

Regulering af miljøforbedringer
Integration af kredsløbstankegang og
Forbedringspotentialer i miljøgodkendelses-
systemet

Udarbejdet af :

Jens Peter Mortensen

PHD-RAPPORTSERIEN

NR. 6 MAJ 2000



Institut for miljø, teknologi og samfund
Department of Environment, Technology and Social Studies

TEK - SAMFORLAGET

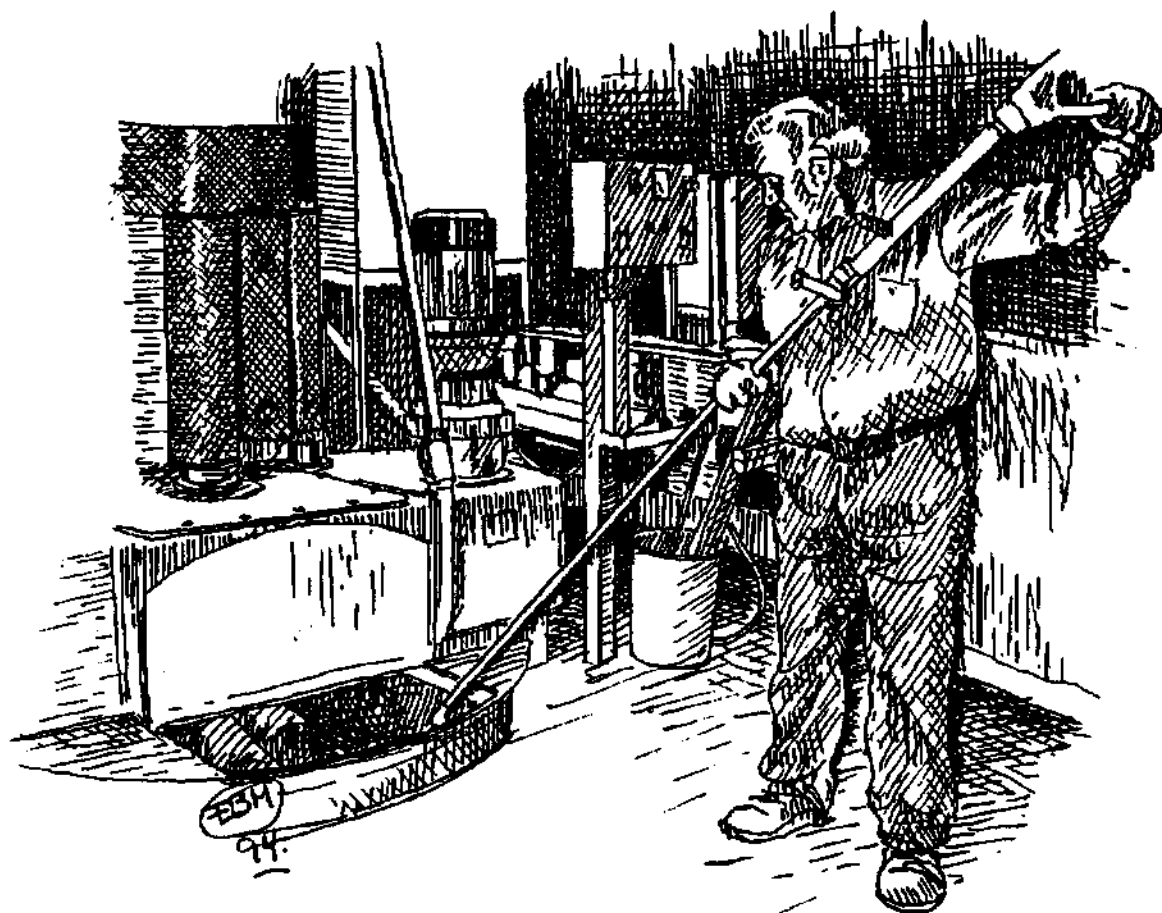
ISBN 87-7753-151-5



Roskilde University P.O. Box 260 DK – 4000 Roskilde Denmark
Phone (+45) 46 74 20 00 + lok. 2513 · E-mail forlag@teksam.ruc.dk

Regulering af miljøforbedringer

Integration af kredsløbstankegang og forbedringspotentialer i miljøgodkendelsessystemet



Tegning:

Rengøring af forblandingsbeholder til produktion af vandbaseret bygningsmaling på S. Dyrup & Co. A/S. Tegnet af min kollega på Gladsaxe Kommunes miljøkontor Erik Bøgelund Madsen på baggrund af et fotografi jeg selv har taget i 1994.

Indhold:

	Side
1. Regulering af miljøforbedringer	7
1.1 Problemformulering	13
1.2 Forholdet mellem teori og praksis - et teoretisk standpunkt	16
1.21 Dannelsen af et miljøbegreb	19
1.3 Rekonstruktion af reguleringsparadigmer	29
1.4 Gennemførte analyser	33
2. Fremstilling af analyseredskab baseret på det stofflige miljøbegreb	35
2.1 Interesseadskillellesparadigmet	46
2.11 Miljøkvalitetsbaseret kravformulering	51
2.2 Samspilparadigmet	52
2.21 Kravformulering baseret på potentiel effekt	61
2.3 Rationaleudnyttelsesparadigmet	63
2.31 Kravformulering baseret på branchevise vurderinger	66
2.4 Kredsløbsparadigmet	68
2.41 Kravformulering baseret på ressourceudnyttelsen	73
2.5 De fire reguleringsparadigmer og regelværket	74
2.51 Kontrolvilkår	76
3. Analyse af regelværket for vilkårsfastsættelser	79
3.1 Ændring af miljøbeskyttelsesloven i 1991	80
3.2 Brancheorienteringerne	83
3.21 Brancheorientering for galvanoidindustri	85
3.22 Orientering om referencer vedrørende renere teknologi ved miljøgodkendelser	89
3.3 Vejledningssystemet	96
3.31 Støjvejledningerne	97
3.32 Luftvejledningerne	100
3.33 Spildevandsvejledningerne	103
3.34 Affaldsbehandlingsanlæg	112
3.4 De anvendte reguleringsparadigmer i regelværket	116
3.5 IPPC-direktivet	119

