

Ansvar for skade på miljøet
– komparativ analyse af den amerikanske
CERCLA lovgivning
og EU's miljøansvarsdirektiv

Responsibility for damage on the environment
– comparative analysis of the American CERCLA Act
and the EU Environmental Liability Directive

af NANA HARBO

Den amerikanske 'Comprehensive Environmental Response and Liability Act' (CERCLA) tilvejebringer en miljøansvarsordning, som har til formål at facilitere oprensning af lokaliteter forurenede med farlige stoffer. Loven giver både myndigheder og private parter mulighed for at søge omkostninger til oprensning godtgjort fra en større kreds af mulige ansvarlige parter.

EU's "Direktiv for så vidt angår forebyggelse og afhjælpning af miljøskader" indeholder en fælles EU-retlig ramme for en offentligretlig ordning, der skal sikre forebyggelse og afhjælpning af miljøskader baseret på forureneren betaler princippet.

I specialet foretages en komparativ analyse af udvalgte begreber og problemstillinger i de to miljøansvarsordninger. Specialet beskriver og sammenligner hvordan henholdsvis CERCLA og miljøansvarsdirektivet definerer deres anvendelsesområder, især med hensyn til skadesbegrebet, samt kredsen af ansvarlige parter.

De objektive betingelser, som sagsøger skal bevise for at få godtgjort oprydningssomkostninger efter CERCLA, er, at der har været udslip eller trussel om udslip til miljøet af farlige stoffer fra et anlæg. Endvidere kan de føderale miljømyndigheder, staterne og indianer stammer tilkendes erstatning for ødelagte naturressourcer, hvis skaden er forårsaget af udledning af sådanne farlige stoffer.

Betingelserne for at miljøansvarsdirektivet finder anvendelse er, at der er sket skade på beskyttede naturtyper, arter og vandmiljø, som er omfattet af anden EU-lovgivning eller, at der sket en jordskade, som udgør en trussel for menneskers sundhed. Skaden skal være forårsaget af erhvervsmæssige aktiviteter.

CERCLA foreskriver fire kategorier af mulige ansvarlige parter; ejere, operatører, arrangører og transportører, mens miljøansvarsdirektivets ansvar primært er rettet mod operatøren.

CERCLA ansvaret er objektivt, har tilbagevirkende kraft, og de ansvarlige parter hæfter solidarisk. Miljøansvarsdirektivet etablerer både et objektivt og et culpa baseret ansvarsregime. Direktivets ordning har ikke tilbagevirkende kraft, og overlader beslutningen om solidarisk hæftelse til de enkelte medlemslande.

The American 'Comprehensive Environmental Response and Liability Act' (CERCLA) establishes an environmental liability scheme designed to facilitate clean up of sites contaminated with hazardous substances. The act provides both governmental entities and private parties cause of action to recover cost from such cleanups from a broad scope of possible liable parties.

The 'EU Directive with regard to the prevention and remedying of environmental damage' (ELD) provides for a common EU legal framework to establish a public law scheme for preventing and remedying environmental damage based on the polluter pays principle.

This master thesis contains a comparative analysis on selected concepts and issues of these two environmental liability schemes. The thesis explains and compares how CERCLA and ELD respectively define their scope of application, especially regarding type of damage, as well as the scope of possible liable parties.

Under CERCLA, to obtain cleanup cost recovery, the plaintiff must prove a release or a threat of release into the environment of hazardous substances from a facility. In addition, federal natural resource authorities, states and Native American tribes can recover natural resource damage if it is caused by release of such hazardous substances.

The ELD applies to damage on protected habitats and species and waters covered by other EU laws, as well as soil when it poses a threat on human health. The damage must be caused by occupational activities.

CERCLA provides for four categories of potential liable parties; owners, operators, arrangers and transporters, while ELD places the liability on the operator.

CERCLA liability is objective, retroactive as well as joint and several. ELD provides for both objective and fault based liability, but the scheme is not retroactive and leaves the question of whether to impose joint and several liability to the individual member states to decide.

Indholdsfortegnelse

1. Introduktion.....	4
1.1 Formål og problemformulering	4
1.2 Emneafgrænsning.....	5
1.3 Specialets opbygning.....	6
1.4 Overvejelser om anvendelse af retskilder og terminologi.....	6
1.4.1 Anvendelse af amerikanske retskilder.....	6
1.4.2 Anvendelse af EU rettens kilder.....	7
2. Amerikansk ret	9
2.1 Introduktion til CERCLA.....	9
2.2 Anvendelsesområde – hvornår finder CERCLA anvendelse?	10
2.2.1 ”Hazardous substance”	11
2.2.1.2 Undtagelse for olie og gas	12
2.2.2 ”Release” eller “threat of a release”	13
2.2.3 ”Facility”	14
2.2.4 Hvilke naturressourcer er CERCLA’s beskyttelse rettet imod.....	14
2.3 Ansvarssubjekter	15
2.3.1 Ejeransvaret.....	16
2.3.2 Operatøransvaret	17
2.3.3 Ansvar for ”arrangers for disposal or treatment”	18

2.3.4	Transportøransvaret.....	19
2.3.5	Undtagelse fra ansvar for ”recycler”	20
2.3.6	Undtagelse fra ansvar for ”secured creditors”	20
2.3.7	Flere ansvarlige parter – spørgsmålet om solidarisk ansvar og regres	21
2.4	Forhold af betydning for ansvarets rækkevidde	22
2.4.1	Kort om ansvarsgrundlaget og beviskrav	23
2.4.2	Tilbagevirkende kraft	24
2.4.3	Øvrige undtagelser fra ansvar.....	24
3.	EU ret	25
3.1	Introduktion til miljøansvarsdirektivet.....	25
3.2	Anvendelsesområde – hvornår er en skade omfattet af miljøansvarsdirektivet?	26
3.2.1	Afgrænsning af de omfattede skadestyper	26
3.2.2	Afgrænsning af ”erhvervsmæssige aktiviteter” og differencering af ansvarsgrundlaget.....	29
3.2.3	Skade og overhængende fare for skade	30
3.2.4	Privatejede naturressourcer	31
3.2.5	Person-, tings- og formueskader falder uden for direktivets anvendelsesområde	31
3.2.6	Undtagelserne i artikel 4	32
3.3	Ansvarssubjekter	32
3.3.1	Miljøansvarsdirektivets operatørbegreb	33
3.3.2	Kan medlemsstaterne udvide kredsen af objektivt ansvarlige personer?	34
3.3.3	Kort om sammenspillet mellem myndighedens og operatørens pligter samt medlemsstaternes subsidiære ansvar	34
3.3.4	Flere ansvarlige skadevoldere - spørgsmålet om solidarisk ansvar og regres	35
3.4.	Tilbagevirkende kraft	35
3.5	Ansvarsfrihedsgrunde i artikel 8	36
4.	Komparativ analyse.....	37
4.1	Miljøansvarsordningernes karakteristika	37
4.1.1	Miljøansvarsordningernes fokus	37
4.1.2	Offentligretlig eller privatretligt tankesæt	38
4.1.3	Horisontale instrumenter	38
4.1.4	Flerstrengede retssystemer	39
4.2	Anvendelsesområdet	39
4.3	Ansvarssubjektet	40
5.	Konklusion	41

1. Introduktion

I retssystemer verden over, både på national og internationalt niveau, eksisterer forskellige ansvarsordninger for, hvordan miljøskader skal håndteres, og hvordan det økonomiske ansvar herfor skal allokere. Sådanne ordninger kan være indrettet på vidt forskellige vis og variere betydeligt med hensyn til rækkevidde og anvendelsesområde. Hensigten med reglerne er dog ofte den samme; at forebygge at miljøskader opstår, og – hvis skade alligevel er sket – placere det økonomiske ansvar for oprydningen hos den ansvarlige forurener.

I amerikansk ret er 'The Comprehensive Environmental Response Compensation and Liability Act' (CERCLA) det mest omfattende regelsæt for miljøansvar, og det er den miljølov, som har haft størst betydning for udviklingen af erstatningsansvaret for miljøskader i amerikansk ret. Loven er kontroversiel på grund af sit strenge ansvar, og den har siden sin vedtagelse den 11. december 1980, været genstand for et stort antal domstolsafgørelser. De mange erfaringer med udviklingen af begrebsdefinitioner og problemafdækning, som CERCLA har tilvejebragt, inddrages ofte i andre landes overvejelser i forbindelse med udvikling af egne ordninger for miljøansvar.¹

I EU regi blev 'Direktiv om miljøansvar for så vidt angår forebyggelse og afhjælpning af miljøskader' (miljøansvarsdirektivet)² vedtaget den 21. april 2004. Med direktivet har EU's lovgivere søgt at etablere en fælles ramme af regler, der skal sikre forebyggelse mod og genopretning af miljøskader.³ Den ordning, som direktivet indeholder, skiller sig ud fra de fleste miljøansvarssystemer ved ikke at være en klassisk civilretlig erstatningsansvarsordning, men nærmere en 'hybrid', der etablerer en offentligretlig ordning men med inddragelse af erstatningsretlig terminologi og koncepter.⁴

1.1 Formål og problemformulering

Specialet undersøger udvalgte emner og begreber i henholdsvis CERCLA og miljøansvarsdirektivet. Formålet med specialet er at redegøre for det nærmere indhold af disse emner og begreber, og på baggrund heraf foretage en komparativ analyse med henblik på at udlede grundlæggende forskelle og ligheder i de to miljøansvarsordninger.

Det metodiske udgangspunkt for specialet er Länderberichtmetoden. Dette er en komparativ metode, som indebærer, at der foretages en samlet redegørelse af hvert retssystem for sig.⁵ Således bliver der først særskilt redegjort for de to regelsæts tilgang til de valgte emner, hvorefter der foretages en sammenligning af ligheder og forskelle.

For hver af de to miljøansvarsordninger redegøres der for nedenstående emner. Emnerne valgt ud fra den betragtning, at de er helt afgørende for effektiviteten og rækkevidden af et givet miljøansvarssystem:

1. *Afgrænsning af reglerne anvendelsesområde.* Der søges her svar på hvilke betingelser, der skal være opfyldt for, at ansvarsordningen finder anvendelse, herunder hvilke typer skade ordningerne omfatter.

¹ Pagh (1994) 20

² Direktiv 2004/35/EF. I specialets noter anvendes forkortelsen MAD.

³ Ifølge MAD artikel 3 er direktivets formål at "opstille rammebestemmelser om miljøansvar, der bygger på princippet om at forureneren betaler, med henblik på at forebygge og afhjælpe miljøskader."

⁴ Basse (2007) 146

⁵ Lando (2009) 206-207

2. *Afgrænsning af ansvarssubjektet.* Under dette emne undersøges den personkreds, som vil kunne pålægges ansvar.
3. *Afsluttende emner vedrørende ansvarets rækkevidde.* Her redegøres kort for forhold, der har betydning for ansvarets rækkevidde, herunder spørgsmål om tilbagevirkende kraft og forhold, som kan medføre fritagelse for ansvar.

På baggrund af denne redegørelse foretages en komparativ analyse af de to ordninger. Sammenligningen fokuserer på grundlæggende karakteristika ved de to miljøansvarsordninger vedrørende anvendelsesområde og ansvarssubjekter. Formålet med analysen er, at udlede grundlæggende fællestræk og forskelle ved de to ordninger for de pågældende emner.

1.2 Emneafgrænsning

Specialets fokus er at klarlægge anvendelsesområdet, herunder de omfattede skadestyper, og ansvarssubjekter for de to miljøansvarssystemer. Det betyder, at en nærmere analyse af rettighedssubjektet falder uden for specialet. Hvem, der har adgang til at pålægge forureneren ansvar eller indlede søgsmål, vil derfor kun kort blive skitseret. Endvidere behandles ikke det nærmere indhold af emner så som forebyggelses- og genoprettelsespligten, oprydningssnormen, kausalitetskravet og erstatningspligten. Til trods for denne afgrænsning, er det dog nødvendigt, at holde sig for øje, at de enkelte elementer i et miljøansvarssystem er tæt forbundne. Ændring i afgrænsningen af ét element har direkte indvirkning på afgrænsningen af de andre begreber og elementer.⁶ Derfor kan det være aktuelt, at inddrage henvisninger til disse øvrige elementer og begreber i det omfang, det bidrager til belysning af de emner, som er specialets fokus.

CERCLA er en af USA's mest komplekse miljølove, og retspraksis herom er omfattende. Selv ved alene at fokusere på specialets emner om anvendelsesområde og ansvarssubjekter, er det ikke inden for specialets ramme muligt, at give en fuldstændig redegørelse for de mange aspekter og detaljer om CERCLA's rækkevidde, som, der er taget stilling til i den omfattede case law. Hensigten med beskrivelsen af CERCLAs regler, er derfor primært, at give læseren en tilstrækkelig forståelse for det grundlæggende indhold af reglerne, og tilvejebringe et tilstrækkeligt grundlag til at kunne sammenligne CERCLA med miljøansvarsdirektivets afgrænsning af anvendelsesområdet og ansvarssubjektet.

Ved siden af CERCLA's og miljøansvarsdirektivets ordninger gælder den traditionelle erstatningsret for henholdsvis 'tort' i USA og de almindelige civilretlige erstatningsregler i EU's medlemsstater. Specialet behandler ikke det ansvar for skade forvoldt ved forurening, som vil kunne pålægges efter landenes almindelige erstatningsret.

I forhold til EU retten omhandler specialet ikke spørgsmål om EU reglers implementering i national ret. I enkelte afsnit vil der blive overvejet om medlemsstaterne har mulighed for at vedtage nationale regler, der fraviger eller supplerer direktivet, men specialet behandler i øvrigt ikke spørgsmål om f.eks. den danske gennemførelse af miljøansvarsdirektivet.

Indretningen af et miljøansvarssystem er ofte forbundet med indretningen af pligtmæssige forsikringsordninger eller andre former for finansielle mekanismer. Specialet be-

⁶ Cassotta (2013) 31 ff. som redegør for definitionen af disse "focus point" og deres indbyrdes sammenhæng.

handler ikke indretningen af sådanne finansielle instrumenter. Således behandles f.eks. ikke spørgsmål om udbetalinger fra den amerikanske 'superfund'.

1.3 Specialets opbygning

For at gøre specialet struktureret og let tilgængeligt for læseren, redegøres der herunder kort for specialets opbygning. Teksten er overordnet inddelt i 5 afsnit;

Afsnit 1 udgør den indledende del. Her præsenteres specialets formål, problemformulering og emneafgrænsning. Endvidere forklares valgte metode og anvendelse af terminologi, og der redegøres for overvejelser i forbindelse med specialets anvendelse af retskilder.

I afsnit 2 og 3 redegøres for reglerne i henholdsvis CERCLA og miljøansvarsdirektivet. Hensigten er at tilvejebringe en struktureret beskrivelse af, hvordan de to regelsæt afgrænser deres respektive anvendelsesområder og ansvarssubjekter.

I afsnit 4 foretages den komparative analyse af de to ordninger for de udvalgte problemstillinger, og afsnit 5 indeholder en samlet konklusion på problemformuleringen.

1.4 Overvejelser om anvendelse af retskilder og terminologi

Specialet sammenligner retsregler og begreber fra to forskellige retssystemer. Den grundlæggende forskel er at CERCLA er en national lov i et retssystem baseret på 'common law' mens miljøansvarsdirektivet er vedtaget på EU niveau, er således vedtaget inden for rammerne af et internationalt retssystem.

I de følgende to afsnit redegøres kort for de karakteristika, som kendetegner henholdsvis amerikansk ret og EU retten vedrørende anvendelse af retskilder. En af de helt centrale forskelle angår retsafgørelses rolle som retskilde. Denne forskel i de to retssystemers retskildelære vil afspejle sig i måden hvorpå specialet inddrager og anvender forskellige retskilder.

Som grundlag for specialet anvendes både danske og udenlandske kilder, især amerikansk lovtekst og domstolsafgørelser. For at sikre at specialets terminologi så vidt muligt er korrekt, vil citater og termer fra amerikanske kilder vil være på engelsk.

1.4.1 Anvendelse af amerikanske retskilder

Det amerikanske retssystem er baseret på common law traditionen, som er kendetegnet ved, at den dommerskabte ret – 'case law' – spiller en afgørende rolle. 'Case law' udvikles når dommeren fortolker skrevne retsregler og derved skaber bindende præcedens. Hertil kommer, at retsafgørelser under common law er baseret på såkaldt 'casuistry', hvorved forstås at afgørelser træffes på basis et 'sundt fornuft' ræsonnement, der tager udgangspunkt i den konkrete sags forhold. Dette giver ofte dommeren en betydelig skønsbeføjelse, og domstolsperspektivet får dermed en særlig fremtrædende rolle, idet domstolene ikke alene fortolker men tillige skaber ret.

De amerikanske domstole udgør et kompleks system bestående af dels det føderale domstolssystem, med kompetence til at afgøre spørgsmål vedrørende den føderale lovgivning, og dels de enkelte staters domstole, hvis kompetencer og hierarki vedrører og fastlægges ved de enkelte staters lovgivning.

Til trods for denne centrale rolle, som dommerne og 'case law' spiller i amerikansk ret, har lovfæstede regler dog også stor betydning. Konstitutionens regler kan f.eks. ikke tilsidesættes af juridiske afgørelser, og både love og administrative reglers formuleringer har stor betydning for domstolenes fortolkning og fastlæggelse af retstilstanden. Lovgivningskompetencen er fordelt mellem det føderale niveau og staterne på den måde, at Kongressen i Washington (føderale niveau) på en række nærmere definerede områder kan vedtage love gældende for hele landet. De enkelte stater kan vedtage love gældende for deres respektive jurisdiktioner. På miljøområdet er lovgivningskompetencen delt mellem forbundsmyndighederne og staterne. Det betyder, at CERCLA, som er en føderal lov, suppleres af en betydelig mængde delstatslove om miljøansvar, hvilket indebærer, at der i praksis kan være en vis variation i retstilstanden i de forskellige stater.

Selvom den skrevne lov også er ganske omfattende i USA, må det dog fastholdes, at fortolkningen af regler gennem bindende retsafgørelser fortsat er den vigtigste retskilde i amerikansk ret⁷. Dette understøttes af, at domstolene ved fortolkningen af regler indtager og vægter den juridiske historik og 'case law' i et videre omfang en tilfældet er i 'civil law' traditionen, hvor ordlyden af lovgivningen traditionelt har større betydning.

I specialets behandling af CERCLA's bestemmelser, vil dommes betydning for fastlæggelse af gældende ret komme til udtryk ved, at der i vidt omfang henvises til de centrale sager, der har haft betydning for fortolkningen af lovgivningen. Af hensyn til specialets omfang, gives der ikke en nærmere redegørelse for omstændighederne i de enkelte sager. Sagshenvisningen har derfor primært karakter af referencer til de afgørelser, som almindeligvis anses for at have skabt den pågældende retstilstand.

1.4.2 Anvendelse af EU rettens kilder

EU-retten er et internationalt retssystem, men det adskiller sig på en række områder betydeligt fra traditionelle folkeretlige organisationer og retssystemer.⁸ I EU er der således udviklet nye typer af (internationale) lovgivende, dømmende og udøvende institutioner, og det forhold, at EU-retten indeholder principper, som regulerer virkningen og fortolkningen af EU-reglerne⁹ samt stiller krav til hvordan EU's regler gennemføres i medlemsstaternes nationale ret, indebærer at EU-retten har betydelig større gennemslagskraft i medlemsstaternes national ret, både vedrørende indholdet af enkeltregler og med hensyn til mere generelle retskildespørgsmål, end den traditionelle folkeret.¹⁰

Regelsættet om EU's miljøansvarsregler er vedtaget i direktivform.¹¹ Direktiver er karakteriseret ved, at de alene er bindende for medlemsstaterne med hensyn til formålet, og skal implementeres i de nationale retssystemer hvortil de nationale myndigheder har valgfrihed vedrørende gennemførelsens form og midler.¹² En række principper om

⁷ Anker, Olsen & Rønne (2008) 33

⁸ EU-Domstolen har fastslået, at EU retten er at betragte som et nyt folkeretligt system, domstolens afgørelse 26/62 *van Gend en Loos*.

