2020 project: <https://cordis.europa.eu/project/id/850717>
- Wikström, F., Verghese, K., Auras, R., Olsson, A., Williams, H., Wever, R., Grönman, K., Pettersen, M.K., Møller, H. and Soukka, R. 2018. Packaging Strategies that Save Food: A Research Agenda for 2030 . *Journal of Industrial Ecology* 0,00.
- Woods, J.S., Rødder, G., and Verones, F., 2019. An effect factor approach for quantifying the entablement impact on marine species of microplastic debris within life cycle impact assessment. *Ecological indicators* 99, 61-66.
- Woods, J.S., Veltman, K., Huijbregts, M.A.J., Verones, F., Hertwich, E.G., 2016. Towards a meaningful assessment of marine ecological impacts in life cycle assessment ( LCA ). *Environ. Int.* 89–90, 48–61. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.12.033>
- Worm, B., Lotze, H.K., Jubinville, I., Wilcox, C., Jambeck, J., 2017. Plastic as a Persistent Marine Pollutant. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 42, 1–26.



Visjonen til NORSUS Norsk institutt for bærekraftsforskning AS, tidligere Østfoldforskning AS, er å bidra til bærekraftig samfunnsutvikling. Vi utvikler kunnskap og metoder for å forstå og implementere bærekraft bedre i samfunnet. Sammen med bedrifter og offentlige aktører kartlegger og reduserer vi miljøbelastninger, ofte med økonomisk gevinst. Slik bidrar vi til å bevege samfunnet i en bærekraftig retning.