Indhold

4	Undersøgelse af de udførende miljømyndigheders regel anvendelse	125
4.1	Fremgangsmåde for indsamling af det empiriske grundlag	128
4.11	Fremgangsmåde ved identifikation af det bagvedliggende miljøbegreb	130
4.2	Anvendte regelværk i miljøgodkendelserne	132
4.3	Et eksempel på krav- og kontrolvilkår til elektrogalvanisører	140
4.31	Revision af krav- og kontrolvilkår	146
4.4	Reguleringsparadigmer anvendt i miljøgodkendelserne	149
5	Det hollandske miljøgodkendelsessystem	151
5.1	Grundlaget for udarbejdelse af vilkår	152
5.2	Rammegodkendelser og aftalegodkendelser	155
5.21	Miljøreguleringen af galvanoidustri i Holland	160
5.3	Reguleringsparadigmer i Holland	163
6	US Effluent Standards	167
6.1	Electroplating Industry	174
6.2	Reguleringsparadigmer i US Effluent Standards	178
7	Miljøhandlingsplan for galvanoidustri	181
7.1	Registrering af spild pr. produceret enhed	186
7.2	Kredsløb, produktlevetid og genindvinding	197
7.3	Tidsrammer og målsætning	201
7.4	Sammenhænge med de tidligere reguleringsparadigmer	203
8	Konklusion	207
8.1	Det eksisterende regelværk	208
8.2	Miljøgodkendelser til galvanovirksomheder	210
8.3	De udenlandske erfaringer	211
8.4	Galvanoidustri	212
8.5	Virkemidler	213

Indhold

Referencer og litteratur:	215
Bilag A: Evalueringskriterier for evaluering af brancheorienteringerne	239
Bilag B: PARCOM rekommendation vedrørende galvanoidustri	241
Bilag E: Resumé	247
Bilag F: English Summary	261

1. Regulering af miljøforbedringer

Denne afhandling har til formål at diskutere og analysere mulighederne for at få en større overensstemmelse mellem de miljøpolitiske målsætninger og den udførte miljøregulering med et særligt fokus på udarbejdelsen af krav- og kontrolvilkår i miljøgodkendelser. Udgangspunktet tages i min 7-8 årige erfaringshorisont som kommunal miljøsagsbehandler i Gladsaxe Kommune.

Som miljøtilsynsførende i Gladsaxe Kommune fra foråret 1986 til ultimum 1993 oplevedes en større og større diskrepans mellem de miljøpolitiske målsætninger og hvad der rent faktisk var til rådighed af værktøj til konkret udførelse. Dialogen med virksomhederne blev i 1990'erne introduceret som noget nyt (Olsen, P.B. 1992) & (Goldschmidt, L. 1993) omend det aldrig har været muligt at regulere virksomhederne uden at tale med dem. Det er dog rigtigt, at såfremt miljøkravene bygger på vurderinger af de eksterne miljøeffekter, er der ikke tale om at tale *med* virksomhederne men derimod at tale *til* dem. Flyttes miljøreguleringens fokus fra de eksterne miljøeffekter til et fokus på løsningsmuligheder ændres kommunikationen fra tiltale til samtale. Som det fremgår af den efterfølgende gennemgang af de konkrete miljøreguleringsproblemstillinger forandres kommunikationsformen mellem myndighed og virksomhed ved ændring af det miljøfaglige fokus. Denne afhandling fokuserer ikke på kommunikationsformen men på indholdet af, hvad der kommunikeres, d.v.s. på formuleringen af de krav myndigheder stiller til virksomheder.

Jeg startede i praktik på Gladsaxe Kommunes miljøkontor i marts 1986. Jeg havde lige afsluttet et projekt på Tek-Sam, RUC om renere teknologi med et eksempel fra et tekstilfarveri; L.P. Hansen A/S på daværende tidspunkt lokaliseret i Grejsdalen i Vejle (Mortensen, J.P. & Petersen, P.J. 1986). Jeg var derfor opsat på at arbejde med renere teknologi ud fra et reguleringsudgangspunkt. På daværende tidspunkt blev definitionen på renere teknologi diskuteret meget. Det fremstod klart, hvilke typer af løsninger, der var uønskede, d.v.s., at renere teknologi nærmest blev defineret ved negationerne. Gladsaxe Bladet illustrerede i 1986 den kommunale tilsynsfunktion og problemstillingen med valget af løsninger på miljøforbedringer på humoristiske vis jvnf. figur 1.1.

Praktikken omhandlede foruden en måneds ophold på miljøkontoret også en måneds ophold henholdsvis på byplankontoret og i forsyningsafdelingen. Miljøkontoret fungerede som en slags udrykningstjeneste, der ved miljøkonflikter rykkede ud og løste konflikterne. Opsøgende tilsyn, hvor tilsyn udføres uden en forudgående klage eller en ansøgning om miljøgodkendelse, udførtes i praksis ikke, idet der ikke var sat ressourcer af til denne funktion. Kravene i miljøgodkendelser og påbud ved løsning af miljøkonflikter, var relateret til dels de forsyningsvirksomhedsmæssige problemstillinger som krav i forbindelse med udledning af spildevand til renseanlæg og aflevering af affald til forbrændingsanlæg eller losseplads m.v. dels til bestemmelserne i den fysiske planlægning. Traditionerne for denne form for miljøregulering var meget store i Gladsaxe Kommune, fordi Gladsaxe industrikvarter var det første planlagte industrikvarter i Danmark (Bredsdorff, E. m.fl. 1988).