⁹ Nielsen & Tvarnø (2011) 47

¹⁰ *Ibid.*

¹¹ Retskilderne i EU retten kan overordnet set inddeles i følgende kategorier: (1) primærretten, som er EU's traktatgrundlag, grundlæggende rettigheder og almindelige retsprincipper, (2) den bindende sekundærregulering (forordninger, direktiver, beslutninger mv.), (3) den ikke-bindende sekundærregulering (soft law) og (4) praksis, navnlig Domstolens praksis, jf. Nielsen & Tvarnø (2011) 124

¹² *Ibid.* 115. Dog stiller EU-Domstolen grundlæggende krav om at implementeringsmetoden skal medføre en klar og utvetydig retsstilling og at det skal ske ved bindende regler, jf. *ibid.* 116-117.

kompetencefordelingen mellem EU niveauet og det nationale niveau har betydning for hvordan EU direktiver udformes, og de skal have i mente når direktivets regler analyseres. De pågældende principper omfatter princippet om tildelt kompetence, subsidiaritetsprincippet, proportionalitetsprincippet og principper vedrørende valg af harmoniseringsformen. *Princippet om tildelt kompetence* indebærer, at EU kun kan udstede bindende retsakter inden for rammerne af den tildelte kompetence.¹³ *Subsidiaritetsprincippet* – eller *nærhedsprincippet* – medfører, at på områder, som ikke hører ind under EU's enekompetence, kan EU kun handle hvis – og i det omfang – formålet med den påtænkte retsakt ikke i tilstrækkelig grad kan opfyldes af medlemsstaterne, og på grund af retsaktens omfang eller rækkevidde bedre kan gennemføres på EU-niveau.¹⁴ *Proportionalitetsprincippet* stiller krav om, at EU-reglen skal forfølge et lovligt formål, at midlerne til at opnå formålet skal være egnede, og at de ikke må være mere indgribende end nødvendig.¹⁵ Endelig skal man ved anvendelse af en EU-regel være opmærksom på, om den er udtryk for *minimumharmonisering*, som giver de nationale myndigheder mulighed for at fastsætte yderligere krav, eller om der er tale om *fuldstændig harmonisering*, som afskærer medlemsstaterne fra at fastsætte regler, der fraviger EU-reglen.¹⁶

Udviklingen af nye typer af retskilder som forordninger, direktiver og præjudicielle afgørelser indebærer også ændringer i anvendelsen af traditionelle retskilder og i vurderingen af deres indbyrdes vægt. Eksempelvis har retspraksis i EU-retten en større vægt som retskilde end det traditionelt er tilfældet i f.eks. dansk ret. Således har den dommerskabte ret og de generelle retsprincipper en større vægt ved fortolkningen af regler baseret på EU-retten.¹⁷

EU-rettens særlige karakter og vedtagelsesprocedurer har betydning for forarbejders¹⁸ betydning som fortolkningskilde. Almindeligvis antages det, at hensynet til princippet om tildelt kompetence og hensynet til den institutionelle balance gør, at forarbejder til EU-regler ikke kan tillægges samme retskildemæssig værdi som i nationale retssystemer. Derimod har EU-reglernes præambel en væsentlig fortolkningsværdi. Præambelen har karakter af en 'programerklæring', men må dog anses for at have retsvirkning derved, at den udgør et vigtigt grundlag for fortolkningen af resten af regelsættet. EU-domstolen henviser ofte til præambelen i sine afgørelser.¹⁹

Til fortolkning af EU-retten har EU-domstolens afgørelser en særlig vigtig betydning. Det er EU-domstolens opgave at fortolke og anvende traktaterne og regler udstedt af EU-institutionerne.²⁰ Formålet er at sikre, at fællesskabsretten fortolkes ensartet, og dette forudsætter, at medlemsstaterne respekterer EU-domstolens afgørelser som præjudikater.²¹

Retspraksis vedrørende miljøansvarsdirektivet er dog stadig begrænset. Derfor udgør direktivets tekst og til en vis grad forarbejderne og forhold i vedtagelsesprocessen de

¹³ Neergaard & Nielsen (2005) 49 ff.

¹⁴ Nielsen & Tvarnø (2011) 124. Princippet blev indført med vedtagelse af Maastrichttraktaten (1.1.1993). I dag findes princippet i TEU artikel 5.

¹⁵ Nielsen & Tvarnø (2011) 125

¹⁶ Sørensen & Nielsen (2010) 713

¹⁷ Nielsen & Tvarnø (2011) 48

¹⁸ Hermed menes især EU Kommissionens forberedende dokumenter (KOM-dokumenter), herunder grøn- og hvidbøger, meddelelser, rapporter mv.

¹⁹ Nielsen & Tvarnø (2011) 138

²⁰ Artikel 19 TEU

²¹ Nielsen & Tvarnø (2011) 175

vigtigste kilder for analysen. I det omfang relevante EU-domme eksisterer, vil de dog være et vigtigt element i fortolkningen af direktivets regler.

2. Amerikansk ret

2.1 Introduktion til CERCLA

CERCLA blev vedtaget i 1980 af den amerikanske kongres som reaktion på afdækningen af en række stærkt forurenede områder. Et af de mest kendte og kontroversielle tilfælde var den såkaldte "Love Canal" sag, hvor et større område ved Niagara vandfaldene i staten New York var blevet så forurenede af store mængder af farligt affald, at en stor del af områdets beboere måtte flyttes. Siden vedtagelsen har CERCLA været genstand for flere justeringer, navnlig i 1986 hvor der ved "Superfund Amendments and Reauthorization Act" (SARA) blev foretaget flere vigtige ændringer af reglerne. Dertil kommer flere tilpasninger og tilføjelser, herunder særligt "The Small Business Liability Relief" og "Brownfields Revialization Act" fra 2002 – de såkaldte "Brownfields Amendments".

CERCLA giver de amerikanske miljømyndigheder, først og fremmest Environmental Protection Agency (EPA),²² mulighed for direkte at iværksætte oprensning af forurenede lokaliteter, og for at pålægge en række nærmere definerede potentielle ansvarlige parter – "the potentially responsible parties (PRP)"²³ – det økonomiske ansvar herfor.²⁴ Endvidere giver CERCLA tillige mulighed for, at private parter, som iværksætter oprydningsforanstaltninger, kan få godtgjort omkostningerne hertil hos den ansvarlige PRP.²⁵ Herudover kan offentlige myndigheder og indianerstammer også søge erstatning for ødelagte naturressourcer.²⁶ Med en sådan tilkendt erstatning for ødelagte naturressourcer følger en pligt til at genoprette disse, enten ved genopretning af den skadede naturressource eller ved at erstatte den med en tilsvarende ressource.

Kernen i CERCLA er, at der tilvejebringes fire overordnede reaktionsmuligheder for EPA til at få oprenset en forurenede lokalitet; for det første kan EPA i henhold til § 104 af egen drift iværksætte undersøgelses- og oprydningsforanstaltninger og efterfølgende søge omkostningerne godtgjort hos en eller flere af de mulige ansvarlige parter. Når EPA vælger denne reaktionsmulighed trækker EPA på en fond – den såkaldte "Superfund" (Hazardous Substances Trust Fund) – til at finansiere de hermed forbundne omkostninger.²⁷ Den anden reaktionsmulighed er, at EPA efter § 106 ved domstolens medvirken kan pålægge en eller flere PRP'er at forestå og gennemføre undersøgelser og oprydning. Som den tredje mulighed giver § 106 hjemmel til, at EPA selv kan pålægge en eller flere PRP'er at iværksætte disse foranstaltninger, og endelig, som fjerde mulighed, kan EPA indgå aftale med en eller flere PRP'er om iværksættelse af undersøgelser og oprydning.

Forud for CERCLA's vedtagelse havde EPA kun begrænsede muligheder og ressourcer til at reagere på de typer af forureningstilfælde, som CERCLA omfatter. Erstatningskrav

²² USA's føderale miljømyndighed.

²³ CERCLA § 107(a)

²⁴ Også delstater og indianer stammer kan søge sådanne oprydningsomkostninger godtgjort hos den ansvarlige forurener.

²⁵ CERCLA § 107(a)(4)(A) og (B)

²⁶ CERCLA § 107(a)(4)(C).

²⁷ Fonden er primært finansieret gennem skatter fra olie og kemikalie industrien, jf. Judy, Martha L. & Probest, Katherine N. *Superfund at 30*. 195

måtte da primært afgøres efter det almindelige privatretlige erstatningsansvar på baggrund af et 'common law' søgsmålsgrundlag så som 'nuisance', 'trespass', 'tort' eller objektivt ansvar for 'ultra-hazardous activities'.²⁸²⁹

EPA koncentrerer sig først og fremmest om de lokaliteter, der er optaget på den såkaldte "National Priorities List" (NPL),³⁰ der kort fortalt er en liste udarbejdet af EPA selv over USA's mest forurenede lokaliteter. En lokalitets optagelse på NPL har den retsvirkning, at hvis EPA ønsker at trække på midlerne i Superfund til at gennemføre en fuld "remedial action" – som begrebsmæssigt skal holdes adskilt fra et mindre skridt kaldet "removal"³¹ – er det en forudsætning, at den pågældende lokalitet er optaget på NPL.³²

CERCLA indeholder ikke en egentlig formålsbestemmelse. Retspraksis udleder formålet dels ud fra en ordlydsfortolkning af det omfattende regelsæt, og dels på baggrund af lovens historiske udvikling. Det overordnede formål med CERCLA er beskyttelse af miljø og sundhed. Mere konkret skal reglerne (1) identificere forurenede lokaliteter, (2) sikre en hurtig og effektiv oprensning disse og (3) sikre genopretning af de naturressourcer, der er blevet ødelagt ved forureningen, samt (4) sikre, at omkostningerne herfor pålægges den eller dem, der i en eller anden udstrækning kan forbindes med forureningen. Hertil kommer et formål om at forebygge mod nye forureningstilfælde.³³ Det antages imidlertid, at formålet med CERCLA rækker videre end det traditionelle erstatningsretlige formål om kompensation af skadelidtes tab og en generel præventiv virkning. Særligt den brede kreds af mulige ansvarlige parter indikerer, at CERCLA tillige er tænkt som et markedsbaseret virkemiddel til miljøbeskyttelsen, hvor det er hensigten, at få investorer og virksomheders ledelse til at inddrage omkostninger til miljøbeskyttelse og miljøgenopretning i deres forretningsmæssige dispositioner.³⁴

2.2 Anvendelsesområde – hvornår finder CERCLA anvendelse?

Udgangspunktet er, at CERCLA kan bringes i anvendelse hvis, der (1) *er sket eller foreligger en væsentlig risiko*³⁵ *for en udledning*³⁶ *til miljøet af* (2) *et farligt stof*³⁷ (3) *fra et anlæg*.³⁸³⁹ Disse kriterier udgør tilsammen de objektive betingelser, der skal være opfyldt for, at et forhold omfattes af CERCLA's ansvarsregler.

²⁸ Judy, Martha L. & Probest, Katherine N. *Superfund at 30*. 192.

²⁹ Objektivt ansvar for 'ultra-hazardous activities' blev anset for 'common law' søgsmålsgrundlag før CERCLAs vedtagelse, jf. f.eks. sagen Atlanta Research Corporation vs. United States, 459 F.3d 827, 830 (8th Cir. 2008), jf. *ibid*.

³⁰ Judy, Martha L.; Probst, Kathrine N. *Superfund at 30*, 197

³¹ Se § 101 (23) og (24) for definitioner på henholdsvis "remedial actions" og "removal".

³² 40 C.F.R. § 300.425 (b). Kort skitseret består forskellen i, at "removal actions" indebærer kortsigtede oprydningstiltag, som igangsættes når omstændighederne kræver hurtig handling for at afværge en umiddelbar trussel mod miljøet eller befolkningens sundhed. "Remedial actions" indebærer derimod langsigtede og permanente tiltag til at eliminere forurening og genopretning af ødelagte naturressourcer. Sådanne tiltag aktualiseres typisk i tilfælde, hvor der ikke er en umiddelbar sundhedstrussel eller risiko for yderligere miljøskade. "Remedial actions" indebærer bl.a. et krav om overvejelser af alternativer før der træffes endelig beslutning om, hvilket tiltag der skal gennemføres. Perlman (2009) 414-415.

³³ Judy, Martha L. & Probest, Katherine N. *Superfund at 30*, 193

³⁴ Se både *ibid*. 194 og *Pagh (1994)* 216, der begge henviser til Philip Cummings (formanden for Senatets Miljøkomité) i f.eks. *'Completing the Circle'*, ENVTL.F.11 (Nov-Dec. 1990)

³⁵ I CERCLA anvendes termen "substantial threat".

³⁶ I CERCLA anvendes termen "release".

³⁷ I CERCLA anvendes termen "hazardous substance".

³⁸ I CERCLA anvendes termen "facility".

³⁹ *Pagh (1994)* 223

2.2.1 ” Hazardous substance”

Den vigtigste af disse objektive betingelser er, at forureningen skal være forårsaget af udledning af et farligt stof (”hazardous substance”). Definitionen af ”hazardous substance” findes § 101(14), som definerer termen ved at henvise til stoffer og affald, der er omfattet/oplistet i anden miljølovgivning.⁴⁰ Hvis et stof omfattes af én af disse andre loves definitioner, omfattes stoffet tillige af CERCLA. Dertil kommer, at EPA selv, efter § 102 (a) for at beskytte sundhed og miljø, kan klassificere stoffer som farlige, og dermed bringe dem ind under CERCLA. Således kan stoffer, der ”when released into the environment may present substantial danger to the public health or welfare or the environment”, administrativt omfattes af CERCLA’s anvendelsesområde.

Afgrænsningen af kriteriet ”farlige stoffer”, sker dermed som en konstant aktiv proces, der indebærer, at CERCLA’s anvendelsesområde løbende ændres og udvides i takt med, hvad der gælder efter anden lovgivning. For at skabe overblik, har EPA udarbejdet en liste over de farlige stoffer, som er omfattet af CERCLA.⁴¹ Den samlede liste udgøres af alle de stoffer, der omfattes af tilsvarende lister under ”Clean Air Act”, Clean Water Act”, ”Solid Waste Disposal Act” og ”Toxic Substances Control Act”.

Med mindre det konkret fremgår af beskrivelsen af det enkelte farlige stof⁴², angiver hverken CERCLA’s eller EPA’s liste krav til mængde eller koncentration af de farlige stoffer. Derfor er alene en påviselig tilstedeværelse af et farligt stof i princippet tilstrækkeligt til, at CERCLA finder anvendelse, såfremt de øvrige betingelser herfor er opfyldt.⁴³

En særlig problemstilling opstår, når et stof eller et affaldsprodukt ikke i sig selv er medtaget på listen over farlige stoffer, men hvor flere af de stoffer, som det aktuelle stof eller affaldsprodukt er sammensat af, hver især er klassificeret som farlige. Spørgsmålet var aktuelt i sagen *Arizona vs. Motorola*,⁴⁴ der vedrørte deponering af noget affald, som blev betegnet ’grinding sludge’. Materialet ’grinding sludge’ optrådte ikke på listen over farlige stoffer, men domstolen kom frem til, at bestemmelsen af, om det pågældende affaldsmateriale er omfattet af CERCLA’s anvendelsesområde, skulle ske på grundlag af en vurdering af de stoffer, som affaldet indeholdte. Domstolen konkluderede, at ”waste material that is not specifically listed as a hazardous substance in 40 C.F.R § 302.4 [...] is nonetheless hazardous under CERCLA if it contains CERCLA hazardous substances.”⁴⁵ I overensstemmelse med almindelige bevisbyrderegler, er det sagsøger, der skal bevise, tilstedeværelsen af et farligt stof i det affaldsprodukt, som har forårsaget forureningen. I tvivlstilfælde, men hvor det pågældende affaldsprodukt dog normalt

⁴⁰ Herunder Federal Water Pollution Control Act, Solid Waste Disposal Act, Federal Water Pollution Control Act, Clean Air Act og Toxic Substances Control Act.

⁴¹ Jf. CERCLA § 102. Listen findes i 40 C.F.R, part 302, tabel 203.4

⁴² § 102(a) giver EPA mulighed for at fastsætte kriterier for mængden eller koncentrationen af et konkret stof for at det omfattes af CERCLA.

⁴³ I sagen *United States vs. Alcan Aluminum Corporation*, 964 F.2d 252 (9^d Cir. 1992) blev der taget stilling til, om selv meget små mængder af et farligt stof kunne udløse CERCLA ansvar. Virksomheden argumenterede for, at mængden af det aktuelle farlige stof i netop deres affald var under niveauet for den naturligt forekommende mængde, og derfor ikke kunne danne grundlag for krav om oprensning under CERCLA. Domstolen afviste argumentet og henviste til, at det faktum, at en enkelt PRP’s udledning af en bestemt mængde af et bestemt stof ikke isoleret set forårsager forurening, ikke undtager denne for ansvar i forbindelse med en sag, hvor flere PRP’ers forskellige mængde udledning bidrager til en samlet forurening. [...the fact that a single generator’s waste would not itself justify a response is irrelevant in the multi-generator context..]. Perlman (2009) 419

⁴⁴ *Arizona vs. Motorola*, 774 F. Supp. 566 (D. Arizona 1991)

⁴⁵ Perlman (2009) 419

indeholder stoffer, der er klassificeret som farlige, har domstolspraksis skabt en formodningsregel hvorefter det er den sagsøgte PRP, som skal modbevise, at affaldet ikke indeholdte sådanne farlige stoffer.⁴⁶

2.2.1.2 Undtagelse for olie og gas

Forurening med olie og gas undtages fra CERCLA's anvendelsesområde i § 101(14). Ifølge bestemmelsens sidste led omfatter termen "hazardous substances" ikke "petroleum, including crude oil or any fraction thereof which is not otherwise specifically listed or designated as a hazardous substance [...], and the term does not include natural gas, natural gas liquids, liquefied natural gas, or synthetic gas usable for fuel (or mixtures of natural gas and such synthetic gas)."⁴⁷

Sager om denne undtagelse har særligt vedrørt tilfælde, hvor olie er blandet op med andre stoffer, der er klassificeret som farlige. I sagen *Wilshire Westwood Association vs. Alantic Richfield Corporation*⁴⁸ fastslog domstolen, at forurening med benzin er omfattet af undtagelsen, selvom benzin indeholder farlige stoffer så som benzene eller ethylbenzene. I sagen var der rejst krav om dækning af omkostninger til oprydning efter benzinfurening under en benzintank. Argumentet for kravet var bl.a. at benzinen indeholdt farlige stoffer omfattet af CERCLA. Domstolen afviste imidlertid kravet med henvisning til, at som undtagelsen i § 101(14) er formuleret, er netop "petroleum, including crude oil or any fraction thereof" udtrykkeligt undtaget fra CERCLA's definition af farlige stoffer. Fortolkningen indebærer f.eks., at forurening fra utætte benzin- og olietanke ikke er omfattet af CERCLA's ansvarsregler.⁴⁹

Omvendt må det antages, at en forurening ikke omfattes af undtagelsen, hvis den olie, der giver anledning til forurening, gennem brug er blevet forurennet med andre farlige stoffer. Dette blev bl.a. fastslået i sagen *US vs. Alcan Aluminium Corporation*⁵⁰, hvor domstolen accepterede EPA's argument om, at "EPA does not consider materials such as waste oil to which listed CERCLA substances have been added to be within the petroleum exclusion."⁵¹ Tilsvarende blev antaget i sagen *Tosco Corporation vs. Koch Industries, Inc.*⁵², hvor domstolen ikke fandt, at undtagelsen kunne bringes i anvendelse, da olien og de farlige stoffer var blevet blandet sammen i jorden efter brug. Domstolen pointerede, at kongressen "intended the petroleum exclusion to address oil spill, not releases of oil that have become infused with hazardous substances."⁵³ På baggrund af domstolenes fortolkninger kan der således argumenteres for, at hvorvidt oliens opblanding med andre farlige stoffer bringer en forurening uden for undtagelsesbestemmelsen,

⁴⁶ Jf. sagerne *United States vs. Conservation Chemical Co.*, 24 ERC 1008 (WD Missouri 1985) og *Eagle-Picher Industries Chemical Co.*, 759 F.2d 922 (D.C Circuit 1985). Pagh (1994) 221

⁴⁷ Begrundelsen for denne undtagelse er primært de lovgivningsmæssige prioriteter og planer i den amerikanske kongres i perioden omkring CERCLA's vedtagelse. Der var på det tidspunkt planer om, at vedtage en tilsvarende lov særligt for forurening med olie. Denne lov skulle efter hensigten have adresseret den forurening med olie og gas, som blev undtaget fra CERCLA, men loven nåede ikke at blive vedtaget. I 1990 blev "Oil Pollution Act" (101 H.R.1465, P.L. 101-380) vedtaget, som særligt fokuserer på olieforurening af hav- og vandmiljø.

⁴⁸ *Wilshire Westwood Association v. Alantic Richfield Corporation*, 881 F.2d 801 (9th Cir. 1989).

⁴⁹ Pagh (1994) 221

⁵⁰ *United States vs. Alcan Aluminum Corporation*, 964 F.2d 252 (9^d Cir. 1992)

⁵¹ Se også Perlman (2009) 423

⁵² *Tosco Corporation vs. Koch Industries, Inc.*, 216 F3d 886 (10th Cir. 2000)

⁵³ Perlman (2009) 423

afhænger af om opblandingen med de farlige stoffer er sket som et tilsigtet led i produktionen, f.eks. under raffineringen, af olieproduktet.

Retspraksis fastslår også, at undtagelsen skal fortolkes indskrænkende, når der er tale om udledning af *affaldsolie*. Forurening med olie, som på tidspunktet for udledning har karakter af at være blevet et affaldsprodukt, er ikke omfattet af undtagelsen.⁵⁴

2.2.2 "Release" eller "threat of a release".

Ansvar efter CERCLA forudsætter, at der er tale om en udledning ("release") til miljøet af det farlige stof. I § 101(22) defineres begrebet "release" som "*any spilling, leaking, pumping, emitting, emptying, discharging, escaping, leaching, dumping or disposing into the environment...*" Termen "environment" defineres i § 101(8) som "*(A) the navigable waters, the waters of the contiguous zone, and the ocean waters of which the natural resources are under the exclusive management authority of the United States under the Fishery Conservation and Management Act of 1976, and (B) any other surface water, ground water, drinking water supply, land surface or subsurface strata, or ambient air within the United States or under the jurisdiction of the United States.*"

Definitionen indikerer, at der ikke skal meget til, før der er sket et udslip til miljøet. Dette understøttes af praksis; f.eks. i sagen *Amland Properties Corporation vs. Aluminium Company of America*,⁵⁵ som vedrørte omkostninger til oprydning efter forurening med PCB (polychlorerede biphenyler), hvor sagsøgte argumenterede for, at opbevaring og spild inden for virksomhedens område ikke var et udslip i CERCLA's forstand. Dommeren afviste dog, at dette i sig selv udelukkede udslip, og fastslog at "courts have been inclined to give a broad reading to the term 'release'".