Figur 1.1: Vittighedstegning i Gladsaxe Bladet 1986, der udover at illustrere hvilke løsninger på miljøproblemer, der ikke mere var gangbare, illustrerer den ønskede opgave for den kommunale tilsynsfunktion.

I 1987 arbejdede jeg som studenterhjælp på Gladsaxe Kommunes miljøkontor samtidigt med, at jeg lavede mit speciale, der omhandlede den amerikanske miljøregulering med særligt fokus på spildevandsreguleringen og "bobbel" strategien (Kaae, J. & Mortensen, J.P. 1987), og som på dansk senere blev oversat til omsættelige forureningstilladelser (Miljøministeriet 1988). Arbejdet med den amerikanske miljøregulering introducerede begrebet Best Available Technology (BAT) og den branchevise regulering, der er meget udbredt på den internationale scene. Da jeg derfor efter mit speciale fik fast arbejde på Gladsaxe Kommunes miljøkontor i 1988, var det med intentionerne om at arbejde med renere teknologi ud fra en indfaldsvinkel i branchevis regulering (Mortensen, J.P. 1988) (Jørgensen, E. & Mortensen, J.P. 1989).

Udover renere teknologi fik jeg spildevandsområdet som mit ansvarsområde. Dette skyldtes, at ansættelsen blev fremprovokeret af Gunna Starck, daværende borgmester for 4. magistrat i København. Hun klagede over spildevandsforholdene dels generelt i Gladsaxe industri kvarter

dels på to navngivende virksomheder; S. Dyrup & Co. A/S og Polyplex A/S. Gladsaxe Kommunes borgmester Ole Andersen svarede, at de ville ansætte en ingeniør til at tage sig af disse problemer. Imidlertid ansatte de undertegnede.

I starten kom arbejdet især til at dreje sig dels om oplandsundersøgelser i industrikvarteret dels om Polyplex A/S, der er en virksomhed, der producerer alkydbindemidler til plast- og malingsindustrien. Relationen mellem Polyplex A/S og Gladsaxe Kommunes miljøkontor kunne ikke betragtes som særligt godt - snarere tværtimod, fordi der ofte havde været klaget over lugtgener m.m. fra Polyplex A/S. I diskussionen om renere teknologi er det flere gange i 1990'erne blevet påpeget (Olsen, P.B. 1992) & (Goldsmidt, L. 1993), at reguleringen skal formes som en blød regulering, hvor udviklingen af renere teknologi foregår i en ramme, hvor myndighed og virksomhed samarbejder fremfor en autoritativ regulering, hvor myndigheden dikterer. Dette kræver, at virksomheden på forhånd kan karakteriseres som en velvillig samarbejdspartner. Disse senere "teoretiske betingelser" for at arbejde med renere teknologi var naturligvis ikke tilstede i sagen om Polyplex A/S. Imidlertid afskrækkede dette ikke mine forsøg på at få virksomheden til at arbejde med renere teknologi.

Polyplex A/S reagerede traditionelt ved at spørge efter reglerne for udledning af spildevand med et indhold af organiske opløsningsmidler. Som en del af dialogen om grænseværdier indsamlede de lister over grænseværdier i hele Europa og afleverede dem til mig. Imidlertid var der ingen grænseværdier, der var ens, hvorefter mit udgangspunkt enten kunne være et gennemsnit eller de skrappeste, dels var der ingen grænseværdier for indhold af organiske opløsningsmidler. Kravet blev derfor efter denne lille øvelse i forståelse med Polyplex A/S formuleret som en *målsætning for renere teknologi tiltag* om slet ikke at udlede spildevand. Polyplex A/S benævnte strategien som "Operation tørlægning af kloak". Gennem flere *handlingsplaner*, der blev indarbejdet i en spildevandstilladelse, blev samarbejdet med en før så genstridig virksomhed således sat på skinner. Kravene blev formuleret ud fra de konkrete miljøproblemer og ikke med udgangspunkt i nogen former for grænseværdier eller teoretiske inddelinger i henhold til relationen mellem virksomhed og myndighed.

Afløbsafdelingen i København, der som forsyningsteknisk enhed skulle høres i forbindelse med udarbejdelse af spildevandstilladelser, holdt imidlertid fast i, at der skulle udarbejdes grænseværdier for indhold af organiske opløsningsmidler i spildevand. Følgende problemstillinger blev drøftet parterne imellem:

Afløbsafdelingens forslag til fastlæggelse af grænseværdi for udledning af organiske opløsningsmidler i spildevand stammede fra et erfaringsgrundlag fra afværgeforanstaltninger i forbindelse med jordforurening. Niveauet var fastsat ud fra, hvornår Afløbsafdelingen normalt forlangte rensetekniske foranstaltninger og derfor afmålt efter de rensetekniske muligheder. Imidlertid var datidens mest foretrukne rensetekniske løsning på jordforurening med afværgevand indeholdende organiske opløsningsmidler; stripping. Af hensyn til de nævnte eksisterende lugtgener fra Polyplex A/S var dette derfor ikke en acceptabel løsning.

Der var ikke enighed om benzens opløselighed i vand. Nogle udgaver af fagbøger mente ikke, at benzen var opløseligt i vand, imens andre udgaver af samme fagbøger fastlagde et maksimalt niveau. Det gav derfor ingen mening at fastsætte grænseværdier for noget, der måske alligevel ikke kunne lade sig gøre. Uanset opløselighed forefandt der organiske opløsningsmidler i spildevandet fra Polyplex A/S, men det var muligvis ikke muligt at foretage en repræsentativ prøvetagning.

Der var diskussion af, hvorledes prøvetagningen og dermed *kontrollen skulle udføres*. Udledningen af spildevandet fra Polyplex A/S var meget ujævn og med et meget varierende indhold. Det oplevedes ofte, at prøvebeholderne efter en prøvetagning var tomme. Afløbsafdelingens vurdering af årsagen var dels tekniske fejl på prøvetagningsudstyret dels snyd fra Polyplex A/S. Det var således meget vanskeligt at tilrettelægge en prøvetagning alle kunne blive enige om repræsenterede virksomhedens spildevandsudledning.