Begrebet 'release' afgrænses dog af en række konkrete undtagelser. Disse fremgår ligeledes af § 101(22) hvorefter udslip ikke omfatter arbejdsmiljøpåvirkning, luftforurening fra motorerne på køretøjer, fly, skibe etc. (såkaldt 'tail pipe exclusion'), forurening fra ulykker med atomkraft samt miljøpåvirkning ved normal brug af gødningsprodukter.⁵⁶

Foruden et faktisk udslip kan også 'risiko for udslip' danne grundlag for indgreb fra EPA og dermed erstatningsansvar for omkostninger forbundet med dette indgreb. Det er ikke nærmere defineret i CERCLA hvornår, der foreligger en tilstrækkelig kvalificeret risiko. Imidlertid har flere domstolsafgørelser taget stilling til spørgsmålet. I sagen *New York vs. Shore Realty Corporation*⁵⁷, der drejede sig om lækager af farlige stoffer fra nogle tanke, konstaterede domstolen, at "the corroding and deteriorating tanks, lack of expertise in handling hazardous waste, and even the failure to license the facility", i sig selv kan være tilstrækkelig til, at der foreligger en kvalificeret risiko for udslip under CERCLA. I en anden sag *U.S. vs. Northern Plating Co.*⁵⁸ udtalte domstolen, at "the evidence shows that there were hazardous substances at the Northern Plating site and that these substances, individually and collectively, would pose a threat to the population of the Cadillac, Michigan area if they were to be released into the environment." Domstolen opstillede herefter kriterier for vurderingen af, om der foreligger en kvalificeret risi-

⁵⁴ Se f.eks. sagerne *Esso Standard Oil Co. Vs. Rodrigues Perez*, No. Civ. 01-2012 (SEC)(J), 2004 WL 2238894 (D.P.R. Oct. 1, 2004) og *New York City vs. Exxon Corporation*, 34 ERC 1623 (SD New York 1991). Se også Pagh (1994) 221.

⁵⁵ *Amland Properties Corporation vs. Aluminium Company of America*, 711 F. Supp. 784 (D.N.J. 1989)

⁵⁶ F.eks. pesticider.

⁵⁷ *New York vs. Shore Realty Corporation*, 759 F. 2d 1032, 1045 (2^d Cir. 1985)

⁵⁸ *United States vs. Northern Plating Co.*, 670 F. Supp. 742 (W.D. Mich. 1987)

ko; dels skal tilstedeværelsen af farlige stoffer på anlægget dokumenteres, og dels skal der være et bevis for uvilje eller manglende evne til at sikre tilstrækkelig kontrol med de pågældende stoffer.

2.2.3 "Facility"

Udslippet af farlige stoffer skal ske fra et anlæg ("facility"). § 101(9) definerer begrebet som:

"(A) any building, structure, installation, equipment, pipe or pipeline (including any pipe into a sewer or publicly owned treatment works), well, pit, pond, lagoon, impoundment, ditch, landfill, storage container, motor vehicle, rolling stock, or aircraft, or (B) any site or area where a hazardous substance has been deposited, stored, disposed of, or placed, or otherwise come to be located..."

Bestemmelsens ordlyd viser, at også dette begreb skal fortolkes bredt. I overensstemmelse hermed har retspraksis anlagt en linje, hvor CERCLA's anlægsbegreb er bredere end en almindelig sproglig forståelse af hvad et anlæg er. F.eks. blev en *vejside*, hvor farligt affald var blevet dumpet, anset for omfattet af facility-begrebet i sagen *U.S. vs. Ward*,⁵⁹ og i sagen *New York vs. General Electric Co.*⁶⁰ blev en såkaldt "*dragstrip*" (en racerbane til brug for konkurrence på motorkøretøjernes accelerationsevne) anset som et anlæg i CERCLA's forstand.

2.2.4 Hvilke naturressourcer er CERCLA's beskyttelse rettet imod

De ovenstående kriterier for afgrænsning af anvendelsesområdet fokuserer især på *kilden* eller det, der forårsager forureningen. Sådant en forurening medfører ofte skade på naturressourcer,⁶¹ som der efter CERCLA vil kunne søges erstatning for.

Sådanne naturressourcer er defineret i § 101(16) som: "*land, fish, wildlife, biota, air, water, ground water, drinking water supplies, and other such resources belonging to, managed by, held in trust by, appertaining to, or otherwise controlled by the United States (including the resources of the fishery conservation zone [...]), any State, local government, or any foreign government, any Indian tribe, or, if such resources are subject to a trust restriction or alienation, any member of an Indian tribe.*"

Bestemmelsen viser, at selve det miljø, som beskyttelsen er rettet mod, omfatter stort set alle typer af naturressourcer.⁶² Derimod afgrænses adgangen til at søge erstatning ved, at skaden skal være sket på naturressourcer, der kontrolleres af de definerede myndigheder eller indianerstammer, som bestemmelsen således har udpeget til 'trustees' for naturressourcerne.⁶³ Private personer kan altså ikke få erstatning for ødelagte naturressourcer efter CERCLA,⁶⁴ men må søge erstatning efter den almindelige erstatningsret, hvor et af kriterierne da vil være, at den ødelagte naturressource havde en formueværdi.⁶⁵

⁵⁹ *United States vs. Ward*, 618 F. Supp. 884, 895 (D.N.C. 1985)

⁶⁰ *New York vs. General Electric Co.*, 592 F.Supp. 291 (N.D.N.Y. 1984).

⁶¹ Pagh (1994) 260

⁶² Dog undtages formentlig verdenshavene uden for den økonomiske zone og atmosfæren. *Ibid.* 261

⁶³ *Ibid.* og Bergkamp & Goldsmid (2013) 184

⁶⁴ Dog med den særlige undtagelse i bestemmelsens sidste sætning vedrørende "member of an Indian tribe".

⁶⁵ Pagh (1994) 263

Privatejede naturressourcer vil dog alligevel kunne falde ind under beskyttelsen, såfremt de i en eller anden udstrækning *kontrolleres* af disse 'trustees'. I sagen *Ohio vs. Interior Department*⁶⁶ konkluderede domstolen således, at hvis en af de nævnte offentlige myndigheder udøver en væsentlig grad af regulering, styring eller anden kontrol over en privatejet naturressource, vil den omfattes af CERCLA's erstatningsbeskyttelse.⁶⁷

2.3 Ansvarssubjekter

CERCLA's formål, om at omkostninger til miljøbeskyttelse skal indgå i investorers og virksomheders investerings- og driftsmæssige dispositioner, afspejles især af den brede personkreds, der kan gøres ansvarlig for oprydning- og genopretningsomkostningerne.

§ 107(a) identificerer fire kategorier af potentielt ansvarlige parter:

- (1) *the owner and operator of a vessel or a facility,*
- (2) *any person who at the time of disposal of any hazardous substance owned or operated any facility at which such hazardous substances were disposed of,*
- (3) *any person who by contract, agreement, or otherwise arranged for disposal or treatment, or arranged with a transporter for transport for disposal or treatment, of hazardous substances owned or possessed by such person, by any other party or entity, at any facility or incineration vessel owned or operated by another party or entity and containing such hazardous substances, and*
- (4) *any person who accepts or accepted any hazardous substances for transport to disposal or treatment facilities, incineration vessels or sites selected by such person, from which there is a release, or a threatened release which causes the incurrence of response costs, of a hazardous substance,*

Forinden en nærmere afgrænsning af de enkelte kategorier af PRP'er, skal der først kort redegøres for begreberne 'disposal' og 'treatment', da disse er centrale for fortolkningen af de pågældende kategorier af ansvarlige parter.⁶⁸ Definitionen af de to termer følger "Resource Conservation and Recovery Act" (RCRA) § 1004(3), der definerer begreberne som: "*discharge, deposit, injection, dumping, spilling, leaking or placing of any solid waste or hazardous waste into or on any land or water so that such (...) hazardous waste or any constituent therefore may enter the environment.*". Formuleringen af bestemmelsen indikerer, at begreberne 'disposal' og 'treatment' skal forstås bredt, og at der ikke nødvendigvis skal være tale om en *aktiv* handling fra den ansvarliges side. F.eks. er et skjult læk også omfattet af definitionen.⁶⁹ I overensstemmelse hermed har domstolsafgørelser fastlagt, at der ikke kræves intention til lækage eller spild, ligesom der har været statueret ansvar for 'disposal' selv om bortskaffelsen er sket i overensstemmelsen med lovkrav, og i øvrigt er håndteret på en sådan måde, at udslip ikke med rimelighed kunne forventes.⁷⁰

⁶⁶ *Ohio vs. Interior Department*, 880 F.2d. 432 (D.C. Cir. 1989)

⁶⁷ Pagh (1994) 263

⁶⁸ Perlman (2009) 425

⁶⁹ Pagh (1994) 234

⁷⁰ Perlman (2009) 426. Denne henviser til sagerne *Levin Metal Corporation vs. Parr-Richmond Terminal Co.*, 781 F. Supp. 1452 (N.D. Cal.1991), *Arizona vs. Motorola*, 774 F. Supp. 566, 576 (D. Ariz. 1991) og *Nurad, Inc. vs. Hooper & Sons Co.*, 966 F. 2d 837, 847 (4th Cir. 1991)

2.3.1 Ejeransvaret

§ 107(a)(1) og (2) fastlægger et ansvar for både den nuværende ejer og tidligere ejere. Rækkevidden af ansvaret har været genstand for flere domstolsafgørelser, som har anlagt en betydelig udvidende fortolkning af ejerbegrebet.⁷¹

*New York vs. Shore Realty Corporation*⁷² er sagen, som grundlagde den vide fortolkning af ejeransvaret. Et selskab (Shore Realty) købte en ejendom vel vidende, at jorden var forurenede af farligt affald, som forud for købet var blevet dumpet af både tidligere og nuværende lejer. Den nuværende lejer nåede endvidere at dumpe yderligere affald inden dennes lejeaftale udløb. Staten New York sagsøgte Shore Realty for oprydningssomkostninger, og krævede yderligere oprydningsforanstaltninger i henhold til CERCLA. Shore Realty argumenterede for frifindelse med henvisning til, at selskabet ikke var ejer på tidspunktet for 'disposal' af affaldet, og at § 107 (a)(1) skulle fortolkes således, at den kun omfattede ejere og operatører på tidspunktet for 'disposal'. Dette blev afvist af (appel) domstolen, som fastslog, at bestemmelsen pålægger objektivt ansvar for den nuværende ejer uden hensyn til, om denne har haft andel i eller i øvrigt kan bebrejdes forureningen.

Dette vidtgående ejeransvar var gældende frem til 1986, hvor Kongressen i forbindelse med vedtagelsen af SARA indførte "*the innocent landowner defense*"⁷³ som den første af to vigtige modifikationer til ejeransvaret. Denne 'defense' indebærer, at en nuværende ejer fritages for ansvar, hvis han kan bevise, at udledningen af de farlige stoffer er sket før vedkommende er blevet ejer, og at han enten ikke kendte til eller burde have været vidende om forureningen, eller at han er blevet ejer gennem arv.⁷⁴ Med hensyn til kravet om den uskyldige ejers gode tro ved erhvervelsen, skal han bevise, at han forud herfor har foretaget alle de undersøgelser, som efter god forretningsskik må forventes. Her lægges vægt på forhold som hvorvidt erhververen har særlig viden om ejendommen, om prisen følger almindelig markedspris, ejendommens almindelige omdømme, samt i hvilket omfang det har været muligt at skaffe sådanne oplysninger om ejendommen.⁷⁵ Endvidere skal ejeren godtgøre, at han ved opdagelse af forureningen iværksatte passende tiltag til at stoppe eventuel fortsat udledning eller risiko herfor, samt tiltag til at forhindre yderligere forurening som følge af den udledning, der allerede er sket.⁷⁶

I 2002 vedtog Kongressen den anden væsentlige modifikation af det strenge ejeransvar. Forud for vedtagelsen af "*the bona fide prospective purchaser defense*" var ejere, som, velvidende om forholdene, havde købt en forurenede ejendom, objektivt ansvarlig for omkostningerne til oprydningen. Problemet var imidlertid, at dette afholdt potentielle investorer fra at investere i projekter, der omfattede forurenede ejendomme, med den konsekvens, at ellers gode udviklingsprojekter blev sat i stå. Med lovændringen i 2002 blev der indført en ny § 107(r) møntet på den potentielle køber, som ikke vil kunne opfylde betingelsen om god tro under 'innocent landowner defense' når købet er gennemført, og derfor efter de eksisterende regler vil være ansvarlig alene i kraft af at være ejer eller operatør af en forurenede ejendom.⁷⁷ Med den nye bestemmelse fritages en sådan 'bona

⁷¹ Pagh (1994) 234

⁷² *New York vs. Shore Realty Corporation*, 759 F.2d 1032 (2. Cir. 1985)

⁷³ "the innocent landowner" er reelt en del af undtagelsen i § 107(b)(3)

⁷⁴ CERCLA § 107(b)(3) og § 101(35)(B). Se også <http://www2.epa.gov/enforcement/innocent-landowners>

⁷⁵ Pagh (1994) 236

⁷⁶ CERCLA § 101(35)(B)

⁷⁷ CERCLA § 107(r)(1)

fide prospective purchaser' for ansvar, hvis følgende betingelser er opfyldt; (1) udledningen af de farlige stoffer skal være sket før købet, (2) køberen skal have undersøgt de forureningsmæssige forhold i relation til alle tidligere ejere og lejere, (3) køberen skal have givet påkrævede meddelelse til den relevante myndighed vedrørende udledninger og fund af farlige stoffer, (4) køberen skal have udvist fornøden omhu med hensyn til at stoppe fortsat udledning samt forebygge fremtidig yderligere udledning af farlige stoffer til miljøet, (5) køberen skal have samarbejdet, herunder givet adgang til sin ejendom, med enhver, der er blevet autoriseret til at foretage undersøgelser og iværksætte afhjælpningshandlinger, (6) køberen skal efterkomme EPA's anmodninger om information i henhold til § 104(e), og endelig (7) må køberen ikke have tilknytning til andre potentielle ansvarlige for forureningen (f.eks. gennem familieforhold eller koncernforhold).⁷⁸ Med 2002-ændringen blev det således muliggjort for en potentiel køber med kendskab til forureningen, at erhverve og udviklet et forurennet areal uden at risikere et CERCLA ansvar, dog på en sådan måde, at der påhviler køberen pligt til at udvise betydelig omhu med hensyn til at undersøge og give meddelelse om forureningsforhold samt forebygge mod yderligere forurening fra ejendommen.

Endelig må der foretages en afgrænsning af det vidtgående ejeransvar i forhold til ejere af ejendomme, der støder op til den ejendom, hvorfra udledningen af farlige stoffer er sket. Ifølge undtagelsen for '*the contiguous property owner*' i § 107(q)(1)(A) er ejeren af en ejendom, som er blevet forurennet af udledning fra naboejendommen, ikke omfattet af CERCLA's ejer- eller operatøransvar, hvis han (1) ikke har medvirket til forureningen eller risikoen herfor, (2) ikke har tilknytning til ejeren/operatøren af naboejendommen, dvs. i familiemæssig, virksomhedsmæssig eller anden finansiel henseende, (3) har taget fornødne skridt til at stoppe fortsat udledning og forebygget fremtidig yderligere udledning af farlige stoffer til miljøet, (4) har samarbejdet med og givet adgang til sin ejendom for enhver, der er blevet autoriseret til at foretage undersøgelser og iværksætte afhjælpningshandlinger, (5) er i overensstemmelse med regler for ejendommens anvendelse, afstår fra at vanskelig gøre myndighedskontrol, og efterkommer anmodning om informationer, (6) har givet alle påkrævede meddelelser vedrørende udledninger og fund af farlige stoffer, samt (7) at han på tidspunktet for erhvervelse af den tilstødende ejendom, havde foretaget relevante undersøgelser om mulig forurening af ejendommen, og ikke var vidende eller havde grund hertil om, at den tilstødende ejendom var forurennet.⁷⁹

Det er ejeren/køberen, der har bevisbyrden for, at hans forhold falder inden for en af de nævnte 'defenses'. Det er kendetegnende for de tre 'defenses', at de har en relativ begrænset rækkevidde, og at de i høj grad er tænkt som undtagelser til hovedreglen om, at CERCLA generelt statuerer et bredt ejeransvar. De betingelser, som ejeren/køberen skal opfylde, indikerer endvidere, at der stilles betydelige krav til culpanormen for den omhu han skal udvise for at blive fritaget for ejeransvaret.⁸⁰

2.3.2 Operatøransvaret

Foruden ejeransvaret fastlægger § 107a (1) og (2) også et ansvar for nuværende operatør og den, som var operatør på tidspunktet for udledningen af de farlige stoffer. Operatøren er den – ofte den virksomhed – som opererer anlægget og tager de daglige beslutninger om dets tekniske drift. I sagen *U.S. vs. Best Foods*⁸¹ udtalte den amerikanske højesteret,

⁷⁸ Perlman (2009) 444. Se også <http://www2.epa.gov/enforcement/bona-fide-prospective-purchasers>

⁷⁹ *Ibid.* 447. Se også <http://www2.epa.gov/enforcement/contiguous-property-owners>

⁸⁰ Pagh (1994) 236

⁸¹ *United State vs. Best Foods*, 542 U.S. 51 (1998)

at ”under CERCLA, an ’operator’ is someone who directs the working of, manages, or conducts the affairs of a facility; more specifically, operators must *manage, direct, or conduct operations specifically related to pollutions*⁸², that is, operations having to do with the leakage or disposal of hazardous waste, or decisions about compliance with environmental regulations”.⁸³ I det omfang operatøren ikke er den virksomhed, der ejer anlægget, vil der typisk være tale om en virksomhed, der lejer anlægget.

Om fysiske personer, typisk direktører eller aktionærer, kan gøres personlig ansvarlige som operatører var aktuel i sagen *U.S. vs. Motollo*⁸⁴. I denne sag kom domstolen frem til, at direktøren, der også var hovedaktionær, kunne pålægges ansvar, da han var ansvarlig for hele virksomheden og var involveret i næsten alle led af virksomhedens drift, også selv om han ikke ejede eller havde råderet over de farlige stoffer.⁸⁵ Det bør endvidere noteres, at sager om individuelle personers CERCLA ansvar primært har vedrørt virksomheder med en snæver ejerkreds og ledelsesstruktur, såkaldte ’closely-held companies’, hvor disse er tæt på den daglige drift af virksomhedens anlæg.

Et særlig spørgsmål angår moderselskabers ansvar for datterselskabers aktiviteter. Den centrale afgørelse herom er sagen *U.S. vs. Best Foods*.⁸⁶ I sagen fastslår højesteret, at et moderselskab kan pålægges et CERCLA ansvar enten indirekte ved ansvarsgennembrud, eller direkte i form af operatøransvaret i CERCLA § 107a (1) og (2).

Statuering af moderselskabets indirekte ansvar som følge af ansvarsgennembrud tager afsæt i amerikansk rets almindelige principper om ”piercing the corporate veil”. En nærmere analyse heraf falder uden for specialets emne, og her skal alene nævnes, at den alt overvejende hovedregel i henhold til common law-traditionen er, at selskabskonstruktionen respekteres og ansvarsgennembrud er normalt kun aktuelt i særlige situationer. Disse kan f.eks. være, at datterselskabet ikke har været tilstrækkelig kapitaliseret, at moderselskabet udøver udbredt kontrol med datterselskabet eller, at der ikke er tilstrækkelig formel og faktisk adskillelse mellem moder- og datterselskabernes drift.⁸⁷

Moderselskabets direkte operatøransvar angår i mindre grad forholdet mellem moderselskabet og datterselskabet som sådan, men derimod moderselskabets relation til den konkrete ejendom eller anlæg hvorfra forureningen er sket.⁸⁸ Ifølge domstolens fortolkning i *Best-food-sagen* er kontrollen med det pågældende anlæg det centrale kriterie for, om moderselskabet kan pålægges et direkte operatøransvar. Afgørende er, om moderselskabet udøver en kontrol og deltagelse i ledelsen på en måde, som rækker ud over den almindelige norm for moderselskabers indblanding i forholdene på et datterselskabs faciliteter. Af særlig relevans er, om moderselskabets kontrol har haft direkte indflydelse på, hvordan datterselskabet konkret har håndteret de farlige stoffer, som har forårsaget forureningen.⁸⁹

2.3.3 Ansvar for ”arrangers for disposal or treatment”

CERCLA § 107(a)(3) etablerer et særligt ansvar for personer, som har ”arranged for disposal or treatment” af farlige stoffer. Bestemmelsen anvendes typisk som grundlag for at pålægge et CERCLA ansvar for ’the generator’ af de farlige stoffer, dvs. den, der leverer stofferne, som giver anledning til et CERCLA ansvar.⁹⁰ Ved at inkludere, denne

⁸² Specialets fremhævelse.

⁸³ Betlem (2006) 162

⁸⁴ *United State vs. Motollo*, 22 ERC 1026 (D.N.H)

⁸⁵ Pagh (1994) 240

⁸⁶ *United State vs. Best Foods*, 542 U.S. 51 (1998)

⁸⁷ Perlman (2009) 430

⁸⁸ Betlem (2006) 163

⁸⁹ Perlman (2009) 432 og Pagh (1994) 241

⁹⁰ Pagh (1994) 226

kategori af PRP'er understreges det, at hensigten med CERCLA ikke alene er at rette et ansvar mod den, der er ansvarlig for selve 'disposal'-handlingen, men også for den, der har frembragt det farlige affald, og dermed rykke ansvaret opad i årsagskæden.⁹¹

Ansaret forudsætter, at de farlige stoffer er blevet overdraget til den "facility" hvorfra udslippet sker med henblik på 'disposal' eller 'treatment'.⁹² Det klassiske scenarie er således, at en 'generator' er ansvarlig for forureningen fra det bortskaffelses anlæg, hvortil han har overdraget farlige stoffer, som har udtjent deres formål og ikke længere kan bruges.