Idet Polyplex A/S ikke ville anerkende det eksisterende niveau for udledning af organisk opløsningsmiddelholdigt spildevand kunne de heller ikke garantere et nyt og forbedret niveau.

Internt arbejdede Polyplex A/S videre med prøvetagningsproblemerne. Gennem reduktion af de samlede spildevandmængder blev det muligt at etablere to opsamlingsbeholdere med omrører, hvor alt spildevand fra minimum et døgn's produktion kunne opsamles. Inden udledning kunne der udtages en spildevandsprøve. Hvorvidt benzen kan opløses i vand er endnu ikke blevet afgjort, men idet benzen kunne konstateres i spildevandsprøverne, er den teoretiske diskussion ikke længere relevant.

Efter disse trepartsforhandlinger stod det imidlertid klart for Afløbsafdelingen i København, at hvis de ønskede en regulering af spildevandsforholdene på Polyplex A/S, måtte Afløbsafdelingen acceptere at arbejde uden grænseværdier og med målsætninger om en nuludledning. Efter at have gennemført handlingsplanerne i spildevandstilladelsen stod det imidlertid klart for Polyplex A/S, at med den eksisterende produktionsteknologi kunne det ikke lade sig gøre at nå et nul spildevandsudledningsniveau. På den anden side havde virksomheden fået farten af, at det kunne betale sig at opføre sig miljøvenligt. Relationen mellem spildevandsmyndighed og virksomhed var i perioden også blevet bedre, idet tiltagene i henhold til handlingsplanerne havde haft en virkning.

Polyplex A/S var en lønvirksomhed, hvilket vil sige, at det var kunderne, der bestemte hvilke produkter, der skulle køres på deres anlæg. Imidlertid begyndte Polyplex A/S på baggrund af klagesagerne vedrørende lugt at sige; nej tak!, til bestemte produktioner, der erfaringsmæssigt gav disse lugtgéner. Erfaringerne fra dette tiltag blev også brugt i en mere langsigtet miljøpolitik. Polyplex A/S fremlagde på et møde med Gladsaxe Kommune en meget fremsynet plan om udvikling, introduktion og salg af vandbaserede og opløsningsmiddelfrie alkydbindemidler. Dette tiltag forventede Polyplex A/S ville forebygge både lugtgénerne og spildevands-

problemerne. Imidlertid manglede kommunen en mulighed for at fastholde Polyplex A/S på denne miljøpositive udvikling. Såfremt det havde været muligt i henhold til miljøreglerne kunne kommunen have fastlagt en successiv reducerende grænseværdi for forholdet mellem produktion af organisk opløsningsmiddelbaserede og vandbaserede alkydbindemidler som et udtryk for udviklingen af den forebyggende miljøindsats.

Regelværket: Grundlaget for miljøregulering i praksis

I eksemplet med miljøreguleringen af Polyplex A/S illustreres der en mangel i regelværket til at kunne stille kontinuerlige krav. Det eksisterende regelværk er baseret på en opfattelse af miljøproblemer, der oftest medfører løsninger, som humoristisk er illustreret i figur 1.1, men som ikke forebygger miljøproblemerne i at opstå og i stedet for kræver omfattende rensetekniske foranstaltninger. For at der kan ske kontinuerlige forbedringer skal fokus for regelværket således ændres fra en fokus på det omgivende miljø til en fokus på produktionsforløbene. Idet virksomhederne reagerer i relation til kravformuleringen i deres godkendelser og tilladelser, må denne formulering følgeligt også ændres.

I det konkrete tilfælde var det gennem *anvendelse af handlingsplaner med tidsrammer*, der passede til Polyplex A/S's økonomiske rytmer, der fik løst problemerne vedrørende klagesagerne. Jeg gik som sagsbehandler ind og vurderede de forskellige tiltag ud fra *en renere teknologi vurdering* og fastsatte tidsrammen i relation til Polyplex A/S's økonomiske og tekniske muligheder. Imidlertid manglede jeg et grundlag i regelværket til at udføre denne teknologivurdering, d.v.s. dels til at kunne stille krav til *virksomhedens miljøpræstation* dels, hvorledes *kontrollen af miljøpræstationen skulle udføres*.

Jeg kunne have valgt en traditionel måde at løse problemstillingerne på ved at holde mig til regelværket og grænseværdierne for indhold af organiske opløsningsmidler i spildevand uanset valg af teknologi. Idet disse kunne betragtes som kemikalieaffald, skulle de bortskaffes til Kommune Kemi A/S og måtte ikke forefindes i spildevandet. Jeg kunne have fastsat en tidsramme på f.eks. et år og derefter have sendt sagen videre til politiet, når det kom frem, at Polyplex A/S ikke kunne have efterlevet kravene. Resultatet ville formentlig have været enten en pinlig miljøsag eller, at virksomheden valgte at flytte, hvorefter andre ville have haft glæde af de samme problemer. Et andet resultat af denne fokus kunne have været, at Polyplex A/S forbedrede den eksisterende spildevandsrensning samt byggede et forbrændingsanlæg til forbrænding af luft/lugt emissionerne, der muligvis kunne håndtere spildevandet med. Miljøproblemerne ville på denne måde være blevet forebygget, men der ville skulle bruges en masse ekstra ressourcer på disse former for løsninger.

I stedet for udviklede Polyplex A/S sig til en virksomhed, der dels har forebygget langt de fleste af de tidligere miljøproblemer med ændringer i produktionsforløbet, dels har indført miljøstyring, dels har indført udvikling af opløsningsmiddelfrie bindemidler i målsætningen for den fremtidige produktion med en tilsvarende udfasning af de gamle. Virksomheden har

skiftet navn til Via Nova Resins A/S.