*Burlington Northern & S.F.R.Co. vs. U.S.*⁹³ er i dag den centrale sag for fastlæggelse af kriteriet for hvornår en 'arranger' eller 'generator' har haft hensigt til bortskaffelse i en sådan grad, at han kan pålægges ansvar for udslip af farlige stoffer fra de pågældende anlæg. Sagsøger argumenterede for, at alene viden – eller burde viden – om, at bortskaffelse vil finde sted på anlægget, er tilstrækkelig til at pålægge et 'arranger'-ansvar. Dette argument var i overensstemmelse med den tidligere praksis. Højesteret ændrede imidlertid dette kriterie med afgørelsen om, at ansvar efter § 107(a)(3) forudsætter en egentlig *hensigt eller planlægning* af, at de farlige stoffer bortskaffes på det pågældende anlæg. Højesteret udtalte, "while it is true that in some instances an entity's knowledge that its products will be leaked, spilled, dumped, or otherwise discarded may provide evidence of the entity's intent to dispose of its hazardous wastes, knowledge alone is insufficient to prove that an entity 'planned for' the disposal...".

En række senere afgørelser viser, at Højesteret med denne dom nu har gjort det betydelig vanskeligere at løfte bevisbyrden for, at en 'arranger' eller 'generator' omfattes af ansvaret i § 107(a)(3).⁹⁴

2.3.4 Transportøransvaret

Hovedparten af domsafgørelser om ansvar efter CERCLA har vedrørt ansvar for ejeren og operatøren eller 'arranger'-ansvaret. Retspraksis er derimod mere begrænset angående det selvstændige ansvar for transportøren af de farlige stoffer, som er etableret i CERCLA § 107(a)(4). Der er derfor stadig en række uafklarede spørgsmål angående rækkevidden af transportøransvaret.

Overordnet set kan der tænkes to scenarier for transportørens ansvar; (1) ansvar for spild af farlige stoffer under transporten til bortskaffelses- eller behandlingsanlægget, eller (2) ansvar for udslip i forbindelse med bortskaffelsen på det anlæg, hvortil transportøren har overdraget de farlige stoffer/affald. I den første situation er transportøren ansvarlig som operatør, og det selvstændige transportøransvar angår derfor det andet scenarie.⁹⁵

Kriterierne for transportøransvaret i CERCLA § 107(a)(4) blev bl.a. fremhævet i sagen *U.S vs. Lyon et al.*,⁹⁶ hvor retten udtalte, at transportøransvaret forudsætter bevis for, at to betingelser er opfyldt; dels skal der være sket en transport, og dels skal transportøren have deltaget i valget (selection) af det pågældende anlæg. Betingelsen om transport indebærer, at transportøren skal have bragt de farlige stoffer til det pågældende anlæg, mens betingelsen om "selection" indebærer, at transportøren enten selv skal have valgt anlægget, eller skal have deltaget aktivt i beslutningen, om hvilket anlæg de farlige stof-

⁹¹ *Ibid.* 226-227 og 216

⁹² Som defineret ovenfor under 3.3

⁹³ *Burlington Northern & S.F.R.Co vs. United States*, 129 S. Ct. 1870 (2009)

⁹⁴ Se f.eks. sagerne *Team Enterprises, LLC vs. Western Investment Real Estate Trust*, 647 F3.d 901 (9th Cir. 2011) og *Schiavone vs. Northeast Utilities Service Co.*, 41 E.L.R. 20132 (D. Conn. 2011). Scholz, Andrew J.; Cabral, Matthew D.; *Arranger Liability under CERCLA after Burlington Northern*, 1-4

⁹⁵ Eddy, Ronald M.; Reindl, Diana Terry; *Transporter Liability under CERCLA*, 2

⁹⁶ *United States vs. Lyon et al.*, Docket No. 07-491 (E.D.Ca. 3/13/08)[67 ERC 1122]

fer skal overdrages til, ved at have givet ”substantial input into which facility was ultimately chosen”. Med det sidste kriterie undgås, at der placeres et urimeligt strengt ansvar på den ’uskyldige’ transportør, som, uden i øvrigt at have indflydelse på, hvad der skal ske med de farlige stoffer, har transporteret dem fra producenten til bortskaffelses-anlægget.

2.3.5 Undtagelse fra ansvar for ”recycler”

I CERCLA § 127 er der indført en specifik undtagelse fra ansvaret i § 107(a)(3) og (4) for den person, som har ”arranged for the recycling of specified materials”. Undtagelsen blev indført med henblik på at fremme genbrug og undgå eventuelle u hensigtsmæssige konsekvenser ved, at aktører i genbrugsindustrien blev omfattet af det vidtgående ansvar i CERCLA.

Bestemmelsen definerer hvilke typer af materialer, der skal være tale om, for at undtagelsen kan anvendes. Det drejer sig om typiske genbrugsmaterialer så som glas, papir, plastik, tekstiler og metal.⁹⁷ Derudover omfattes også brugte batterier, som især har været omdrejningspunktet for retspraksis’ afgrænsning af undtagelsens rækkevidde. F.eks. fastslog domstolen i sagen *Gould Inc. vs. A&M Battery & Tyre Service*,⁹⁸ at undtagelsen også gælder selvom ikke alle dele af de brugte batterier bliver genbrugt.⁹⁹

Der stilles imidlertid en række konkrete betingelser, som skal være opfyldt, for at undtagelsen kan påberåbes. Efter § 127(c) og (e) skal den, der påberåber sig undtagelsen bevise, (1) at det pågældende genbrugsmateriale opfylder ”a commercial specification grade”, (2) at der er et marked for genbrugsmaterialet, (3) at en væsentlig del af genbrugsmaterialet faktisk var blevet stillet til rådighed som råmateriale til fremstilling af et nyt salgsbart produkt, (4) at genbrugsmaterialet var egnet til at substituere andet råmateriale, og (5) at han havde udvist ”reasonable care” med hensyn til at sikre sig, at den ’recycler’, som materialet blev overdraget til, overholdt relevant miljølovgivning.¹⁰⁰¹⁰¹

2.3.6 Undtagelse fra ansvar for ”secured creditors”

CERCLA § 101(20)(1) undtager långivere med sikkerhed (secured creditors) fra ejer- og operatøransvar. Af bestemmelsen fremgår, at ”the term ‘owner or operator’... does not include a person, who, without participating in the management of a vessel or facility, holds indicia of ownership primarily to protect his security interest in the vessel or facility.”¹⁰² Også her er det den, som påberåber sig undtagelsen, der skal bevise, at han opfylder betingelserne i bestemmelsen.

I flere sager er det nøje blevet vurderet, om den person, som påberåber sig undtagelsen, kan antages at ”holds indicia of ownership primarily to protect his security interest”, og generelt har domstolene stillet strenge krav for, at dette kriterie er opfyldt. Et eksempel herpå er sagen *U.S. vs. 175 Inwood Associates LLP*,¹⁰³ hvor dommeren fandt, at kriteriet

⁹⁷ CERCLA § 127(b)

⁹⁸ *Gould Inc. vs. A&M Battery & Tyre Service*, 232 F.3d. 162 (3d Cir. 2000)

⁹⁹ § 127(e) fastlægger i øvrigt yderligere krav specielt vedrørende overdragelse af batterier til genbrug.

¹⁰⁰ Begrebet ”reasonable care” er yderligere defineret i § 127(c)(6), og indebærer bl.a. at man har henvendt sig til relevante myndigheder for information om hvorvidt den pågældende ”recycler” tidligere er blevet noteret for ikke at have overholdt lovgivningen. Perlman (2009) 446

¹⁰¹ Disse betingelse suppleres af § 127 (d), der udtrykkelig opstiller situationer, hvor undtagelsen ikke kan påberåbes.

¹⁰² Begrebet ”secured interest” er defineret i § 101(20)(G)(vi) som ”a right under a mortgage, deed of trust, assignment, judgment lien, pledge, security agreement, factoring agreement, or lease and any other right accruing to a person to secure the repayment of money, the performance of a duty, or any other obligation by a nonaffiliated person.”

¹⁰³ *United States vs. 175 Inwood Associate LLP*, 330 F. Supp. 2d 213, 234-35 (E.D.N.Y)

ikke var opfyldt, da den pågældende långiver, på opfordring fra virksomhedens øvrige panthavere, var blevet medejer for at beskytte den samlede kreds af panthavers interesser, og ikke kun hans egen økonomiske sikkerhed.

Endvidere må den, som påberåber sig undtagelsen, ikke have deltaget i 'the management' af anlægget. Opfyldelsen af dette kriterie har gennem tiden været genstand for forskellige fortolkninger. I sagen *U.S. vs. Fleet Factors Corporation*¹⁰⁴ anlagde domstolen en streng fortolkning, som indebar, at der allerede ved indblanding i anlægges finansielle dispositioner er sket deltagelse i anlæggets ledelse på en sådan måde, at 'secured creditor'-undtagelsen ikke kan påberåbes.¹⁰⁵ Omvendt nåede domstolen i sagen *In re Bergsoe Metal Corporation*¹⁰⁶, frem til, at CERCLA ansvaret for en långiver forudsætter, at denne tager del i den direkte almindelige ledelse af virksomheden.¹⁰⁷ I kølvandet på de to sager udstedte EPA i 1992 retningslinjer for fortolkning af undtagelsen, men disse blev to år senere ophævet ved en domstolsafgørelse,¹⁰⁸ da EPA manglende hjemmel til at udstede sådanne bindende retningslinjer.¹⁰⁹ Det førte til, at Kongressen i 1996 vedtog ændringer til CERCLA med "the Asset Conservation, Lender Liability, and Deposit Insurance Protection Act", og i § 101(20)(F) præciseres det nu hvornår kreditor anses for at deltage i ledelsen. Den detaljerede opremsning af tilfælde for hvornår en kreditor henholdsvis anses for og ikke anses for at deltage i virksomhedens ledelse indikerer, at den linje, som blev lagt i Bergsoe-sagen, i dag er gældende ret. Dvs. at CERCLA ansvar for långivere og panthavere forudsætter, at disse udøver faktisk ledelse i relation til virksomheden.¹¹⁰

2.3.7 Flere ansvarlige parter – spørgsmålet om solidarisk ansvar og regres

CERCLA angiver ikke nærmere hvorvidt ansvaret er solidarisk eller der hæftes pro rata, men retspraksis har ofte statueret et solidarisk ansvar, med mindre det er bevist, at skaden er delelig.¹¹¹ Hermed falder domstolene tilbage på et almindeligt 'common law' princip om solidarisk hæftelse ved såvel medvirkende som konkurrerende skadesårsag.¹¹² Det solidariske ansvar indebærer, at enhver af de ansvarlige parter kan afkræves det fulde beløb for omkostningerne ved oprydning, selv om der er andre ansvarlige parter, der ville kunne betale.¹¹³ Beviset for at skaden er delelig påhviler den enkelte PRP. Imidlertid har forureningsskader ofte en sådan karakter, at det i langt de fleste tilfælde er umuligt at afgøre hvilke andele af skaden, der stammer fra hvilke kilder, og i mange sager har domstolene statueret et solidarisk ansvar ud fra den betragtning, at hvor den enkelte PRP's andel i skaden ikke kan bestemmes, har det været Kongressens hensigt at pålægge et solidarisk ansvar.¹¹⁴

Solidarisk ansvar betyder, at den enkelte PRP dermed risikerer at skulle betale for (betydelig) mere end hans faktiske andel i skaden. Dette forhold blev overvejet af Kongressen i forbindelse med vedtagelsen af SARA i 1986. Kongressen opretholdt som ud-

¹⁰⁴ *United States vs. Fleet Factors Corporation*, 31 ERC 1465 (11th Cir. 1990)

¹⁰⁵ Om sagen se f.eks. Pagh (1994) 237-239

¹⁰⁶ *In re Bergsoe Metal Corporation*, 910 F. 2d 668 (9th Cir, 1990)

¹⁰⁷ Pagh (1994) 237

¹⁰⁸ *Kelley vs. EPA*, 15 F.3.d 1100 (D.C. Cir. 1994)

¹⁰⁹ Pagh (1994) 240

¹¹⁰ *Ibid.* 241

¹¹¹ Blandt de centrale sager om det solidariske ansvar kan særligt nævnes *United States vs. Chem-Dyne Corporation*, 572 F.Supp. (S.D. Ohio 1983)

¹¹² Pagh (1994) 250

¹¹³ Judy, Martha L.; Probst, Kathrine N. *Superfund at 30*, 195

¹¹⁴ I sagen *United States vs. Chem-Dyne Corporation* argumenterede domstolen for, at uklare ansvarsfordelingsspørgsmål bør løses i overensstemmelse med common laws' almindelige principper, samt at domstolene bør fastlægge en ensartet praksis med hensyn til at pålægge solidarisk ansvar. Se sagen 806-808

gangspunkt princippet om solidarisk ansvar med mindre delelighed bevises, således som det var blevet fastlagt i *United States vs. Chem-Dyne Corporation*, men tilføjede nye regler, der særligt skulle afhjælpe den tunge økonomiske byrde, som dette indebærer for PRP'er, der må antages kun at have bidraget til skaden i et ganske lille omfang set i forhold til andre ansvarlige parter, men hvor det ikke har været muligt at løfte beviset for skadens delelighed. Kongressen vedtog derfor § 122(g) om 'de minimis settlement', hvorefter EPA skal "as promptly as possible reach a final settlement with a potentially responsible party[...]" for en PRP, som EPA mener kun er ansvarlig for en lille del af skaden. Et af problemerne var især, at sagsomkostningerne i sager om CERCLA ansvar ofte oversteg de beløb, som 'de minimis' parter kunne forventes at skulle betale selv ved et forlig eller en dom, som må anses for ugunstig for en sådan PRP. Med reglen om et forlig relativt tidlig i processen vil disse PRP'er blive sparet for betydelige sagsomkostninger.¹¹⁵

Adgangen til regres blev ligeledes kodificeret med SARA, og fremgår nu af § 113.¹¹⁶ Forud for SARA ændringen var der ikke en klar ensrettet praksis vedrørende regres,¹¹⁷ men med indførelsen af § 113(f)(1) blev det fastlagt, at enhver PRP kan "seek contribution from any other person who is liable or potentially liable under section 107(a), during or following any civil action under section 106 or under section 107(a)..."

Den nye bestemmelse blev flittigt brugt som hjemmel for søgsmål anlagt af private parter både med henblik på at omfordele omkostninger, der var betalt til EPA, og til at fordele omkostninger fra frivillige oprydninger.¹¹⁸ Helt frem til 2004 blev det således umiddelbart antaget, at en PRP, som ikke først var blevet sagsøgt for oprydningsomkostninger efter § 107(a),¹¹⁹ med hjemmel i § 113(f)(1) kunne anlægge regressøgsmål mod andre PRP'er for omkostninger han frivilligt – evt. ved aftale med EPA – havde påtaget sig. I 2004 afgjorde Højesteret imidlertid i sagen *Cooper Industries, Inc. vs. Aviall Services, Inc.*,¹²⁰ at adgangen til at anlægge sag om regres efter denne bestemmelse forudsatte, at der var et underliggende søgsmål efter § 107(a) eller § 106 mod den PRP, der ønskede at rette et regreskrav. Højesteret lagde vægt på ordene "during og following..." i § 113(f)(1). Hermed blev den linje, der ellers havde været praksis i mange år, ændret.¹²¹

2.4 Forhold af betydning for ansvarets rækkevidde

Dette afsnit behandler afslutningsvis forhold, der har central betydning for CERCLA ansvarets rækkevidde. Afsnittet knytter en kort kommentar til ansvarsgrundlaget og bevisskravene til årsagssammenhængen. Endvidere redegøres der for spørgsmålet om

¹¹⁵ EPA Interim Guidance on Settlements with De Minimis Waste Contributors under Section 122(g) of SARA, s. 2-3. Findes på: <http://www2.epa.gov/enforcement/guidance-superfund-settlements-de-minimis-waste-contributors>

¹¹⁶ Hjemlen for regressøgsmålet er således § 113 og ikke § 107(a).

¹¹⁷ Pagh (1994) 251

¹¹⁸ Judy, Martha L.; Probst, Kathrine N. *Superfund at 30*, 233

¹¹⁹ Eller § 106

¹²⁰ *Cooper Industries, Inc. vs. Aviall Services, Inc.*, 543 U.S. 157 (2004)

¹²¹ Afgørelsen tog imidlertid ikke stilling til, om den pågældende PRP så i stedet som privat person kunne anlægge et søgsmål om omkostningsgodtgørelse mod andre PRP'er efter § 107(a). Dette blev klargjort et par år senere i sagen *United States vs. Atlantic Research Corporation*,... Her afgjorde domstolen, at som udgangspunkt er en PRP omfattet af ordene "any other person" i § 107(a)(4)(B), og er dermed principielt søgsmålsberettiget. Det er imidlertid væsentligt at holde de to typer af søgsmål adskilt; § 113(f)(1) giver adgang til regres som følge af et søgsmål efter § 107(a) eller § 106, mens § 107(a) er hjemmel for søgsmål for "cost-recovery" for omkostninger, som sagsøger har haft i forbindelse med en oprydning. Se Perlman (2009) 400

tilbagevirkende kraft, og endelig gives en kort sammenfatning af øvrige forhold,¹²² der kan medføre fritagelse fra ansvar.

2.4.1 Kort om ansvarsgrundlaget og beviskrav

Ansvarsgrundlaget fremgår ikke udtrykkeligt af CERCLA's regler,¹²³ men med *Shore Realty*-sagen som den centrale præcedensskabende sag, er det dog klart fastlagt i retspraksis, at ansvaret er objektivt.¹²⁴

Objektivt ansvar er karakteriseret ved, at det pålægges uden hensyntagen til, om der foreligger culpøs adfærd hos skadevolder. Derimod påhviler det almindeligvis skadelidte at bevise, at der dels er sket en skade, og dels at skaden er forårsaget af skadevolderens adfærd. Det objektive ansvar efter CERCLA adskiller sig imidlertid på centrale punkter fra et objektivt ansvar efter traditionelle erstatningsretlige principper med hensyn til skadelidtes bevis. En grundlæggende forskel ligger i, at for at opnå erstatning for *oprydningsomkostninger* skal der ikke bevises, at der er sket en skade (skade på naturressourcer) i traditionel forstand, ligesom der er en betydelig lempelse vedrørende bevis for årsagssammenhængen mellem skadevolders handling og den forurening, der er brugt penge på at rydde op efter.

Som CERCLA er formuleret, er udgangspunktet således, at det, som miljømyndigheden eller de berørte borgere skal bevise for at opnå erstatning for oprydningsomkostninger fra en PRP, er, *at* der er sket et udslip eller der er en trussel om udslip af farlige stoffer fra en "facility"¹²⁵, og *at* dette har medført rimelige og effektive oprydningsomkostninger, hvormed normalt menes, at omkostningerne skal være "consistent with the national contingency plan (NCP)", som er de føderale myndigheders strategiplan til at sikre, at oprydningsprocessen er så fokuseret og omkostningskontrolleret så muligt. Derudover skal det tillige bevises, at sagsøgte omfattes af kategorierne for PRP'erne. Herefter er det den enkelte PRP, som må løfte et modbevis, f.eks. en tung bevisbyrde for, at der ikke er årsagssammenhæng eller, at han opfylder betingelserne for at kunne påberåbe sig en af de forskellige undtagelsesbestemmelser.

Anderledes forholder det sig imidlertid vedrørende erstatning for ødelagte naturressourcer. Det fremgår som nævnt af CERCLA § 107(f), at søgsmål vedrørende erstatning for naturværdier kun kan anlægges af EPA, staterne og indianerreservater. Flere afgørelser¹²⁶ viser, at for disse søgsmål, er beviskravene for sagsøger betydelig strengere. Sammenfattende stilles der især et strengere krav til sagsøgers bevis for årsagssammenhængen mellem det konkrete udslip af farlige stoffer og skaden på naturressourcen. Et sådant strengere beviskrav i skal bl.a. ses i lyset af, at skade på en naturressource kan have flere forskellige (kumulative) årsager og ofte er et resultat af længere tids påvirkning fra flere forskellige kilder.¹²⁷

¹²² Dvs. andre forhold end de allerede nævnte tilfælde af undtagelser fra ansvar.

¹²³ F.eks. henvises der i § 101(32) alene til, at ansvaret skal være i overensstemmelse med det ansvar, der fastlægges efter § 311 i Clean Water Act, som dog heller ikke klart angiver et ansvarsgrundlag.

¹²⁴ Jf. redegørelsen under 3.3.1.

¹²⁵ Bevisbyrden for at udslippet rent faktisk stammer fra denne "facility" eller "generator", er beskeden. Det er tilstrækkeligt at bevise, at den type stoffer, der har forårsaget forureningen, også befandt sig på den pågældende facility eller svarer til de stoffer, som stammer fra den pågældende "generator". Pagh (1994) 264

¹²⁶ *Ohio vs. Interior Department*-sagen, og *United States vs. Montrose Chemical Corporation*, 33 ERC 1207 (CD Californien 1991).

¹²⁷ Pagh (1994) 265

2.4.2 Tilbagevirkende kraft

Selv om CERCLA ikke udtrykkeligt i lovtæksten tillægges tilbagevirkende kraft, er der i domstolspraksis enighed om, at CERCLA ansvaret også gælder for forhold fra før lovens vedtagelse i 1980. Denne fortolkning er bl.a. baseret på, at et af formålene med CERCLA er, at allokere det økonomiske ansvar til de personer, som har forårsaget forureningen.¹²⁸ Endvidere er der lagt vægt på, at § 107(a) og (b) pålægger ansvar for tidligere ejere og operatører, samt at § 103(c) pålagde ejere og operatører af anlæg, hvor farlige stoffer er blevet behandlet, opbevaret eller bortskaffet, pligt til at give myndighederne meddelelse herom inden 180 dage efter CERCLA's vedtagelse. Manglende opfyldelse af denne meddelelsespligt ville medføre, at den pågældende mister adgangen til at påberåbes sig de ansvarsfrihedsgrunde, som han ellers måtte være berettiget til. Herudover er der også enighed i retspraksis om, at tilbagevirkende kraft ikke er forfatningsstridig. I sagen *United States vs. Monsanto Co.*¹²⁹ slog retten bl.a. fast, at CERCLA ansvaret ikke er udtryk for straf i strafferetlig henseende, men derimod en fordeling af omkostninger for oprydning mellem de parter, der har været involveret i udledningen af de farlige stoffer og affald.¹³⁰¹³¹

2.4.3 Øvrige undtagelser fra ansvar

Foruden de undtagelser fra ansvar, som nævnes i de foregående afsnit, angives der i § 107(b) fire specifikke undtagelser fra CERCLA ansvaret. Disse omfatter (1) "act of God", (2) "act of war", (3) skade forårsaget af tredjemand, og (4) en kombination af de første tre.

Såvel undtagelsen "act of God" og "act of war" må anses for at have et snævert anvendelsesområde. "Act of God" undtagelsen er f.eks. blevet afvist i tilfælde, hvor et uvejr var ventet (foreseeable), og udledningen af farlige stoffer – eller risikoen herfor - kunne være undgået ved udvisning af fornøden agtpågivenhed. "Act of war" undtagelsen er ligeledes indskrænket til alene at kunne gøres gældende i tilfælde af direkte angreb.¹³² Det antages, at der er en streng bevisbyrde for påberåbelse af disse undtagelser, da det skal bevises, at naturkatastrofe eller krig er den eneste årsag til udslippet af de farlige stoffer, og at alle forholdsregler, der er relevante set ud fra de kendte risici, var taget.¹³³

Undtagelsen for skader forårsaget af tredjemand forudsætter, at udslip eller risiko herfor alene er forårsaget af en tredjemand, som ikke er ansat hos, agent for eller i øvrigt er i et kontraktforhold til den pågældende PRP. Dertil kommer, at PRP'en også i dette tilfælde skal bevise, at han havde udvist fornøden agtpågivenhed både med hensyn til de farlige stoffer og med hensyn til enhver påregnelig handling fra en tredjemand og samt konsekvenserne af en sådan handling fra tredjemanden.¹³⁴

Endelig undtages udledninger af farlige stoffer, der er godkendt efter anden føderal lovgivning fra ansvar i CERCLA § 107(j).¹³⁵ Det forudsætter, at den, der påberåber sig

¹²⁸ Se f.eks. *United States vs. Olin Corporation*, 107 F.3d 1506 (11th Cir. 1997)

¹²⁹ *United States vs. Monsanto Co.*, 858 F.2d 160 (4th Cir. 1988)

¹³⁰ Pagh (1994) 274

¹³¹ Dog bør det nævnes, at de senere vedtagne regler i "the Brownfield Amendments" vedrørende kriterier for vurderingen af en "innocent landowners" viden og forudgående undersøgelser i forbindelse med erhvervelse af forurenede ejendomme ikke var tiltænkt tilbagevirkende kraft. I CERCLA § 101(35)(B)(iv)(I) og (II) fastlægges efter hvilke kriterier, domstolen skal vurdere sådanne undersøgelser for køb foretaget henholdsvis før og efter den 31. maj 1997.

¹³² Perlman (2009) 433

¹³³ Pagh (1994) 273

¹³⁴ Perlman (2009) 433

¹³⁵ Termen "federally permitted release" er defineret i § 101(10)

udtagelsen, kan bevise, at udledningen faktisk er sket i overensstemmelse med godkendelsen.

3. EU ret

3.1 Introduktion til miljøansvarsdirektivet

Forud for vedtagelsen af EU's miljøansvarsdirektiv i 2004 var der gået mange års forbedrelse og tilløb til udformning af fællesskabsregler for ansvar for miljøskader. I Kommissionens grønbog fra 1993¹³⁶ var der lagt op til et egentligt civilretligt ansvarsregime. Senere i hvidbogen fra 2000¹³⁷ havde Kommissionen skiftet holdning, og lagde nu i stedet op til en ordning for beskyttelse mod skader på miljøet, som i højere grad havde et offentligretligt udgangspunkt, dog således at også traditionelle person- og tingsskader skulle være omfattet.¹³⁸ Den ordning, som endelig er blevet vedtaget i direktivet, er først og fremmest et offentligretligt regime om afværge og afhjælpning af miljøskader, hvor myndighederne i overensstemmelse med forureneren betaler princippet skal sikre, at de økonomiske omkostninger herfor pålægges operatøren.¹³⁹ Traditionelle privatretlige erstatningsspørgsmål holdes uden for ordningen, og kompetencen til at regulere disse forhold ligger fortsat hos de enkelte medlemsstater.

Netop spørgsmålet om hvorvidt regelsættet skulle baseres på et offentligretligt grundlag eller på et privatretligt erstatningsansvar var et centralt emne i diskussionerne forud for direktivets vedtagelse. Resultatet er blevet et hybridt system, der overvejende bygger på et offentligretligt tankesæt, men som på centrale områder inddrager erstatningsretlig terminologi, herunder culpavurderinger.¹⁴⁰

Direktivets ansvarsordning skal baseres på EU's miljøprincipper,¹⁴¹ der foruden forureneren betaler-princippet også omfatter forebyggelsesprincippet, kildeprincippet, forsigtighedsprincippet og princippet om et højt beskyttelsesniveau. Endvidere skal direktivet medvirke til effektiv gennemførelse af EU's øvrige miljøregler¹⁴² og bidrage til bedre integration af EU's miljøbeskyttelseskrav på tværs af sektorer.¹⁴³ Endelig er det en del af direktivets målsætning, at fastlægge et 'level of playing field' og dermed sikre et effektivt og velfungerende indre marked.¹⁴⁴

Kernen i direktivet er, at ansvaret for omkostningerne til at forebygge og genoprette miljøskader skal bæres af den ansvarlige operatør. Endvidere pålægges operatøren en direkte handlepligt¹⁴⁵ til at forebygge miljøskader, underrette myndighederne og træffe afhjælpende foranstaltninger i tilfælde af at skaden er sket. Den kompetente myndighed har omvendt pligt til at træffe beslutning om hvilke nærmere foranstaltninger, der skal foretages, og til at kræve, at den ansvarlige operatør gennemfører disse foranstaltninger. Private parter, dvs. miljøorganisationer og berørte borgere, tillægges ikke kompetence

¹³⁶ COM(1993) 47 final

¹³⁷ COM (2000) 66 final.

¹³⁸ Hvidbogen 15

¹³⁹ Bergkamp & Goldsmidt (2013) 9. Ifølge direktivets artikel 3 er direktivets formål at "opstille rammebestemmelser om miljøansvar, der bygger på princippet om at forureneren betaler, med henblik på at forebygge og afhjælpe miljøskader."

¹⁴⁰ Basse (2012) 65

¹⁴¹ Nu artikel 191, stk. 1-2 TEUF (tidligere artikel 174, stk. 2)

¹⁴² Basse (2012) 66

¹⁴³ I Kommissionens hvidbog argumenteres der for, at fælles regler for miljøansvar, som omfatter alle EU regulerede aktiviteter, der indebærer risiko for miljøet, vil føre til, at miljøomkostningerne internaliseres, og at miljøhensyn derigennem integreres i de berørte sektorer. Hvidbogen 12-13

¹⁴⁴ Blandt motiverne for Kommissionens grønbog var, at forskellige miljøansvarsordninger i medlemsstaterne kunne medføre konkurrencemæssige uligheder og dermed skabe problemer for at det indre marked fungerer optimalt. Cassotta (2012) 83.

¹⁴⁵ Dvs. pligten forudsætter ikke først myndighedspåbud.

til at rette et direkte krav mod den ansvarlige operatør, men kan i stedet anmode om, at myndigheden opfylder sin handlepligt.¹⁴⁶ Såfremt myndigheden modtager en sådan anmodning, har denne pligt til at reagere, og i tilfælde af at dette ikke sker, har den private part mulighed for at indlede sag ved domstolene.

Miljøansvarsdirektivet er udtryk for minimumsharmonisering. Det er vedtaget med hjemmel i EF-traktatens artikel 175, nu Traktaten om Den Europæiske Union Funktion (TEUF) artikel 192 om procedure for vedtagelse af retsakter m.v. på miljøområdet. Dette indebærer, at direktivet ikke er til hinder for, at EU's medlemslande hver især kan indføre strengere bestemmelser.¹⁴⁷ Rammerne for adgangen til at vedtage strengere regler præciseres dog i TEUF artikel 193, der forudsætter, at eventuelle strengere nationale regler skal opfylde de formål og principper, som ligger til grund for direktivet. Strengere nationale regler skal endvidere respektere direktivets begreber og harmoniseringsforudsætninger, og de skal være i overensstemmelse med Lissabontraktatens generelle krav om f.eks. forbud mod statsstøtte.¹⁴⁸ Hertil kommer, at direktivet er sekundært, hvormed menes, at hvis der på et område er vedtaget EU-regler med et strengere ansvar end hvad miljøansvarsdirektivet medfører, er det de strengere regler, som er gældende.¹⁴⁹

3.2 Anvendelsesområde – hvornår er en skade omfattet af miljøansvarsdirektivet?

At miljøansvarsdirektivet søger at opfylde forskellige formål, herunder gennemførelse af forurenere betaler princippet, implementering af eksisterende EU miljølovgivning og bidrage til et effektivt indre marked, afspejles i den række af kriterier, som afgrænser direktivets anvendelsesområde.

Udgangspunktet for afgrænsningen er artikel 3, stk. 1, hvoraf det fremgår, at direktivet finder anvendelse på:

a) miljøskader, der forvoldes ved udøvelsen af enhver af de erhvervsmæssige aktiviteter, der er opført i bilag III, samt på overhængende fare for sådanne skader som følge af de nævnte aktiviteter.

b) skader på beskyttede arter og naturtyper, der forvoldes ved udøvelsen af enhver anden erhvervsmæssig aktivitet end dem, der er anført i bilag III, samt på overhængende fare for sådanne skader som følge af de nævnte aktiviteter, når operatøren har handlet forsætligt eller uagtsomt.

Bestemmelsen foreskriver særligt to grundlæggende kriterier for afgrænsning af direktivets anvendelsesområde; dels defineres nærmere de typer af skader, som ansvaret rettes imod, og dels afgrænses de aktiviteter, der skal have forvoldt skaden.

3.2.1 Afgrænsning af de omfattede skadestyper

Artikel 2 stk. 1 bestemmer, at der foreligger en 'miljøskade', hvis der er sket en skade på (a) beskyttede arter og habitater, (b) vandmiljøet eller (c) jord.

Begrebet 'skade' forudsætter, at der kan påvises "en negativ målelig ændring i en naturressource¹⁵⁰ eller målelig forringelse af en naturressources udnyttelsesmuligheder, som er indtrådt direkte eller indirekte."¹⁵¹ Ved 'en naturressources udnyttelsesmuligheder'

¹⁴⁶ Direktivet giver medlemsstaterne mulighed for at begrænse reglerne således, at privates adgang til at rette anmodning til myndigheden alene gælder i situationer, hvor der er sket miljøskade, jf. artikel 12, stk. 5.

¹⁴⁷ Tilsvarende fremgår det udtrykkeligt af miljøansvarsdirektivets artikel 16, at direktivet ikke er til hinder for, at medlemsstaterne opretholder eller vedtager strengere bestemmelser om forebyggelse og afhjælpning af miljøskader.

¹⁴⁸ Basse (2012) 67

¹⁴⁹ MAD artikel 3, stk. 2

¹⁵⁰ 'Naturressourcer' omfatter beskyttede arter og naturtyper, vand og jord, jf. direktivets artikel 2, stk. 12.

¹⁵¹ MAD artikel 2, stk. 2

forstås en naturressources funktioner til gavn for en anden naturressource, f.eks. dyrs mulighed for at udnytte et habitatområde som føde- og ynglegrundlag, eller for offentligheden.¹⁵²

Skade på *beskyttede arter og habitater* defineres som en ”skade, der medfører en betydelig negativ påvirkning af indsatsen for at opnå eller opretholde en gunstig bevaringsstatus for de omfattede arter og naturtyper”. Den nærmere afgrænsning af, hvornår der foreligger sådanne skader, sker i et komplekst sammenspil mellem:

- a) Henvisning til habitat- og fuglebeskyttelsesdirektiverne¹⁵³ i miljøansvarsdirektivets artikel 2 stk. 1, litra a og artikel 2 stk. 3 (litra a-c)
- b) Artikel 2 stk. 4 (litra a og b) om definitionen på ”gunstig bevaringsstatus”,
- c) Artikel 2 stk. 14 som definerer ”den hidtidig tilstand”, samt
- d) Kriterierne for vurdering af påvirkningens omfang i direktivets bilag I.

De arter og naturtyper, som omfattes af miljøansvarsdirektivet, fastlægges først og fremmest i overensstemmelse med beskyttelsen efter habitatdirektivet og fuglebeskyttelsesdirektivet. Disse direktiver har til formål, at sikre bevarelsen af den biologiske diversitet i EU gennem oprettelsen af et sammenhængende økologisk net bestående af en række fuglebeskyttelsesområder og habitatområder udpeget af medlemsstaterne. Det sker som en del af det fælles europæiske Natura 2000 samarbejde, hvor hensigten er, at genoprette og/eller fastholde en gunstig bevaringsstatus for de arter og naturtyper, som har dannet grundlag for udpegningen.¹⁵⁴ Beskyttelsen efter fuglebeskyttelsesdirektivet bestemmes efter dette direktivs artikel 4, stk. 2 og bilag I, der indeholder en liste over de fuglearter, der kræver særlige beskyttelsesforanstaltninger med hensyn til deres levesteder. Beskyttelsen efter habitatdirektivet omfatter (1) områder udpeget efter kriterierne i dette direktivs bilag I, (2) levesteder for visse arter opregnet i bilag II og (3) dyre- og plantearter i bilag IV. Miljøansvarsdirektivets værn rækker dog videre end disse to direktiver, idet medlemsstaterne har mulighed for at udvide anvendelsesområdet til også at omfatte enhver naturtype eller art, der ikke er opført i habitat- og fuglebeskyttelsesdirektivernes bilag, men som medlemsstaten udpeger til tilsvarende formål som dem, der er fastlagt i fugle- og habitatdirektiverne.¹⁵⁵

Miljøansvarsdirektivet definerer *vandmiljøskader* som ”en skade, der medfører en betydelig negativ påvirkning af de pågældende vandressourcers økologiske, kemiske eller kvantitative tilstand eller økonomiske potentiale som defineret i vandrammedirektivet.”¹⁵⁶ Skader på vandmiljøet skal således afgrænses i overensstemmelse med EU’s vandrammedirektiv,¹⁵⁷ som er det centrale regelsæt til beskyttelsen af EU’s vandmiljø.¹⁵⁸ I dette direktiv angives en række miljømål, der fastlægger de overordnede målsætninger for de enkelte vandområders eller vandressourcers kvalitet. Endvidere fastlægger direktivet mere specifikke krav til vandkvaliteten vedrørende stoffer eller andre parametre. Sådanne vandkvalitetskrav er udformet som emissions- eller udledningsnor-

¹⁵² MAD artikel 2, stk. 13

¹⁵³ Rådets direktiv 79/409/EØF af 2. april 1979 om beskyttelse af vilde fugle med senere ændringer, og Rådets direktiv 92/43/EF af 21. maj 1992 om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter med senere ændringer.

¹⁵⁴ Revsbech & Puggard (2008) 314. Prioriteringen af beskyttelsen af netop de naturressourcer, der har betydning for bevaringen af den biologiske mangfoldighed i EU fremhæves også i Kommissionens hvidbog. Se hvidbogen 2 og 16

¹⁵⁵ MAD artikel 2, stk. 3, litra c. Mindst 10 medlemsstater har valgt at anvende denne mulighed, og har dermed udvidet miljøansvarsdirektivets beskyttelse på deres områder, jf. Bergkamp & Goldsmidt (2013) 33

¹⁵⁶ MAD artikel 2, stk. 1, litra b

¹⁵⁷ Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger med senere ændringer

¹⁵⁸ Som omfatter vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand.

mer for forskellige forurenede stoffer. Det centrale kriterie for afgrænsning af skade på vandmiljøet bliver således, om der sker en fravigelse af de kvalitetskrav, som følger af vandrammedirektivet.¹⁵⁹ De kvalitetsmål og indsatsplaner, der skal fastlægges for de enkelte vandområder bliver dermed direkte bindende kriterier for miljøansvarsdirektivets skadesbegreb.¹⁶⁰

Jordskader defineres i miljøansvarsdirektivet som ”jordforurening, der medfører en betydelig risiko for, at menneskers sundhed påvirkes negativt som følge af en direkte eller indirekte tilførsel af stoffer, præparater, organismer eller mikroorganismer til jord eller undergrund”.¹⁶¹ Definitionen på jordskader skiller sig ud ved dels ikke at henvise til andre EU regler, da sådanne endnu ikke eksisterer,¹⁶² og dels ved i særlig grad at have et antropologisk perspektiv, idet skadesbegrebet primært defineres ud fra risikoen for påvirkning af menneskers sundhed frem for påvirkningen af det omgivende miljø.¹⁶³ Dertil kommer, at forureningen specifikt skal være sket som følge af en potentiel farlig aktivitet i form af tilførsel – direkte eller indirekte - af forurenende elementer i jord eller undergrund.¹⁶⁴

I EU retten anerkendes, at beskyttelsen af menneskers sundhed har nær sammenhæng med beskyttelsen af miljøet, og ifølge artikel 191 TEUF skal EU’s miljøpolitik bl.a. bidrage til forfølgelse af formålet om beskyttelse af menneskers sundhed. At bestemmelsen af, hvorvidt en jordforureningskade er omfattet af miljøansvarsdirektivet, primært skal fastlægges ud fra risikoen for menneskers sundhed, kan muligvis forklares med det forhold, at forud for miljøansvarsdirektivets vedtagelse, havde de fleste medlemsstater allerede ordninger for rensning af forurenede arealer, og at der har været et ønske om, at nye EU regler om jordforurening skulle bygge videre på sådanne eksisterende ordninger, hvor de kvalitative kriterier for oprensningsstandarder og -mål tager udgangspunkt i om forureningen udgør en risiko for de mennesker som bor og opholder sig på arealerne.¹⁶⁵ Dertil kommer, at hvis en jordforurening tillige har medført skade på biodiversiteten eller vandmiljøet, er forholdet allerede omfattet af de ovenfor nævnte typer af miljøskader.

Fælles for skadestyperne er et krav om, at skaden skal være *betydelig*. Det centrale kvalitative kriterium er her, om forureningen indebærer en *alvorlig* trussel for mennesker og miljø.¹⁶⁶ Denne tærskel er i øvrigt den samme uanset om skaden er forårsaget af en aktivitet listet i bilag III eller af en ’ikke-listet’ aktivitet.¹⁶⁷

For skade på beskyttede arter og naturtyper forudsætter miljøansvarsdirektivet således, at der skal være tale om en betydelig negativ påvirkning af *indsatsen for at opnå eller opretholde en gunstig bevaringsstatus*.¹⁶⁸ Kriterierne for denne vurdering er fastlagt i direktivets bilag I, hvoraf det fremgår, at omfanget af skaden, dvs. bestemmelsen af, om der er sket betydelige negative ændringer, skal vurderes i forhold til *bevaringsstatus på tidspunktet, hvor skaden indtræffer*. I denne vurdering inddrages forhold som (1) doku-

¹⁵⁹ Med tilhørende datterdirektiver.