Brancheregulering

Behovet for støtte i regelværket har været beskrevet i relation til reguleringen af den enkelte virksomhed og det kunne se ud som om, at Polyplex A/S' introduktion af organiske opløsningsmiddelfrie bindemidler var induceret gennem miljøkrav fra myndighederne. Imidlertid havde S. Dyrup & Co. A/S allerede kort forinden introduceret maling fri for organiske opløsningsmidler ganske vist baseret på et acrylbindemiddel udviklet og produceret af den amerikanske koncern Rohm & Haas Ltd. med nærmeste produktionsanlæg beliggende i Landskrona, Sverige og ikke på alkydbindemidler.

Teoretisk set er det umuligt at fremstille acrylbindemidler uden, at der opstår monomere, men rester af disse monomere kunne ikke detekteres af S. Dyrup & Co. A/S' konkurrenter. For at være helt sikre på, at eventuelle organiske opløsningsmidler fra andre produktioner af maling ikke forefandt i den nye maling, etablerede S. Dyrup & Co. A/S et separat produktionsanlæg til produktion af 0%-malingen som den blev døbt. Denne introduktionen af 0%-malingen lagde i første omgang et konkurrencemæssigt pres på de andre danske malingsproducenter, der for at undgå at tabe markedsandele som nævnt først prøvede at mistænkeliggøre og afvise udsagnet fra S. Dyrup & Co. A/S. Dernæst måtte konkurrenterne henvende sig til deres bindemiddelleverandører for at få leveret tilsvarende opløsningsmiddelfrie bindemidler og endeligt måtte de også etablere separate produktionsanlæg til denne malingsproduktion (Grüttner, H. m.fl. 1995). Der var således et konkurrencemæssigt pres på Polyplex A/S, idet flere malingsproducenter heriblandt Beck & Jørgensen A/S efterspurte disse typer af bindemidler.

Rohm & Haas Ltd.s' valg af Danmark som marked og S. Dyrup & Co. A/S som samarbejdspartner i introduktionen af 0%-malingen er ikke tilfældig. Siden diskussionerne om "malersyndromet" har de udenlandske kemikalieproducenter fulgt det danske marked meget nøje og anvender det som test for nye miljøvenlige produkter. Som beskrevet kræver produktionen af disse nye miljøvenlige produkter ændringer i virksomhedernes produktionsanlæg samtidigt med, at de lokale miljøproblemer ved produktionen ofte også skifter karakter. Disse ændringer og fastholdelsen af disse teknologspor kan det eksisterende regelværk slet ikke håndtere, fordi dette kræver, at der udarbejdes branchevise retningslinier, der bygger på en teknologivurdering og ikke en vurdering af de lokale omgivelser. Der er derfor et behov for branchevise regler, der fastlægges på baggrund af teknologiske og økonomiske analyser af branchen og dens udviklingspotentialer. I dette tilfælde får Danmark stillet en stor del af amerikansk miljøforebyggende know-how og teknologi til rådighed, blot fordi vi har haft nogle kritiske diskussioner vedrørende hjerneskader! Hvorfor udnyttes det ikke i regelværket?

S. Dyrup & Co. A/S' samarbejde med Rohm & Haas Ltd samt Beck & Jørgensen A/S' efterspørgsel hos Polyplex A/S viser det nødvendige ved løsning af miljøproblemer også at se

på de stofflige sammenhænge i produktionskæder d.v.s. miljøpræstationer i et kredsløbsperspektiv. Leverandør og kundeforhold som årsag til miljøproblemer er ikke på nogen måde beskrevet af det eksisterende regelværk, der ligger som grundlag for udarbejdelse af miljøgodkendelser, og dermed leveres der heller ikke nogen reguleringsmæssige løsningsforslag.

1.1 Problemformulering

I de praktiske problemer jeg stod overfor ved reguleringen af Polyplex A/S m.v. havde jeg på den ene side min faglige erkendelse stammende fra et bredt og omfavnende miljøbegreb indeholdende krav om kontinuerlige miljøforbedringer i et kredsløbsperspektiv (Mortensen, J.P. 1992) og på den anden side et regelværk, der hverken omfatter virksomhedernes miljøpræstationer internt på virksomheden, i relation til resten af branchen eller i relation til stofflige sammenhænge båret af leverandører og kundeforhold. På denne baggrund er afhandlingens problemstilling blevet udviklet til at omhandle:

Hvorledes kan der udarbejdes et regelværk med tilhørende krav- og kontrolvilkår branche for branche som grundlag for, at de udførende miljømyndigheder kan stille krav til kontinuerlige forbedringer af virksomhedernes miljøpræstationer set i et kredsløbsperspektiv?

For at kunne konstruere et sådant nyt regelværk er det nødvendigt dels at studere forholdet mellem miljøforbedringer i et kredsløbsperspektiv og formuleringen af de krav, der stilles til virksomhederne, dels at studere det eksisterende regelværk og implementeringen i miljøgodkendelser. Studiet af forholdet mellem miljøforbedringer i et kredsløbsperspektiv og formuleringen af krav til virksomhederne tager udgangspunkt i en rekonstruktion af det stofflige miljøbegreb og dets sammenhænge med forskellige reguleringsparadigmer. Rekonstruktionen afsluttes med opstillingen af et analyseredskab, der anvendes til at analysere dels det danske regelværk vedrørende miljøgodkendelser dels krav- og kontrolvilkår i miljøgodkendelserne.

Derudover inddrages udvalgte regelværk fra Holland og USA, hvor formuleringer af krav- og kontrolvilkår studeres nærmere ved anvendelse af førnævnte analyseredskab. Hensigten med inddragelse af det hollandske miljøgodkendelsessystem og US Effluent Standards er, at de formodes at være særligt udviklet i retning af implementering af kontinuerlige forbedringer i et kredsløbsperspektiv i formuleringen af krav- og kontrolvilkårene. De skal derfor fungerer som en yderligere inspirationskilde til opstilling af et nyt dansk regelværk.