¹⁶⁰ Pagh, Peter; *EU-direktiv om miljøansvar*, 13

¹⁶¹ Miljøansvarsdirektivet artikel 2, stk. 1, litra c

¹⁶² Der kan dog argumenteres for en vis sammenhæng med EU Kommissionens forslag til et jordforureningsdirektiv (Proposal from the EU Commission of 22. September 2006 on the framework conditions for the protection of soil and amendments of directive 2004/35 EC, (COM (2006) 232 final). Dette er dog endnu ikke vedtaget, jf. Basse (2012) 69

¹⁶³ Jans & Vedder (2008) 341

¹⁶⁴ Bergkamp & Goldsmidt (2013) 35

¹⁶⁵ Hvidbogen 20-21

¹⁶⁶ *Ibid.* 20

¹⁶⁷ Bergkamp & Goldsmidt (2013) 33

¹⁶⁸ Pagh, Peter; *EU-direktiv om miljøansvar*, 13

menteret påvirkning af menneskers sundhed, (2) det beskadigede areals eller individers rolle i forhold til artens bevaring, samt (3) artens eller naturtypens evne til regeneration. Skade på enkelte beskyttede individer eller habitater er derfor ikke nødvendigvis i sig selv tilstrækkelig til, at der foreligger en miljøskade i miljøansvarsdirektivets forstand. Ved skade på vandmiljøet skal der ligeledes foretages en vurdering af forskellen på tilstanden af vandmiljøet før og efter skaden for at fastlægge, om denne er betydelig. At det er tilstanden for vandmiljøet for tidspunktet for skaden, der er afgørende, er vigtigt at holde sig for øje i de tilfælde, hvor det beskadigede vandmiljøet var inde i en udviklingsproces. Dvs. hvis vandmiljøet er i en positiv udviklingsproces, der forhindres eller forsinkes af skaden, er det fortsat den aktuelle tilstand på skadestidspunktet, der er afgørende. På samme måde ved en negativ udvikling, bør den forringelse, som alligevel var sket, ikke indgå i vurderingen af om skaden er betydelig. Ved fastlæggelse af den hidtidige tilstand må der nødvendigvis tages forhold som årstidsvarianter og klimabetingede variationer i betragtning. Disse forhold komplicerer vurderingen og stiller store krav til det datagrundlag, der lægges til grund herfor.¹⁶⁹

Om en jordskade er betydelig skal vurderes ud fra, om den udgør en betydelig risiko for menneskers sundhed. Det må her forudsættes, at vurderingen anlægges i forhold til en lovlig anvendelse af arealet på tidspunktet for skadens indtræden. Der eksisterer imidlertid ikke på nuværende tidspunkt EU lovgivning, som på tilstrækkelig vis giver vejledning i hvordan direktivets kriterie om 'betydelig skade' nærmere skal fortolkes i forhold til jordforurening.¹⁷⁰ En vis vejledning kan dog eventuelt hentes i miljøansvarsdirektivets bilag II, stk. 2, hvorefter "risici skal vurderes ved risikovurderinger under hensyntagen til jordens karakteristika og funktion samt de skadelige stoffers, præparaters, organismers eller mikroorganismers type og koncentration, den risiko, de indebærer eller andre relevante bestemmelser, der er gældende på tidspunktet for skadens indtræden." Relevant i den forbindelse kunne være inddragelse af grænseværdier for forskellige stoffer, herunder grænseværdier fastsat efter anden lovgivning. Problemet med at basere risikovurderingen på grænseværdier er imidlertid, at hvor disse varierer i de forskellige medlemsstater, ville det kunne resultere i en uensartet praksis for afgørelsen af, hvornår en jordskade er omfattet af miljøansvarsdirektivet.

3.2.2 Afgrænsning af "erhvervsmæssige aktiviteter" og differencering af ansvarsgrundlaget.

Ansvar efter miljøansvarsdirektivet forudsætter, at skaden forvoldes af en "erhvervsmæssig aktivitet". Udgangspunktet for definitionen er artikel 2, stk. 7, hvorefter begrebet omfatter:

"enhver aktivitet, der udføres i forbindelse med en økonomisk aktivitet, en forretning eller en virksomhed, uanset om denne er privat eller offentlig – og uafhængig af, om den udføres med eller uden økonomisk gevinst for øje".

Begrebet er bredt formuleret og omfatter som udgangspunkt enhver aktivitet af 'erhvervsmæssig' art, inklusiv aktiviteter udført af offentlige myndigheder og NGO'er.¹⁷¹ En nærmere præcisering sker herefter ved henvisning til direktivets bilag III¹⁷², som indeholder en oversigt over en række aktiviteter, der anses for særligt at indebære en miljø- eller sundhedsrisiko. Imidlertid har lovgiver fundet det relevant, at der for skade

¹⁶⁹ Se:

<http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2008/978-87-7052-794-1/html/kap09.htm> – særligt under pkt. 9.3

¹⁷⁰ Bergkamp & Goldsmidt (2013) 36

¹⁷¹ Bergkamp & Goldsmidt (2013) 55

¹⁷² MAD artikel 3, stk. 1, litra a

på biodiversiteten også skal gælde et ansvar for andre aktiviteter end dem, direktivet konkret har identificeret som potentielt risikobetonede. Dette baseres på betragtninger om, at habitat- og fuglebeskyttelsesdirektivernes formål er, at sikre en beskyttelse af de omfattede arter og naturtyper uagtet hvilken type af aktiviteter, der udgør en risiko for denne beskyttelse.¹⁷³ Disse overvejelser har resulteret i, at miljøansvarsdirektivet etablerer to ansvarsregimer – ét hvor ansvarsgrundlaget er objektivi, og ét hvor ansvaret er baseret på culpabetragtninger;

Det første regime fastlægger et *objektivt ansvar* for miljøskader på beskyttede arter og naturtyper, vandmiljø samt jord, som forvoldes ved udførelsen af erhvervsmæssige aktiviteter oplyst i direktivets bilag III. Fælles for disse aktiviteter er, som nævnt, at de anses for at være forbundet med en iboende risiko for menneskers sundhed eller miljøet, og at der er vedtaget fælles EU regulering af aktiviteterne.¹⁷⁴ Det objektive ansvar indebærer, at ansvar for miljøskade indtræder uanset at regler og sikkerhedsforskrifter for aktiviteten er overholdt.¹⁷⁵

Direktivets andet ansvarsregime retter sig mod andre erhvervsmæssige aktiviteter end dem, der er omfattet af bilag III, hvis der er tale om skader på beskyttede arter og naturtyper, og hvis den ansvarlige person har handlet *forsætligt eller uagtsomt*.¹⁷⁶ Da disse ressourcer er sårbare og derfor nemt kan skades af aktiviteter, også selv om disse ikke i sig selv er farlige, omfatter erstatningsreglerne for sådanne skader derfor også ikke-farlige aktiviteter, der forvolder betydelig skade i beskyttede Natura 2000-områder.¹⁷⁷ Til gengæld pålægges der altså for denne kategori af aktiviteter, som udføres i overensstemmelse fugle- og habitatbeskyttelsesdirektiverne, ikke objektivi ansvar for skade, men alene et culpaansvar.

3.2.3 Skade og overhængende fare for skade

Forebyggelse af at miljøskader overhovedet opstår er et af formålene med miljøansvarsdirektivet. Forebyggelsesperspektivet begrunder, at en pligt til at handle indtræder allerede inden en skade faktisk er opstået.¹⁷⁸ Direktivet supplerer derfor den generelle forebyggende effekt, der opnås i kraft af et erstatningsansvar for omkostningerne til genopretning af miljøskader, med en handlepligt til forebyggende foranstaltninger, som aktualiseres på det tidspunkt, hvor der foreligger en *overhængende fare for miljøskade*.¹⁷⁹¹⁸⁰

Termen 'overhængende' forudsætter en vis kvalificering af faren. I direktivets artikel 2, stk. 9 defineres begrebet som, at der skal foreligge "tilstrækkelig sandsynlighed for, at en miljøskade vil indtræde i nær fremtid". Den danske miljøstyrelse fortolker begrebet sådan, at der skal være opstået en (1) konkret situation, hvor der (2) er tilstrækkelig sandsynlighed for at en miljøskade vil indtræde (3) i nær fremtid;

¹⁷³ Se f.eks. argumentationen i Hvidbogen 16

¹⁷⁴ De opregnede aktiviteter omfatter bl.a. driften af større industri- og landbrugsvirksomheder som kræver miljøgodkendelse, aktiviteter vedrørende affaldshåndtering og -management, aktiviteter der medfører udledninger af forurenende stoffer til vandmiljøet og luften, aktiviteter der indebærer håndtering af farlige kemikalier samt visse aktiviteter, der involverer genmodificerede organismer (GMO).

¹⁷⁵ Basse (2012) 69

¹⁷⁶ MAD artikel 3, stk. 1, litra b

¹⁷⁷ Hvidbogen 16

¹⁷⁸ MAD artikel 5

¹⁷⁹ Pligten til at iværksætte afværgehandlinger i artikel 5, stk. 1 har karakter af en direkte forpligtelse til at handle uden at der først skal gives et påbud, jf. Basse (2012) 72. Se i øvrigt under afsnit 4.3.3.

¹⁸⁰ Direktivets skelnen mellem henholdsvis objektivi og culpa ansvar retter sig mod det finansielle ansvar, dvs. ansvar for at bære omkostningerne til forebyggelse og afhjælpning. Denne skelnen er derimod ikke aktuel i forhold til selve *handlepligten* til at træffe forebyggende foranstaltninger. Det betyder, at operatørens handlepligt indtræder uanset, om denne kan bebrejdes, at den overhængende fare for miljøskade er opstået. Bergkamp & Goldsmidt (2013) 52

Ved en *konkret situation*, skal der foreligge konkrete begivenheder, handlinger eller undladelser, der har ledt til en aktuell faresituation. Således foreligger der ikke overhængende fare alene fordi den almindelige drift af en virksomhed, hvor der potentielt kan ske uheld og driftstop, generelt rummer risiko for miljøskade. Kravet om *tilstrækkelig sandsynlighed for at en miljøskade vil indtræde* indebærer, at der skal foreligge mere en blot en mulighed for at noget, herunder en miljøskade, vil indtræde. I det enkelte tilfælde vil det være en konkret vurdering om sandsynligheden er tilstrækkelig, men det må formodes, at faresituationen skal kunne konkretiseres, således at faren retter sig mod bestemte naturressourcer, der i givet fald vil blive ramt på en bestemt måde. Det må altså med stor sandsynlighed kunne konkluderes, hvad der kan ske, hvis der ikke gribes ind. Endelig antyder betingelsen om, at skaden vil indtræde i *nær fremtid*, at faren skal have en akut karakter, hvormed forstås, at miljøskaden skal være umiddelbart forestående.¹⁸¹

3.2.4 Privatejede naturressourcer

Privatejede naturressourcer omfattes også af direktivets beskyttelse. Dermed inddrages de offentlige myndighederne i forvaltningen af private naturressourcer med hensyn til forebyggelse og afhjælpning af miljøskader. Dette forekommer umiddelbart selvfølgelig, da offentligheden meget vel kan have interesse i, at private naturressourcer beskyttes på lige fod med det offentlige miljø.¹⁸²

Anvendelse af direktivet på privates ejendom kan dog komplicere ordningen i en række henseender, da der kan være modstridende interesser involveret i forhold til hvilke foranstaltninger, der skal bringes i anvendelse til forebyggelse eller afhjælpning. Direktivets artikel 7 adresserer dog sådanne mulige konflikter ved i første omgang at overlade det til operatøren, at fastlægge potentielle afhjælpende foranstaltninger.¹⁸³ I tilfælde, hvor operatøren er forskellig fra ejeren, kan der også mellem disse to være modstridende interesser med hensyn til foranstaltningerne, hvorfor de personer, på hvis ejendom de afhjælpende foranstaltninger skal gennemføres, skal opfordres til at fremsætte bemærkninger, som myndigheden skal tage i betragtning.¹⁸⁴ Den kompetente myndighed har dog det sidste ord med hensyn til valget af foranstaltningerne.¹⁸⁵¹⁸⁶

3.2.5 Person-, tings- og formueskader falder uden for direktivets anvendelsesområde

Miljøansvarsdirektivet omfatter ikke traditionelle skadestyper som person-, tings- og formueskader. Oprindeligt havde Kommissionen i sin hvidbog lagt op til, at en ordning også skulle omfatte disse skader ud fra den betragtning, at traditionelle skader og miljøskader ofte er forårsaget af samme begivenhed, og hvis de fælles regler alene dækker miljøskader, mens spørgsmålet om traditionelle skader overlades til medlemsstaterne, ville det kunne give urimelige resultater, f.eks. fordi der blev givet ringere erstatning for en traditionel skade end for en miljøskade.¹⁸⁷ Oplægget om at en fælles ordning også skulle omfatte traditionelle skader mødte dog betydelig modstand, og ideen var opgivet i Kommissionens lovforslag. Miljøansvarsdirektivet berører således ikke medlemssta-

¹⁸¹ Se

<http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2008/978-87-7052-794-1/html/kap11.htm> under pkt. 11.1 (især 11.1.1)

¹⁸² Bergkamp & Goldsmidt (2013) 68

¹⁸³ MAD artikel 7, stk. 1

¹⁸⁴ MAD artikel 7, stk. 4

¹⁸⁵ MAD artikel 5, stk. 3, litra b og c, artikel 6, stk. 2, litra c og d, samt artikel 7, stk. 2

¹⁸⁶ Bergkamp & Goldsmidt (2013) 69

¹⁸⁷ Hvidbogen 15

ternes selvstændige kompetencer i forhold til erstatningsansvar for person-, tings- og formueskader.¹⁸⁸

3.2.6 Undtagelserne i artikel 4

Force majeure. Ifølge artikel 4, stk. 1, litra a) og b) dækker direktivet ikke miljøskader forvoldt ved væbnede konflikter, fjendtlige handlinger, borgerkrig og oprør samt naturkatastrofer. Det er lidt specielt, at force majeure-situationer nævnes som undtagelser fra anvendelsesområdet. Almindeligvis har disse forhold karakter af ansvarsfrihedsgrunde, som skal påberåbes og bevises af skadevolder.¹⁸⁹ Direktivets formulering med hensyn til at undtage af force majeure-tilfælde fra anvendelsesområdet, således som det er tilfældet i artikel 4, stk. 1, kan skabe en (utilsigtet) usikkerhed om rækkefølgen af beviset i disse situationer.¹⁹⁰

Undtagelser for internationale konventioner, atomskader og militær forsvar. Særlige typer af miljøskader, som er reguleret gennem internationale aftaler falder uden for miljøansvarsdirektivets anvendelsesområde.¹⁹¹ Det vedrører især skader fra maritim forurening med olie og andre farlige stoffer samt nukleare skade.¹⁹² Miljøansvarsdirektivets bilag IV og V indeholder lister over de internationale konventioner, som afgrænser miljøansvarsdirektivets anvendelsesområde med hensyn til omfattede skadetyper. Miljøskader, der skyldes aktiviteter i relation til militære aktiviteter, og aktiviteter, som alene tjener til at beskytte mod naturkatastrofer, undtages ligeledes fra anvendelsesområdet.¹⁹³

Undtagelser om diffus forurening. En skade skal være konkret og målelig for, at der kan pålægges ansvar efter miljøansvarsdirektivet. Hermed menes, at det skal være muligt at påvise sammenhængen mellem de negative påvirkninger og bestemte aktørers handlinger.¹⁹⁴ Derfor omfatter direktivets miljøskadebegreb som udgangspunkt ikke diffus forurening. En vis varsomhed må dog udvises i forhold til helt at udelukke diffuse forureningsskader. Som artikel 4, stk. 5 er formuleret, udelukkes skader forårsaget af diffus forurening fra direktivets anvendelsesområde, hvis det ikke er muligt at påvise kausalitet mellem skaden og den enkelte operatørs aktiviteter. Adgang til data og tekniske faciliteter, der kan anvendes til dokumentation for årsagssammenhæng, samt fastlæggelsen af kriteriet for hvornår årsagssammenhæng er tilstrækkelig bevist, får derfor afgørende betydning for, om skader fra forurening af diffus art kan medføre ansvar efter miljøansvarsdirektivet.¹⁹⁵

Øvrige undtagelser fra ansvar. I artikel 4, stk. 3 findes en særlig adgang til globalbe-grænsning af skibes ansvar.

3.3 Ansvarssubjekter

Det primære ansvarssubjekt i miljøansvarsdirektivet er operatøren.¹⁹⁶ Omkostninger til forebyggelse af og genetablering efter miljøskader skal derfor placeres hos de operatører, der er ansvarlige for den erhvervsmæssige aktivitet, som har forårsaget skaden eller

¹⁸⁸ MAD artikel 3, stk. 3

¹⁸⁹ Dette er f.eks. tilfældet i CERCLA. I Hvidbogen 17 omtales 'force majeure' også som ansvarsfrihedsgrunde.

¹⁹⁰ Betlem, Gerrit; *Scope and Defences of the 2004 Environmental Liability Directive: Who is Liable for What?* 376. Se også Basse (2007) 149

¹⁹¹ Undtagelserne skyldes hensyn til globale forpligtelser og fordelene ved globale løsninger. Basse (2007) 149

¹⁹² MAD artikel 4, stk. 2 og 4

¹⁹³ MAD artikel 4, stk. 6

¹⁹⁴ MAD betragtning 13 og artikel 4, stk.5. Se endvidere argumentationen i hvidbogen 11

¹⁹⁵ Bergkamp & Goldsmidt (2013) 45

¹⁹⁶ Fastlagt i MAD's artikler 5,6, og 8

risiko for skade. Den nærmere afgrænsning af operatørbegrebet er derfor afgørende for rækkevidden af den personkreds, som kan pålægges ansvar efter direktivet.

3.3.1 Miljøansvarsdirektivets operatørbegreb

Operatøren er i artikel 2, stk. 6 defineret som:

”en fysisk eller juridisk, privatretlig eller offentligtretlig person, der driver eller kontrollerer den erhvervsmæssige aktivitet, eller som, såfremt dette fremgår af national lovgivning, har fået overdraget afgørende økonomisk beslutningsmyndighed med hensyn til den tekniske drift af aktiviteten, herunder indehaveren af en tilladelse til eller godkendelse af en sådan aktivitet eller den person, der registrerer eller anmelder en sådan aktivitet.”

Det grundlæggende argumentet for, at ansvaret pålægges operatøren, er den motivation, der skabes for den økonomisk og teknisk ansvarlige person til at træffe foranstaltninger og udvikle fremgangsmåder, der minimerer risikoen for miljøskader og dermed risikoen for et økonomisk ansvar.¹⁹⁷ Operatørbegrebet anvendes også i en række andre EU regler.¹⁹⁸ Miljøansvarsdirektivets definition synes især at stamme fra IPPC-direktivet,¹⁹⁹ der i artikel 2, stk. 12 har stort set samme ordlyd som første del af miljøansvarsdirektivets definition.²⁰⁰ Retspraksis om rækkevidden af miljøansvarsdirektivets operatørbegreb er dog fortsat begrænset, og inddragelsen af flere forskellige (kontrol) funktioner i forhold til aktiviteten i definitionens andet og tredje led gør det præcise indhold af begrebet en anelse uklart.²⁰¹

Det første led retter sig mod personer, der driver eller kontrollerer aktiviteten. Ansvaret for denne persongruppe gælder i alle medlemsstater. Operatøren er således den person – fysisk eller juridisk – som har status af at være driftsherre for aktiviteten. I de fleste situationer, vil det ikke give vanskeligheder at identificere denne. En ansvarlig fysisk person vil kunne omfatte direktøren eller andet ledende personel, der har en umiddelbar kontrol over den tekniske drift. I mange tilfælde vil driftsherren være en juridisk person, dvs. den virksomhed, der udøver/kontrollerer den skadevoldende aktivitet som en del af sin forretning.²⁰²

Det andet led, retter sig mod personer, som har en *afgørende økonomisk beslutningsmyndighed* med hensyn til den tekniske drift. Det kan f.eks. være kompetence til at træffe beslutning om moderniseringer og reparationer i forhold til det tekniske anlæg.²⁰³ Om denne kategori af personer er omfattet af ansvaret afhænger af national lovgivning. Medlemsstaterne er dermed tillagt kompetence til at præcisere kredsen af ansvarlige operatører, *dog* inden for rammerne af, hvad det vil sige, at have en afgørende økonomisk beslutningskompetence.

Det tredje led omfatter indehavere af tilladelser, typisk miljøgodkendelser, til aktiviteten.²⁰⁴ Også denne kategori afhænger af national lovgivning.

¹⁹⁷ MAD betragtning 2

¹⁹⁸ Ikke kun i miljølovgivningen, men også i f.eks. telekommunikationslovgivning og forbrugerlovgivning.

¹⁹⁹ Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2008/1/EF af 15. januar 2008 om integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening. IPPC-direktivet er nu erstattet af Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2010/75/EU af 24. november 2010 om industrielle emissioner.

²⁰⁰ Betlem, Gerrit; *Transnational Operator Liability*, 153

²⁰¹ Cassotta (2012) 175 uddyber uklarhederne ved definitionen.

²⁰² I Hvidbogen anbefales det, at hvis aktiviteten udøves af en virksomhed i form af en juridisk person, bør ansvaret ligge hos den juridiske person, og ikke hos virksomhedens ledere (beslutningstagere) eller andre der måtte være involveret i aktiviteten, jf. Hvidbogen 18. En tilsvarende anbefaling fremgår imidlertid hverken af Kommissionen forslag eller det vedtagne direktiv.

²⁰³ Basse (2007) 151

²⁰⁴ Tilladelserne kan også være opnået ved anmeldelse eller registrering.

Det er således medlemsstaterne, der træffer beslutningen om, hvovidt personer, så som aktionærer, panthavere og andre kreditorer, skal omfattes af operatørbegrebet. Det må da imidlertid forudsættes, at disse personer ved national lovgivning har den bestemmende indflydelse på driften, herunder den økonomiske beslutningskompetence, på tidspunktet for begivenheden, der forvoldte miljøskaden.²⁰⁵ På tilsvarende vis kan der vedtages nationale regler om et operatøransvar for den kurator, der på boets vegne træffer beslutninger, som har indflydelse på driften under bobehandlingen.²⁰⁶ I koncernforhold vil moderselskaber efter en konkret vurdering kunne pålægges et operatøransvar, hvis det udøver teknisk kontrol over datterselskabers selskabers aktiviteter.

Hvordan begrebet 'kontrol' fortolkes i konkrete sager vil være afgørende for hvor langt operatørbegrebet kan strækkes.²⁰⁷ I praksis vil det også have betydning i forhold til de potentielle konsekvenser, som det kan få for virksomheders indretning af interne procedurer og/eller dispositioner vedrørende frivillige miljøindsatser. Hvis begrebet fortolkes for bredt, kan det tænkes at modvirke motivationen til at implementere interne miljøkontrol programmer, hvis f.eks. moderselskabers revision med datterselskabers miljømanagement omfattes af kontrolbegrebet.²⁰⁸ Omvendt vil u hensigtsmæssige virkninger muligvis kunne imødegås af national lovgivning, der udtrykkeligt placerer operatøransvaret på datterselskaber i de tilfælde, hvor moderselskabet har overdraget den økonomiske beslutningskompetence, i forhold til den tekniske drift, til datterselskabet uden samtidig at overdrage af andre kompetencer.²⁰⁹

3.3.2 Kan medlemsstaterne udvide kredsen af objektivt ansvarlige personer?

Det fremgår af direktivets artikel 16, at medlemsstaterne har mulighed for at påvise yderligere ansvarlige parter. Imidlertid har EU-domstolen i sagen *C-402/03 Skov Æg* afgjort, at det i forhold til produktansvarsdirektivet ikke var muligt, at udvide det objektive produktansvar til også at omfatte mellemhandlere, fordi direktivet var udtryk for totalharmonisering. Selvom miljøansvarsdirektivet ganske vist er udtryk for minimumsharmonisering, indebærer tilsvarende betragtninger om konkurrencemæssige hensyn og harmoniseringskravet, at miljøansvarsdirektivets afgrænsning af ansvarssubjektet må anses for udtømmende i forhold til det objektive ansvar. Medlemsstaterne kan derfor ikke ved national lovgivning udvide kredsen af objektivt ansvarlige ud over den kreds, der omfattes af operatørdefinitionen i direktivet. Således kan der f.eks. ikke vedtages nationale regler om et objektivt ejeransvar. Ansvar for andre end personer omfattet af direktivets operatørbegreb må i stedet baseres på et culpaansvar.²¹⁰

3.3.3 Kort om sammenspillet mellem myndighedens og operatørens pligter samt medlemsstaternes subsidiære ansvar

Miljøansvarsdirektivet adskiller sig fra de fleste miljøansvarsordninger ved ikke at være civilretligt ansvarsregime. Direktivet er i stedet formuleret som en primær offentligretlig ordning, hvor forurenernes pligt til at afholde omkostninger for genopretning suppleres med regler om forebyggelse af miljøskader. Det offentligretlige udgangspunkt understreges af, at ansvaret alene pålægges operatøren af *de kompetente myndigheder*. Der er

²⁰⁵ Basse (2007) 151

²⁰⁶ Basse (2012) 71. Kommissionens forslag til direktivet indeholdt en regel om undtagelse fra ansvar for kurator eller likvidator, jf. forslaget artikel 9, stk. 4. Denne undtagelse er ikke med i det vedtagne direktiv.

²⁰⁷ EU-domstolen har f.eks. med *C-1/03 Walle* anlagt en praksis, der indikerer en bred fortolkning af begrebet.

²⁰⁸ Bergkamp & Goldsmidt (2013) 53

²⁰⁹ Basse (2012) 71

²¹⁰ *Ibid.*

ingen adgang for private parter til at anlægge sag mod operatøren om krav i forbindelse med miljøskader.

En innovativ faktor ved ordningen er imidlertid, at operatøren pålægges en direkte handlepligt. Operatøren kan således ikke vente med at foretage sig noget til han har modtaget et påbud fra den kompetente myndighed. Operatørens direkte handlepligt angår både forebyggende foranstaltninger i forbindelse med opstået overhængende fare,²¹¹ underretningspligt samt pligt til afhjælpende foranstaltninger, når en miljøskade er indtrådt.²¹² Direktivets ordning har dermed den fordel, at operatøren skal reagere umiddelbart og på eget initiativ. Der skal ikke, som ved en almindelig civilretlig erstatningsordning, først anlægges sag fra en søgsmålsberettiget person, og der skal ikke først udstedes påbud fra myndighederne.

Den kompetente myndigheds ansvar angår primært pligt til at identificere den ansvarlige operatør,²¹³ træffe beslutning om afhjælpende foranstaltninger,²¹⁴ sikre, at operatøren opfylder sine handlepligter, og at han i sidste ende pålægges omkostningerne.²¹⁵

I Kommissionens forslag til direktivet var der lagt op til, at myndighederne – som sekundær ansvarlig – selv skulle være forpligtet til at foretage de nødvendige forebyggelses- og genopretningsforanstaltninger i tilfælde af, at forureneren ikke kunne pålægges ansvar efter direktivet, ikke kunne identificeres eller ikke kunne betale.²¹⁶ Den vedtagne ordning indeholder dog ikke et sådant ansvar, men giver i stedet for myndigheden mulighed for selv at vælge at påtage sig disse foranstaltninger.²¹⁷

Det kan dog ikke udelukkes, at myndighederne – dvs. medlemsstaterne – i visse tilfælde alligevel vil stå tilbage med det endelige ansvar. Dels vil en operatør kunne få dækket eventuelle omkostninger, hvis han kan løfte bevisbyrden i artikel 8, stk. 3, litra b) om at skaden (eller fare herfor) skyldes overholdelse af påbud eller instrukser udstedt af en myndighed. Dertil kommer et princip udviklet ved EU-domstolen om ansvar for medlemsstaterne for skader, der skyldes mangelfuld gennemførelse af EU regler. Såfremt Domstolen i et konkret tilfælde måtte komme frem til, at sådanne gennemførelsesmangler er tilstrækkelig kvalificeret, vil medlemsstaten kunne pådrage sig ansvar for genopretning efter miljøskade efter miljøansvarsdirektivet.²¹⁸

3.3.4 Flere ansvarlige skadevoldere - spørgsmålet om solidarisk ansvar og regres

Det fremgår af miljøansvarsdirektivets artikel 9, at omkostningsfordelingen mellem flere skadevoldere er et nationalt anliggende. Direktivet bestemmer således ikke i sig selv, om der hæftes solidarisk i tilfælde af, at der er flere ansvarlige operatører. Spørgsmålet om fordelingen af det finansielle ansvar, herunder spørgsmålet om regres, afgøres efter national ret.

3.4. Tilbagevirkende kraft

Miljøansvarsdirektivet er afgrænset tidsmæssigt i artikel 17. Heri er det bestemt, at direktivet ikke finder anvendelse på skade forvoldt af en emission, begivenhed eller hændelse, som fandt sted inden datoen for direktivets gennemførelse, dvs. 30. april 2007,²¹⁹

²¹¹ MAD artikel 5, stk. 1

²¹² MAD artikel 6, stk. 1

²¹³ MAD artikel 11, stk. 2

²¹⁴ MAD artikel 7, stk. 2, og artikel 11, stk. 2

²¹⁵ MAD artikel 5, stk. 2 og 4, artikel 6, stk. 3 og artikel 8, stk. 2

²¹⁶ Kommissionens forslag artikel 9. Se Pagh, Peter; *EU-direktiv om miljøansvar*, 16

²¹⁷ MAD artikel 5, stk. 4 og artikel 6, stk. 4

²¹⁸ Denne problemstilling kommenteres i Pagh, Peter; *EU-direktiv om miljøansvar*, 16. Henviser til sagerne *C-46/93* og *C 48/93 Brasserie du Pêcheur & Factortame III*.

²¹⁹ MAD artikel 19(1)

eller skade forvoldt efter denne dato, når skaden følger af en bestemt aktivitet, som fandt sted og blev afsluttet inden denne dato.²²⁰

Bestemmelsen er et udtryk for, at miljøansvarsdirektivet ikke tillægges tilbagevirkende kraft. I sin hvidbog angiver Kommissionen hensynet til retssikkerheden og princippet om berettiget forventning som argumentation for at fælles miljøansvarsregler ikke bør have tilbagevirkende kraft.²²¹

Artikel 17 må anses for udtømmende at fastlægge hvornår direktivet i tidsmæssig henseende ikke finder anvendelse, dvs. en negativ afgrænsning for direktivets tidsmæssige rækkevidde, hvorfor der modsætningsvis kan sluttes, at alle øvrige situationer, som opfylder betingelserne for bestemmelsernes anvendelsesområde, principielt er omfattet af ansvarsordningen.²²²

3.5 Ansvarsfrihedsgrunde i artikel 8

Direktivets artikel 8 stk. 3 og 4 tilvejebringer fire ansvarsfrihedsgrunde for operatøren i forhold til ansvaret for omkostninger til forebyggelse og afhjælpning. Bevisbyrden for at en af disse ansvarsfrihedsgrunde finder anvendelse påhviler operatøren. De første to ansvarsfrihedsgrunde i artikel 8, stk. 3 er obligatoriske, hvorimod de to ansvarsfrihedsgrunde i stk. 4 afhænger af national lovgivning.

Skader forårsaget af tredjemand. Efter artikel 8, stk. 3, litra a) er en operatør ikke forpligtet til at bære omkostningerne til forebyggelse og afhjælpning, hvis han kan bevise, at skaden eller faren herfor er forvoldt af tredjemand. Begrebet tredjemand er ikke nærmere defineret, men vil som udgangspunkt omfatte personer – fysiske og juridiske – som ikke har relation til operatøren, og som i øvrigt ikke har adgang til området for den erhvervsmæssige aktivitet uden tilladelse. Om ansatte eller personer, som operatøren har en kontrakts- eller forretningsmæssigt relation til, kvalificerer som tredjemand må bero på de konkrete omstændigheder.²²³

Operatøren skal bevise, at tredjemands skade er indtrådt til trods for, at passende sikkerhedsforanstaltninger var truffet. Sådanne omfatter som minimum foranstaltninger påkrævet ved lov eller i tilladelser til erhvervsaktiviteten. Vurderingen af om de konkret truffne sikkerhedsforanstaltninger er tilstrækkelige, må ligeledes afhænge af den konkrete situation. Her vil branchestandarder og 'best practice' kunne indgå i afvejningen.²²⁴

Påbud eller instrukser udstedt af myndighederne. Efter artikel 8, stk. 3, litra b) kan fritagelse for betalingsansvaret ligeledes blive aktuelt, hvis skaden skyldes, at operatøren har overholdt påbud eller instrukser fra myndighederne. Denne ansvarsfritagelse er mere snæver i sin rækkevidde end den nedestående fritagelse pga. tilladte udledninger, da den skadegørende handling skal være foretaget på baggrund af et konkret påbud eller instruks.²²⁵

Tilladte udledninger. Efter artikel 8, stk. 4, litra a) kan der i national ret gives mulighed for fritagelse fra ansvar, hvis skaden sker ved en udledning eller begivenhed, som udtrykkelig var godkendt efter EU-forskrifter.²²⁶ Behovet for denne ansvarsfritagelse var navnlig påpeget af erhvervslivet.²²⁷ Argumentet for ansvarsfrihed i forhold til tilladte udledninger skal ses i sammenhæng med, at udledningen – den skadevoldende aktivitet

²²⁰ MAD artikel 17(1) og (2). Dette blev bekræftet i EU-domstolens afgørelse i de forenede sager C-379/08 og C-380/08 *Raffinerie Mediterranée*, præmis 33.

²²¹ Hvidbogen 14

²²² Basse (2012) 68

²²³ Bergkamp & Goldsmidt (2013) 88

²²⁴ *Ibid.*

²²⁵ *Ibid.*

²²⁶ MAD artikel 8, stk. 4, litra a

²²⁷ Hvidbogen 17

– netop har været genstand for myndighedernes forudgående godkendelsesprocedurer, hvor risikoen ved aktiviteten er blevet vurderet og godkendt med vilkår om anvendelse af den bedste tilgængelige teknologi.²²⁸ Operatøren skal dog påvise, at han ikke har handlet culpøst.²²⁹

Udviklingsskader. Efter artikel 8, stk. 4, litra b) undtages såkaldte udviklingsskader for ansvar. Hermed menes skader eller risiko for skader, som ikke kunne være kendt da begivenheden, der resultere i skade, fandt sted.²³⁰ Derfor gives mulighed for, at national ret kan fritage for ansvar for omkostninger ved udviklingsskader. Undtagelsen hænger nøje sammen med den tekniske eller videnskabelige viden, der forelå tidspunktet for skaden, og det er operatøren, der skal bevise, at hans aktivitet på dette tidspunkt ikke i henhold til denne viden blev anses for at kunne medføre forurening.

4. Komparativ analyse

I de to foregående afsnit er der redegjort for hvordan henholdsvis CERCLA og miljøansvarsdirektivet afgrænses i forhold til deres anvendelsesområder og den personkreds, som kan pålægges ansvar. I dette afsnit foretages en komparativ analyse, der, på baggrund af de ovenstående redegørelser, søger at fremhæve nogle centrale ligheder og forskelle i relation til de to ordningers karakteristika, deres anvendelsesområder og ansvarssubjekter.

4.1 Miljøansvarsordningernes karakteristika

4.1.1 Miljøansvarsordningernes fokus

CERCLA blev vedtaget i kølvandet på opdagelsen af en række store forureningstilfælde. Kongressens hensigt med reglerne var, at etablere en ordning, der styrkede myndighedernes adgang til effektivt at kunne gennemføre oprydning af de mange forurenede områder. Det politiske udgangspunkt var, at det er forureneren, og ikke skatteyderne, der skal betale for oprydningen. Loven giver miljømyndighederne adgang til at udpege de lokaliteter, som skal ryddes op, indlede oprydningen og så derefter, gennem en erstatningsansvarsproces ved domstolene, at pålægge de ansvarlige parter at betale eller foretage oprydningen. En stor del af den forurening, som CERCLA søger at adressere, skyldes affald, der er blevet deponeret før loven blev vedtaget. Netop reglernes fokus på oprydning af allerede skete forureninger, og fordelingen af byrderne herfor mellem alle de parter, der i sin tid har bidraget til skabelsen af forureningen, er baggrunden for, at CERCLA har tilbagevirkende kraft. Det betyder f.eks., at CERCLA også finder anvendelse på affald, der var deponeret lovligt inden lovens vedtagelse.²³¹ Dette, kombineret med at ansvaret er objektivt, gør CERCLA's ansvar særdeles strengt.

Tilbagevirkende kraft er derimod udtrykkeligt afvist i miljøansvarsdirektivet. Lovgivers begrundelse er særligt hensynet til retssikkerheden og princippet om berettiget forventning. Udelukkelsen af gamle miljøskader giver således direktivet et andet tidsmæssigt perspektiv. Ordningen er rettet mod forebyggelse og afhjælpning af fremtidige skader, mens tidligere skader overlades til de enkelte medlemslande selv at håndtere. I en del tilfælde vil det betyde, at ansvar for gamle miljøskader må adresseres gennem nationale

²²⁸ Argumentet mod ansvarsfrihedsgrunden er omvendt, at en tilladelse til en erhvervsaktivitet ikke bør anses som en tilladelse til miljøskade, og at den kan mindske incitamentet til at implementere de mest optimale risikoreduktionsforanstaltninger. Bergkamp & Goldsmidt (2013) 92

²²⁹ I forhold til de særlige Natura 2000-områder er der en generel ansvarsfritagelse for skader forvoldt af aktiviteter tilladt efter habitatdirektivets artikel 6, stk. 3 og 4 eller artikel 16 samt artikel 9 i fuglebeskyttelsesdirektivet. For skader på vandmiljøet undtages ansvar for negative virkninger, der er omfattet af artikel 4, stk. 7 i vandrammedirektivet.

²³⁰ MAD betragtning 20

²³¹ Efter lovens vedtagelse er “federally permitted” udledninger undtaget fra ansvar, jf. CERCLA § 107(j)

civilretlige erstatningsregler, hvor principper om culpa, kausalitet, adækvans og dokumentation for skadelidtes tab i praksis kan gøre det vanskeligt, at få sådanne gamle miljøskader ryddet op på en effektiv måde.

4.1.2 Offentligretlig eller privatretligt tankesæt

I modsætning til de fleste miljøansvarsregimer, er miljøansvarsdirektivet kendetegnet ved ikke at være en civilretlig erstatningsordning. Det kommer til udtryk ved, at det er myndighederne, der skal sørge for at operatøren holdes økonomisk ansvarlig, hvis han ikke af egen drift forebygger, afværger og genopretter miljøskader.²³² Imidlertid inddrager direktivet på helt centrale områder erstatningsretlige principper og terminologi. F.eks. skal ansvarsgrundlaget for skade på biodiversitet ved ikke-listede erhvervsaktiviteter og vurderingen af de forskellige ansvarsfrihedsgrunde baseres på klassiske culpa vurderinger.²³³

Sammenkædningen af offentligretlige og civilretlige koncepter kan især bidrage til, at direktivets ansvarsordning bliver vanskelig at håndtere i praksis. Den traditionelle erstatningsret er udviklet med henblik på civile søgsmål og beskyttelse af private interesser,²³⁴ og er således ikke nødvendigvis egnet til at blive anvendt i et offentligretligt system, som omfatter beskyttelse af offentlige naturressourcer. Dertil kommer, at de myndigheder, som skal foretage vurderingerne, herunder culpavurderinger, normalt ikke er jurister specialiseret i at foretage denne type privatretlige afvejninger.²³⁵

CERCLA's regler bygger i højere grad på en civilretlig tankegang, da fordelingen af det økonomiske ansvar for skader sker ved en erstatningsretlig proces ved domstolene. Ordningen er imidlertid udtryk for specielle erstatningsregler om forurenerens ansvar, der gælder ved siden af den almindelige erstatningsret i amerikansk ret.²³⁶ Dette kommer bl.a. til udtryk ved den nærmere afgrænsning af hvilke typer af tilfælde, der kan søges økonomisk dækning for, samt anvendelsen af objektivet ansvar.²³⁷

4.1.3 Horisontale instrumenter

Både CERCLA og miljøansvarsdirektivet har karakter af horisontale instrumenter. Hermed menes, at begge ordninger inddrager anden miljølovgivning, som således får betydning for det nærmere indhold og rækkevidden af ansvarsordningerne. For CERCLA's vedkommende ses det horisontale element især derved, at den centrale afgrænsning af, hvad der er et farligt stof, sker med henvisning til andre miljølove. I miljøansvarsdirektivet kommer det på samme måde til udtryk ved, at afgrænsningen af hvad, der udgør en miljøskade, og hvilke aktiviteter, der er omfattet, reguleres efter anden EU-miljølovgivning. Imidlertid synes det horisontale element i direktivet væsentlig mere komplekst end i CERCLA. Dels er der tale om referencer til og integrering af en større mængde lovgivning, og dels vil det forhold, at medlemsstaterne kan vedtage nationale regler – både fordi direktivet er udtryk for minimumsharmonisering, og fordi direktivet overlader det til medlemsstaterne at lovgive nærmere på centrale områder med hensyn til beskyttet natur og ansvarssubjekt – betyde, at der i en konkret sag potentielt vil skulle inddrages mange forskellige EU regler og eventuelle nationale regler. Dermed kan det i praksis blive vanskeligt, at opnå formålet om, at direktivet skal bidrage til ef-

²³² Basse (2007) 146

²³³ Basse (2012) 91

²³⁴ Wilde (2002) 9

²³⁵ Basse (2012) 91-92. Cassotta (2012) 148

²³⁶ Pagh (1994) 205

²³⁷ *Ibid.*

ektiv implementering af EU's øvrige miljøregler, som ellers er baggrunden for direktivets horisontale karakter.

4.1.4 Flerstrengede retssystemer

For begge ordninger gælder det forhold, at den praktiske implementering og effektiviteten i forhold til at virke efter deres formål, nødvendigvis må blive præget af, at både amerikansk miljøret og EU's miljøret gennemføres i et flerstrengt retssystem. I begge retssystemer er der således parallelkompetence i forbindelse med udstedelse af miljøregler.²³⁸

I amerikansk ret er der f.eks. adgang for de enkelte delstater til, at udstede parallelle CERCLA regler.²³⁹ Dette indebærer en risiko for regelkonflikter,²⁴⁰ der i praksis vil kunne medføre uensartet retstilstand i spørgsmålet om allokering af det økonomiske ansvar staterne imellem.

For miljøansvarsdirektivet gælder, at det tilvejebringer en ramme for indretning af en ordning til forebyggelse og genopretning af miljøskader, men overlader i vidt omfang til de enkelte medlemsstater at beslutte de nærmere procedurer og virkemidler med hensyn til hvordan direktivets målsætninger opnås. Direktivet fastlægger et minimumsgrundlag for en miljøansvarsordning, men giver på en række områder medlemsstaterne mulighed for selv at beslutte reglernes rækkevidde. Dette indebærer en risiko for, at ordningen gennemføres så uensartet, at formålet om at skabe et "level of playing field", og dermed sikre det indre marked, ikke opnås i praksis.

4.2 Anvendelsesområdet

Fælles for CERCLA og miljøansvarsdirektivet er, at beskyttelsen er rettet mod miljøet. Det er skade på *naturressourcer* og deres funktion, som er reglernes beskyttelsesobjekt. Forskellen vedrørende de omfattede naturressourcer er derimod, at direktivet afgrænser beskyttelsen til natur- og dyrearter samt vandmiljø, der beskyttes af anden EU-lovgivning, samt jord i det omfang skade kan påvirke menneskers sundhed. CERCLA er her betydelig bredere ved at omfatte stort set alle miljøressourcer og -elementer, herunder også luft. CERCLA opdeler heller ikke naturtyperne efter hvorvidt de omfattes af anden lovgivning, men forudsætter derimod at naturressourcen i et eller anden omfang skal være under myndighedernes kontrol. Dermed udelukker CERCLA – modsat miljøansvarsdirektivet – fuldstændig private naturressourcer.

Miljøansvarsdirektivet er også mere restriktivt angående, hvornår der er sket en *skade*. Skadesbegrebet bestemmes dels ved definitionen i artikel 2, stk. 1, og dels ved at der sættes en tærskelværdi for skadens intensitet. Således kræver direktivet, at skaden skal være betydelig. Dette betydeligheds-kriterie defineres ligeledes i forhold til en art "god økologisk tilstand" for vandmiljøskader og skader på naturtyper. Særligt for jordskader, hænger intensitets-kriteriet sammen med indvirkningen på menneskers sundhed.