Ved regelværk forstås de love, cirkulærer, bekendtgørelser, vejledninger og (branche)orienteringer m.v., der udarbejdes af Miljøstyrelsen og som danner det retslige grundlag for de udførende miljømyndigheder ved fastlæggelse af krav- og kontrolvilkår. Krav- og kontrolvilkår er de betingelser, der indarbejdes i miljøgodkendelser udarbejdet til virksomhederne af de udførende miljømyndigheder. De forstås som den endelige administrative implementering af de miljøpolitiske målsætninger overfor virksomhederne.

Ved kontinuerlige forbedringer forstås, at det er ikke nok, at virksomhederne opnår et af myndighederne fastsat niveau men, at der uanset de opnåede resultater fortsat arbejdes med at reducere belastningen af miljøet. En forudsætning for at kunne tale om disse kontinuerlige forbedringer er, at miljømyndighederne arbejder med målsætninger i og jævnlige revisioner af den enkelte miljøgodkendelse. I modsætning til de typer af miljøgodkendelser, jeg arbejdede med som miljøogsbehandler i Gladsaxe Kommune, foreskriver kontinuerlige forbedringer, at disse godkendelser udarbejdes i et dynamisk forløb og ikke i en fastlåst tilstand som den status quo, de gamle miljøgodkendelser forsøgte at opretholde.

Ved et kredsløbsperspektiv forstås, at der ikke længere blot skal fokuseres på spildevand, lugt, støj og luft forurening, der nok integreres i det samme stykke papir ved hjælp af hæfteklammen i rykken, men som tager udgangspunkt i virksomhedens samlede miljøpåvirkning.

Kredsløbsperspektivet defineres derfor;

- dels som de aktiviteter der forekommer internt på virksomheden, der som nødvendigt minimum må registreres med benævnelsen spild pr. produceret enhed, og ikke udelukkende inddeles i de enkelte emissioner,
- dels som de effekter disse interne aktiviteter har for de stofflige materialers skæbne både forud og bagud i forhold til den produktionskæde m.v. virksomheden er en del af.

Kredsløbsperspektivet indbefatter således dels det som ofte benævnes som livscyklusanalyser dels pointen i at handle lokalt men at tænke globalt.

Jeg tager ikke stilling til selve formuleringen af de miljøpolitiske målsætninger, der til tider synes at følge udviklingen i forståelsen af miljøvurderinger. F.eks. synes der at være en sammenhæng mellem udviklingen af livscyklusanalyser og formuleringen af den produktorienterede miljøpolitik. Jeg fokuserer derimod på, hvorledes opfattelsen af miljøvurderinger i livscyklusanalyser m.v. kan indarbejdes eller implementeres i de krav, der stilles direkte til virksomhederne i miljøgodkendelser m.v.

En miljøgodkendelse består som regel af 3 dele; en miljøteknisk beskrivelse, en miljøteknisk vurdering og vilkår. Det er i vilkårene, at den egentlige kravfastsættelse foregår. Vilkaere kan inddeles i to typer, der har en indbyrdes sammenhæng: Kravvilkår, der indeholder en kravfastsættelse i form af krav til indretning, grænseværdier e.lgn. samt kontrolvilkår, der beskriver, hvorledes virksomheden skal kontrollere og dokumentere overholdelsen af kravvilkårene.

Kravvilkårene er de vilkår, der sætter rammerne for virksomhedernes aktiviteter og som gennem det anvendte regelværk afspejler de miljøpolitiske målsætninger. Ved at fokusere på formuleringen af kravvilkårene kan det afsløres hvilken del af regelværket, der har været lagt til grund for udarbejdelsen af miljøgodkendelsen og dermed det bagvedliggende miljøbegreb. Som en yderligere mulighed for at undersøge baggrunden for formulering af kravvilkårene vil der i den miljøtekniske vurdering, såfremt den er udarbejdet, fremgå hvilke overvejelser, der har ligget til grund for udarbejdelse af vilkårene.

Kontrolvilkårene er de vilkår, der opstiller retningslinjerne for, hvorledes kravvilkårene skal dokumenteres, d.v.s. regler om monitorering, beregninger og afrapporteringer. Kontrolvilkårene og afrapporteringerne afspejler således gennem det anvendte regelværk og kravvilkårene den fysiske implementering af de miljøpolitiske målsætninger i den enkelte virksomhed. Samtidigt er kravvilkårene, de direkte krav virksomhederne er nødsaget til at forholde sig til, fordi en manglende efterlevelse kan sanktioneres retsligt.

Jeg fokuserer ikke på den endelige og egentlige konkrete implementering på virksomhederne. Denne afgrænsning skyldes, at stilles kravene i miljøgodkendelserne, vil en manglende efterlevelse af virksomhederne som nævnt, kunne håndhæves af miljømyndighederne om nødvendigt med en retslig indgriben. Er en udvidet forståelse af miljøbegrebet implementeret i krav- og kontrolvilkårene, anses de miljøpolitiske målsætninger derfor for implementeret i den konkrete virkelighed på virksomhederne. Fokus og afgrænsning for afhandlingens problemstilling er på denne baggrund illustreret i figur 1.2.



Figur 1.2: Illustration af implementeringsvejen for miljøpolitiske målsætninger på virksomhederne samt af den del af implementeringsvejen, der fokuseres på i denne afhandling.

1.2 Forholdet mellem teori og praksis - et teoretisk standpunkt

At vende tilbage til Tek-Sam efter næsten 10 års virke i den praktiske og udførende miljøregulering kan betragtes som et forsøg i sig selv udover det at udarbejde en Ph.D.-afhandling. Det sker med et ønske om dels at få en mulighed for at samle og strukturere de mange praktiske erfaringer jeg har tilegnet mig i den periode dels at få muligheden for at skabe en bedre overensstemmelse mellem handlinger og indhold på den ene side og miljøpolitiske diskurser og strategier på den anden. Samtidigt er jeg klar over, at mine erkendelsesmæssige interesser lever i en tid, hvor man på Tek-Sam hyldede kritiske og handlingsanvisende studier byggende på en real-analytisk videnskabstradition, hvor nutidens Tek-Sam synes mere fokuseret på at skabe eller være med på den eneste og overalt gældende teoretiske ramme selvom den skulle bestå af flere teoretiske delelementer. Min afhandling fremstår uomtvisteligt i en form som et dilemma, fordi det på en og samme tid ikke er muligt at tilfredsstille kravene om et solidt teoretisk fundament dækkende denne nævnte multidisciplinære og holografiske teoretiske indfaldsvinkel og på den anden side have et konkret tværvidenskabeligt udgangspunkt og en problemformulering med konkrete handlingsanvisninger som mål.

Helhedsorientering og kredsløbsbetragtninger er populære ord i den eksisterende Tek-Sam'ske hverdag, i forskningen og i miljøpolitikken som sådan. Der bygges strategier og teorier om, hvordan disse helheder udvikler sig. Hvor kommer disse videnskabelige baserede strategier og teorier egentligt fra? De bygger alle på en erfaring fra minimum en case, et problem eller lignende, der herefter er blevet generaliseret. Helheden består af og er beskrevet ud fra et enkelt eller flere eksempler, cases eller problemstillinger. Summen eller fællesmængden af disse cases eller problemstillinger er således det empiriske grundlag for disse koncepter.

Tages der et udgangspunkt i en helhedsorientering tages der udgangspunkt i en totalitet, der ofte ikke er synligt beskrevet på anden vis end, at den eventuelt er blevet eftervist af enkelte udvalgte cases, eksempler eller problemstillinger. Et sådant teoretisk udgangspunkt fører til, at der søges efter passende cases, eksempler eller problemstillinger, der "passer" til teorigrundlaget. En helhedsorientering er imidlertid ikke orienteret i relation til den enkelte case, eksempel eller problemstilling, hvorfor fokus i denne slags studier er vanskelige at finde! Er der ikke et fokus i orienteringen - hvordan kan man så orientere sig? *Helhedsorientering virker derfor som desorientering.*

Tages der derimod udgangspunkt i en konkret case, tilfælde, eksempel eller problemstilling vil studiet have et fokus og vil kunne beskrives som *problemorienteret*. Ved forsøget på at løse en problemstilling vil det være nødvendigt at indfange, hvad andre har tænkt før i lignende eller nogenlunde tilsvarende situationer. En vis litteratursøgning bliver herefter nødvendig og det kan være nødvendigt at sætte sig ind i udvalgte teorier, teoriretninger eller dele heraf. Disse teorier, teoriretninger eller dele heraf er på forhånd udviklet, akcepteret,

anvendt og fremstår som en del af det eksisterende erfaringsgrundlag og virkelighed, der studeres. Denne status for teorierne gør, at de ikke længere kan betragtes som teori men derimod som en del af det empiriske grundlag. Frederick Engels udtrykker denne dialektiske opfattelse af forholdet mellem empiri og teori på følgende måde:

“Further, we find upon closer investigation that the two poles of an antithesis, positive and negative, e.g. are as inseparable as they are opposed, and that cause and effect are conceptions which only hold good in their application to individual cases; but as soon as we consider the individual cases in their general connection with the universe as a whole, they run into each other, and they become confounded when we complete that universal action and reaction in which causes and effects are eternally changing places, so that what is effect here and now will be cause there and then, and vice versa.” (Engels, F. 1996, s.2)

Et problem består af årsag og virkning. Det sker ofte, som Frederick Engels nævner i citatet, at forskellene mellem årsag og virkning udviskes og kan bytte plads. Produktion har nogle miljøeffekter, f.eks. forårsager ølbrygning spildevandsudledning med et indhold af organisk stof og næringssalte, der leder til eutrofiering. Miljøeffekter kan være årsag til produktion; f.eks. forårsager eutrofiering produktion af biologiske spildevandsrens anlæg. Årsag og virkning smelter sammen for derefter igen at fremstå som to modsætninger. Gennem studier af årsag og virkningssammenhænge skabes løsninger. Løsninger indgår i den nævnte vekselvirkning mellem årsag og virkning, f.eks. er spildevandsrens anlæg samtidigt med at være produktion af jordforbedringsmidler også en løsning på problemer med eutrofieringseffekten. Et problemorienteret studie består derfor af disse tre dimensioner; årsag, virkning og løsning, der indbyrdes kan bytte plads for derefter igen at opstå som modsætninger.

I en artikel om videnskabskrigen i DJØF-bladet nr. 19 1999 interviewer Jesper Svennum professor på Ålborg Universitet Bent Flyvbjerg. Heri beskrives relationen mellem det generelle og konkrete samt forholdet mellem samfundsvidenskaben og naturvidenskaben:

“Tilstanden er fastlåst. Mener professoren, fordi unge forskere er nødt til at meritere sig for at nå videre i karrieren. De lytter til ældre kollegaers ofte velmenende råd. Og ti år senere er de selv lullet ind i tankegangen om de generelle teorier - den tid-og-sted-uafhængige forskning og naturvidenskabens sandhedsideal.” (Svennum, J. 1999)

Bent Flyvbjerg vender sig således mod de generelle teorier og samfundsvidenskabernes underlæggelse af naturvidenskabelige discipliners videnskabsopfattelse. Han anbefaler videre følgende retningslinier for unge forskere:

“Hold dig til det konkrete. For i øvrigt er der ingen modsætning mellem det konkrete og det generelle. Lige som ved en god fortælling er det kunsten i samfundsvidenskaben at finde det generelle i den konkrete lille detalje.” (Svennum, J. 1999)

Bemærkningen om det generelle i den konkrete detalje forudsætter et kendskab til det generelle, d.v.s., at det generelle skal være undersøgt, beskrevet og fremstillet i overskuelig form. Såfremt det generelle ikke er undersøgt, beskrevet og fremstillet i overskuelig form, hvorledes kan det ellers dokumenteres og formuleres, at der er en generalitet i det konkrete? Kravet til anvendelsen af en case i forskningen, hvor der skal være en generalitet i den konkrete detalje, bliver derfor et skjult krav til kvantitative opgørelser eller en opfordring til at levere udokumenterede påstande om helheden, altså teoretisk-analytiske teser.