CERCLA indeholder ikke tilsvarende afgrænsning af skadesbegrebet. Bestemmelsen af skade sker ved en vurdering i forhold til status quo, hvor skaden kvalificeres både forhold til status quo for naturressourcen selv, og den 'værdi' eller 'service' som ressourcen leverede før skaden.²⁴¹

Miljøansvarsdirektivets miljøskadebegreb fremstår væsentlig mere komplekst med flere 'lag' af kriterier, der skal undersøges før, det kan konstateres om der foreligger en skade

²³⁸ Pagh (1994) 24

²³⁹ *Ibid.* 48

²⁴⁰ Som dog til en vis grad vil kunne imødegås af det gældende forrangsprincip for føderal lovgivning.

Ibid. 53

²⁴¹ Cassotta (2012) 163

på en naturressourcer. Dette stiller betydelige krav til både data materiale og teknisk/juridisk ekspertise.

For begge ordninger gælder, at traditionelle skader, så som privates person- og tingskader, som følge af skade på miljøet, falder uden for anvendelsesområdet.

En væsentlig forskel er imidlertid, at private parter kan få godtgjort oprydningsomkostninger under CERCLA, hvorimod private personer ikke kan rette et direkte krav om erstatning efter miljøansvarsdirektivet.

CERCLA's ordning er dog speciel derved, at for at få godtgjort omkostningerne fra oprydningen efter en forurening, skal der ikke bevises, en egentlig skade (skade på naturressourcer). Kriterierne for at få sådanne omkostninger godtgjort fokuserer i stedet for på kilden – eller årsagen – til forureningen, samt at omkostningerne skal vurderes til at være effektive og rimelige i henhold til NCP. For miljøansvarsdirektivet skal der omvendt dokumenteres en skade i overensstemmelse med kriterierne, som de er gennemgået i afsnit 4.2.1.

Både CERCLA og miljøansvarsdirektivet opstiller objektive kriterier for *årsagen/kilden* til henholdsvis forureningen og skaden, for at et forhold kan bringes ind under ordningernes anvendelsesområde. I CERCLA er det vigtigste kriterie, at forureningen skal skyldes udslip af bestemte farlige stoffer, hvori mod miljøansvarsdirektivet er baseret på, at skaden skal være forvoldt ved nærmere definerede aktiviteter. Umiddelbart fremstår miljødirektivets kriterie mere vidtgående, da listen over de omfattede aktiviteter dækker over stort set alle typer af risikobetonede aktiviteter, som er reguleret på EU niveau. Imidlertid vil de to fremgangsmåder dog i praksis ofte dække mange af de samme tilfælde, da miljø- og sundhedspåvirkningerne fra skadevoldende aktiviteter ofte skyldes udledningen af farlige stoffer.²⁴²

Årsagen til forskellen i afgrænsningen af anvendelsesområdet skal findes i de to ordningers respektive formål og baggrund. CERCLA skal tilvejebringe et effektivt juridisk instrument til at rydde op efter affaldsdepoter, som har forurennet omgivelserne med farlige stoffer. Miljøansvarsdirektivet derimod forudsætter, at indholdet af regler om miljøansvar på fællesskabsniveau kan retfærdiggøres i forhold til subsidiaritetsprincippet og proportionalitetsprincippet. Hensynet hertil er en væsentlig årsag til at ansvaret er rettet mod aktiviteter og naturressourcer, der i forvejen er reguleret på EU niveau.

Sammenlagt må det konkluderes, at miljøansvarsdirektivet anvendelsesområde fremstår både mere restriktivt og mere komplekst. Som konsekvens må der da også forventes betydelige vanskeligheder dels med den tekniske implementering i national lov, og dels ved den praktiske anvendelse hos de kompetente myndigheder.

4.3 Ansvarssubjektet

Afgrænsningen af hvem, der kan gøres ansvarlig, er af afgørende betydning for effektiviteten af en ansvarsordning, der har til formål, at sikre genopretning af beskadigede naturressourcer.

De fire kategorier af potentielt ansvarlige parter under CERCLA indikerer, at det var hensigten med ordningen, at det ikke kun var den person, som drev det aktuelle anlæg eller konkret forestod bortskaffelsen af de farlige stoffer, der skulle kunne pålægges at betale oprydningsomkostningerne efter en forurening. Også anlægges ejer og de personer, der har deltaget i håndteringen og beslutningen om, hvad der skal ske med de farlige stoffer fra det tidspunkt, hvor de får karakter af affald, dvs. dem der har frembragt og transporteret affaldet, er omfattet af ansvaret. Det objektive og solidariske ansvar omfat-

²⁴² Kommissionens direktivforslag pkt. 29

ter således hele personkæden, der er årsag til, at de farlige stoffer/affaldet er havnet på det pågældende sted, hvor det har medført forurening.²⁴³

Ansvar under CERCLA er kontroversielt og medfører i mange tilfælde langvarige og omkostningsfulde retssager. Især det forhold, at CERCLA's ansvar er solidarisk og objektivt gør, at det føles særdeles byrdefuldt og uretfærdig for de parter, der kun har lidt eller slet ingen rolle i selve udledningen af de farlige stoffer. Konsekvensen er, at retssagernes primære fokus risikerer at blive rettet mod at fordele omkostningerne mellem et stort antal mulige parter frem for at sikre effektiv oprydning efter forureningen.

Iagttagelse af forurenere betaler princippet er et helt centralt formål med miljøansvarsdirektivet. Derfor er fokus for ansvaret rettet mod de operatører, der har ansvaret for de forurenende anlæg og processer. Det er således klart, at den personkreds, som omfattes af miljøansvarsdirektivets operatørbegreb er betydelig mere snæver end CERCLA's koncept om "potentially liable parties".

For selve operatørbegrebet er der imidlertid både lighedspunkter og forskelle mellem CERCLA-operatøren og miljøansvarsdirektivets operatør. Forurenere betaler princippet og en målsætning om ansvarlig ledelse af anlægget/aktiviteten, ligger til grund for både CERCLA's og miljøansvarsdirektivets operatørbegreb. Her er begrebet kontrol, som fremhæves i begge regelsæts definition af operatøren, vigtigt for begrebets rækkevidde.

I forhold til CERCLA, er operatøren umiddelbart knyttet til det pågældende anlæg.²⁴⁴ Miljøansvarsdirektivets operatør er inspireret af CERCLA,²⁴⁵ men det er formuleret betydeligt mere uklart. Direktivets åbning for, at medlemsstaterne selv kan inkludere personer med 'afgørende økonomisk beslutningskompetence' og 'indehaver af licenser' i operatørbegrebet gør det mere vanskeligt, at bestemme den præcise rækkevidde af EU-niveauets koncepter om 'kontrol' og 'operatør'.²⁴⁶

Det forhold, at miljøansvarsdirektivets operatørbegreb tilsyneladende også kan omfatte personer, der normalt ikke anses for at udøve den umiddelbare kontrol over aktiviteten, indebærer også en potentiel risiko for, at der ved den praktiske implementering af direktivets operatørbegreb i de enkelte medlemsstater, kan opstå lignende problemer – og langvarige sager – med at foretage en retfærdig omkostningsfordeling blandt en større gruppe af ansvarlige personer, sådan som det er tilfældet i USA med CERCLA – om end i en mindre målestok. Det sidste vil i givet fald være under indflydelse af medlemslandets nationale regler angående solidarisk hæftelse og regres.

5. Konklusion

Specialets formål var at belyse hvordan anvendelsesområdet og ansvarssubjektet afgrænses i henholdsvis den amerikanske CERCLA lovgivning og EU's miljøansvarsdirektiv. Endvidere var det hensigten, at foretage en komparativ analyse af de to ansvarsordninger i forhold til disse to punkter.

CERCLA giver mulighed for, at både myndigheder og private parter i en erstatningretlig proces ved domstolene, kan anlægge sag om 'cost-recovery' for oprydning efter en forurening. Der kan konstateres tre objektive betingelser, der skal være opfyldt: (1) udslip eller risiko for udslip af (2) farlige stoffer fra et (3) anlæg. 'Farlige stoffer' er den centrale betingelse og referer til konkrete omfattende lister af stoffer omfattet af anden

²⁴³ Pagh (1994) 226

²⁴⁴ Jf. *Best food*-sagens definition: "manage, direct, or conduct operation specifically related to pollution..". Se afsnit 2.3.2

²⁴⁵ Cassotta (2012) 186

²⁴⁶ *Ibid.*

lovgivning. For begreberne 'udslip eller risiko for udslip' og 'anlæg' har domstolspraksis anlagt meget bred fortolkning.

Det kan endvidere konstateres, at sagsøger ikke skal bevise en egentlig skade på naturressourcer for at opnå erstatning for oprydning udgifter. I stedet skal det påvises at oprydningssomkostningerne er i overensstemmelse med 'the National Contingency Plan'.

Det er stort set alle typer af naturressourcer, som omfattes af CERCLA's beskyttelse. Dog forudsætter erstatning for ødelagte ressourcer, at disse kontrolleres af myndighederne eller indianerstammer. Dette hænger sammen med, at kun disse parter kan søge erstatning hos en RPR for ødelagte ressourcer under CERCLA. Private parter tab må søges godtgjort efter den almindelige 'tort law'.

CERCLA tilvejebringer en bred personkreds som mulige ansvarlige parter. Denne omfatter ejer, operatør, affaldsproducenten og transportøren. Afgrænsning af denne personkreds har givet anledning til mange retssager, ikke mindst fordi CERCLA's ansvar er solidarisk og kan pålægges med tilbagevirkende kraft.

Især for ejeransvaret har domstolene anlagt en så vidtgående fortolkning, at det har medført problemer i forhold til erhvervslivets investeringer i at udvikle forurenedede ejendomme. Derfor er der indført særlige undtagelser for "the innocent landowner" og "the bona fide prospective purchaser". Det må dog konstateres, at disse undtagelser har et snævert anvendelsesområde, og ejeransvaret fremstår stadig meget strengt.

CERCLA's operatørbegreb knytter sig til spørgsmålet om *kontrol* af anlægget. Både fysiske og juridiske personer, herunder koncernforbundende selskaber kan være operatør, så længe disse kan siges at have haft direkte indflydelse på anlægget og/eller håndteringen af de farlige stoffer.

Domstolspraksis har anlagt en linje, hvor ansvaret for 'generator' forudsætter at denne har *planlagt*, at de farlige stoffer skulle bortskaffes på det pågældende anlæg. Ligeledes har praksis fastlagt, at ansvar for transportøren kræver, at denne har *deltaget i beslutningen* om, hvor det farlige affald skal hen. Disse afgrænsninger er helt afgørende for, at CERCLA's formål om, at ansvaret skal rykkes frem i årsagskæden, kommer til fremstå rimelig og have reel forebyggende effekt. Når ansvar på den måde rykkes frem, bør det rettes mod dem, der faktisk kunne øve indflydelse på, hvor affaldet placeres, og ikke mod personer, som reelt ingen indflydelse har herpå.

Samlet set kan det konkluderes, at CERCLA's ansvar er særdeles vidtgående. Det store antal retssager, som anlægges efter CERCLA viser da også, at mange af de mulige ansvarlige parter stiller spørgsmålstejn ved det rimelige i deres ansvar. Det gælder både i forhold til risikoen for at blive ansvarlig for forhold, man i realiteten kun havde lidt indflydelse på, og i forhold til, at blive holdt ansvarlig for skader fra gamle affaldsdepoter, som i sin tid var lovligt anbragt. I modsætning til miljøansvarsdirektivet indeholder CERCLA f.eks. ikke en undtagelse for udviklingsskader.

For miljøansvarsdirektivet er det belyst, at afgrænsningen af anvendelsesområdet er meget komplekst, da det i vidt omfang skal afgrænses i overensstemmelse med det nærmere indhold i anden EU lovgivning. Skadesbegrebet fremstår umiddelbart mere snævert end i CERCLA, da det alene omfatter bestemte ressourcer omfattet af EU-regler.

Endvidere forudsætter ansvar, at den skadegørende handling sker ved en erhvervsmæssig aktivitet. I den forbindelse etablerer miljøansvarsdirektivet to ansvarsregimer, hvorved ansvaret er objektivi, hvis skaden forårsages ved en nærmere defineret risikobetonet aktivitet, og ansvaret er culpa, hvis skade på beskyttet biodiversitet sker ved anden erhvervsaktivitet.

Samlet set må konkluderes, at miljøansvarsdirektivet er mere snævert i sit anvendelsesområde end CERCLA. Dette ses både af den mere afgrænsende definition af beskyttede naturressourcer, undtagelse af udviklingsskader samt at direktivet ikke tillægges tilbagevirkende kraft.

Også ansvarssubjektet efter direktivet er mere snævert end i CERCLA, da ansvaret er rettet mod operatøren. Dog kan det konstateres, at direktivets operatørbegreb er mere uklart, da det åbner op for, at medlemsstaterne kan inkludere personer – så som tilladelsesindehaver – som efter almindelig sprogbrug ikke anses som operatører.

Miljøansvarsdirektivet indeholder grundlæggende en offentligretlig ordning, som skal forvaltes af de kompetente nationale myndigheder. I Danmark vil det være miljømyndighederne, i første omgang på kommunalt plan. Det må konkluderes, at inddragelse af koncepter og terminologi fra privatretlige erstatningsret vil kunne gøre anvendelsen og håndhævelsen af miljøansvarsdirektivet vanskeligt i praksis.

For både CERCLA og miljøansvarsdirektivet er forebyggelsesperspektivet en del af formålet med reglerne. Det ses af, at begge ordninger også omfatter risiko for miljøskade. Særlig fremtrædende er dette ved direktivet, der ved siden af det finansielle ansvar også omfatter en direkte pligt til at iværksætte forebyggende og afhjælpende foranstaltninger.

Afsluttende vis må det konkluderes, at begge retssystemer etablerer komplicerede ordninger for adressering af miljøskader. Et af de overordnede formål med begge regelsæt er, at erhvervslivet skal motiveres til tænke miljøhensyn og forebyggelse af negative miljøpåvirkninger ind i deres forretningsmæssige dispositioner. Imidlertid har begge regelsæt været kritiseret for, at være uklare og inkonsistens i deres formuleringer, og dermed skabe uklarhed i forhold til ansvar og handlepligter. Den omfattende case law for CERCLA understreger dette, og her, mere 30 end år efter vedtagelsen, rummer loven endnu mange spørgsmål og giver anledning til mange sager, mens forurenede områder stadig venter på oprydning.²⁴⁷ Erfaringen med miljøansvarsdirektivet er stadig begrænset, men det må forventes, at der fremadrettet vil opstå behov for yderligere afklaring af en række åbentstående spørgsmål, herunder ved EU-domstolens fortolkning.

English summary

The 'Comprehensive Environmental Response and Liability Act' (CERCLA) was adopted on December 11, 1980. It is the most comprehensive law on environmental liability in the United States. It was enacted to address a considerably number of polluted sites by granting both governmental entities and private parties cause of action to recover cost from such clean ups from a broad number of possible liable parties (PRP).

The 'EU Directive with regard to the prevention and remedying of environmental damage' (ELD) was adopted on April 21, 2004. It establishes a legal framework for a common set of EU rules for preventing and remedying environmental damage.

This master thesis provides for a comparative analysis on selected concepts and issues of these two environmental liability schemes. Thus, the thesis explains how CERCLA

²⁴⁷ Det sidste skyldes ikke mindst, at der mangler penge i Superfund.

and ELD respectively define and delimit their scope of application, especially regarding what type of damage are covered. Furthermore, the thesis examines the scope of persons who are the liable parties. Afterwards, the thesis makes a comparative analysis of the schemes in terms of special characteristics, scope of application and liable parties.

Regarding scope of application, both CERCLA and ELD sets up a number of objective criteria that must be met before the schemes apply.

Under CERCLA, to obtain cleanup cost recovery, the plaintiff must demonstrate, that there has been a release, or threat of release' into the environment of hazardous substances from a facility. Both governmental entities and private parties can seek cost recovery from a liable party, while only certain defined authorities and indian tribes can sue for damage for damaged natural resources. The liability is objective.

ELD establishes a public law scheme that oblige the operator to react and take measures to prevent environmental damage, and if damage has occurred, to mitigate the damage. The operator must bear the cost for such measures. The operators liability applies when there has been a damage on protected habitats and species and waste water covered by other EU regulation, as well as soil when it pose a threat on human health. Furthermore, the ELD establish two liability scheme based on the activity causing the damage; an objective liability regime when the damage is caused by specific listed activities occupational activities, and a culpa regime when the damage is caused by other occupational activities regarding damage to protected habitat and species. Under the ELD, private parties have no cause of action as it is the competent authority, which has the responsibility of placing the liability for cost on the responsible party.

Regarding the responsible parties, CERCLA provides for four categories; owners, operators, arrangers and transporters, while ELD place the liability on the operator. Even though the ELD operator concept is inspired by CERCLA, the actual scope is not very clear. CERCLA provides for a retroactive and joint and several liability scheme, while under the ELD these issues are left to be decided by each member state.

Under the comparative analysis, the issue of combining public law and private tort concept is considered as well as the consequences of the two schemes being horizontal laws within legal systems that provides for parallel legal systems – meaning federal/states and EU law/national law respectively. The comparative analysis also draws out main similarities and differences regarding scope of application and liable parties.

The thesis concludes, that both liability schemes provide for complex rules that are difficult to implement in practice. This is shown in the excessive body of case law on CERCLA. As experience with ELD is still limited, it is still needed that many of the open questions must be further clarified before the ELD can work effectively in practice.

Litteraturliste

Litteratur

Anker, Helle Tegner; Olsen, Birgitte Egelund & Rønne, Anita (ed.); *Legal systems and Wind Energy – A Comparative Perspective*. Jurist-og Økonomforbundets Forlag (2008). Reference: Anker, Olsen & Rønne (2008)

Betlem, Gerrit; *Transnational Operator Liability*. Kapitel 7 i Betlem, Gerrit; Brans, Edward (eds.); *Environmental Liability in the EU*. Cameron (2006). Reference: Betlem (2006)

Basse, Ellen Margrethe; *Miljøansvarsreglerne om fastlæggelse af de ansvarlige og ansvarsgrundlaget i Festskrift til Erik Werlauff*. Jurist-og Økonomforbundets Forlag (2012). Reference: Basse (2012)

Basse, Ellen Margrethe (red.); *Miljøretten 4 – Forurenende anlæg og processer (2. udgave)*. Jurist-og Økonomforbundets Forlag (2007). Reference: Basse (2007)

Bergkamp, Lucas; Goldsmith, Barbara J. (ed.); *The EU Environmental Liability Directive – A Commentary*. Oxford University Press (2013). Reference: Bergkamp & Goldsmith (2013)

Cassotta, Sandra; *Environmental Damage and Liability Problems in a Multilevel Context – The Case of the Environmental Liability Directive*. Kluwer Law International (2012). Reference: Cassotta (2012)

Jans, Jan H. & Vedder, Hans H.B.; *European Environmental Law (3. edition)*. Europa Law Publishing (2008). Reference: Jans & Vedder (2008)

Lando, Ole; *Kort indføring i komparativ ret (3. udgave, 1. oplag)*. Jurist-og Økonomforbundets Forlag (2009). Reference: Lando (2009)

Nielsen, Ruth & Tvarnø, Christina D.; *Retskilder & Retsteorier (3. udgave)*. Jurist-og Økonomforbundets Forlag (2011). Reference: Nielsen & Tvarnø (2011)

Pagh, Peter; *Miljøansvar – en ret for hvem?* Jurist-og Økonomforbundets Forlag (1998). Reference: Pagh (1998)

Pagh, Peter; *Lærebog i Miljørettens Almindelige Del*. Jurist-og Økonomforbundets Forlag (2006). Reference: Pagh (2006)

Pagh, Peter; *Studier over amerikansk miljøret: til belysning af dansk miljøret og EF miljøret*. Jurist-og Økonomforbundets Forlag (1994). Reference: Pagh (1994)

Perlman, Cary R. (ed.); *Environmental Litigation: Law and Strategy*. American Bar Association – Section of Environment, Energy and Resources (2009). Reference: Perlman (2009)

Revsbech, Karsten & Puggard, Alex; *Lærebog i miljøret (4. udgave)*. Jurist-og Økonomforbundets Forlag (2008). Reference: Revsbech & Puggard (2008)

Sørensen, Karsten Engsig & Nielsen, Poul Runge; *EU-retten (5. udgave)*. Jurist-og Økonomforbundets Forlag (2010). Reference: Sørensen & Nielsen (2010)

Wilde, Mark; *Civil Liability for Environmental Damage - A comparative Analysis of Law and Policy in Europe and the United States*. Kluwer Law International (2002). Reference: Wilde (2002).

Videnskabelige artikler (reference: artiklens titel)

Betlem, Gerrit; *Scope and Defences of the 2004 Environmental Liability Directive: Who is Liable for What?* (2005). ERA-Forum 3/2005. Available at SSRN: <http://ssrn.com/abstract=1465558>

Bergkamp, Luca; *Implementation of the Environmental Liability Directive in EU Member States*. ERA Forum 2005, Volume 6, Issue 3, side 389-400

Eddy, Ronald M.; Reindl, Diana Terry; *Transporter Liability under CERCLA*. Environmental Law Reporter, 16 ELR 10244 (1986), side 1-24

Judy, Martha L.; Probst, Kathrine N; *Superfund at 30*. Vermont Journal of Environmental Law, Volume 11 (2009), side 192-247

Light, Alfred R.; *Restatement for Arranger Liability under CERCLA: Implications of Burlington Northern for Superfund Jurisprudence*. Vermont Journal of Environmental Law, Volume 11 (2009), side 372-393.

Pagh, Peter; *EU-direktiv om miljøansvar*. Juristen, Årg. 87, nr. 1 (2005), side 10-16.

Scholz, Andrew J.; Cabral, Matthew D.; *Arranger Liability under CERCLA after Burlington Northern*. Mass Torts Litigation, Volume 10, no. 2 (Winter 2012), side 1-4.