En anden måde at undgå kvantitative undersøgelser på og kravene fra de naturvidenskabelige forskningsmetoder er i følge Bent Flyvbjerg at anvende den eksemplariske case (Kilde ?). Den eksemplariske case er en udvælgelse af et yderpunkt eller grænse for den population, der undersøges og derved bruge udsagnet til at fortælle noget om resten af populationen ved fastlæggelsen af rammerne. Problemet med denne metodik er bestemmelsen af netop yderpunktet eller grænsen for populationen. Såfremt eksemplerne, casene eller individerne i populationen er sammensat af mange forskellige parametre, som f.eks. virksomhedernes miljøforhold, økonomien i et markedssystem, teknologivalg m.v., opstår et problem med, at yderpunktet bliver sammensat af mangfoldige parametre. Mangfoldigheden skaber en kompleksitet, der gør det meget vanskeligt at gennemføre en sådan argumentation. Den enkelte case, eksempel eller individ i populationen vil være en meget sammensat størrelse, hvilket betyder, at for at kunne bestemme yderpositionen er det nødvendigt at kende samtlige individer i populationen, og så er der ikke opnået nogen forenkling.

I den videnskabelige verden beskyldes jeg personligt ofte for at behandle teorier som en elefant på en porcelænsudstilling, der ustandseligt skyder sig selv i foden som f.eks. i ovennævnte gennemgang af anvendelsen af eksempler som teoretisk udgangspunkt, og når det drejer sig om den konkrete virkelighed for at præsentere påstået sammenhænge uden ordentlige referencer. Jeg må jo erkende, at jeg som kommende fra den praktiske verden ikke har den samme indsigt i teoretiske værker som andre, der har været og optrådt i den teoretiske verden i de sidste ti år. Jeg vil heller ikke forsøge at gøre dem rangen stridig - jeg har bare svært ved at acceptere teoretiske rammer, der udgiver sig for at være holistiske, universale, alt gældende eller metafysiske. Når der således anvendes eksempler, bør de fremstå som det, de er - unikke!

Af generaliteter eller alment accepterede teorier vil jeg dog alligevel nævne teorierne om de markedsøkonomiske bevægelser i et markedsøkonomisk system beskrevet af de klassiske økonomer herunder Karl Marx (Marx, K. 1972). Dette er dog en generalitet i relation til den kapitalistiske produktionsmåde som sådan og spørgsmålet er om, at selvom markedsøkonomien i dagens Danmark har en absolut dominans, så er den ikke den determinerende faktor i *alle* samfundsmæssige beslutninger, f.eks. vedrørende kærlighedslivet mellem to mennesker (kapitalens omfangslogiske status).

Det følgende spørgsmål i relation til denne afhandling rettes derfor mod; findes der en tilsvarende generalitet, når fokus rettes mod miljøproblemer? Medmindre der anvendes

metafysiske indfaldsvinkler vil jeg på baggrund af ovennævnte overvejelser fremsætte en påstand om, at betingelsen for, at et miljøproblem kan formuleres og artikuleres, må det ske på baggrund af en stoflig forteelse og en registrering af denne. Et miljøproblem er på denne måde bundet til en opfattelse af miljø som et stofligt begreb. Udgangspunktet for denne afhandlings forståelse af miljøreguleringen tages derfor i det stoflige miljøbegreb.

Når jeg præsenterer eksempler fra den virkelige verden, er det eksempler, jeg selv har erfaret i kraft af min job situation, hvorfor de egentlige referencer ofte ikke eksisterer på skrift, og derfor kan fortabe sig. De er således stærkt personlige og uden den objektivitet, der foreskrives i den positivistiske videnskabstradition. Eksemplerne er endvidere ikke tænkt som alment gyldige men derimod som illustrative i forhold til en pointe eller, såfremt der søges en større generalitet, som illustrative i relation til et paradigme. Eksemplerne skal således ikke forstås som et eksemplarisk forløb i teoretiske sammenhænge og ej heller som repræsentative men derimod for paradigmatiske illustrative.

Under udarbejdelsen af denne afhandling har der ind imellem været tid og lejlighed til at vende tilbage til den praktiske verden, der i modsætning til den videnskabelige verden stadig synes, at jeg har nogle konkrete budskaber som der lyttes til, omend jeg beskyldes for at være så klog, at jeg kunne undvære hovedet. Jeg har endog tilegnet mig nogle irriterende vaner med at formulere alting i så lange sætninger og ord, at det er uforståeligt for langt de fleste almindelige mennesker. Teoriene kører i selv sving og forskningen synes fuldstændig uanvendelig, fordi den kun reproducerer resultater indenfor egen selvopfattelse og kontekst. Jeg forsøger at forsvare mig med, at det jo netop var min hensigt og udgangspunkt ikke at falde i den grøft, og at jeg netop er en af dem, der forsøger at levere et direkte anvendeligt resultat. Om dette er tilfældet kan jeg kun overlade til de praktikere, der skulle begive sig ind i at læse en afhandling fra en af forskningens elfenbenstårne - Tek-Sam.

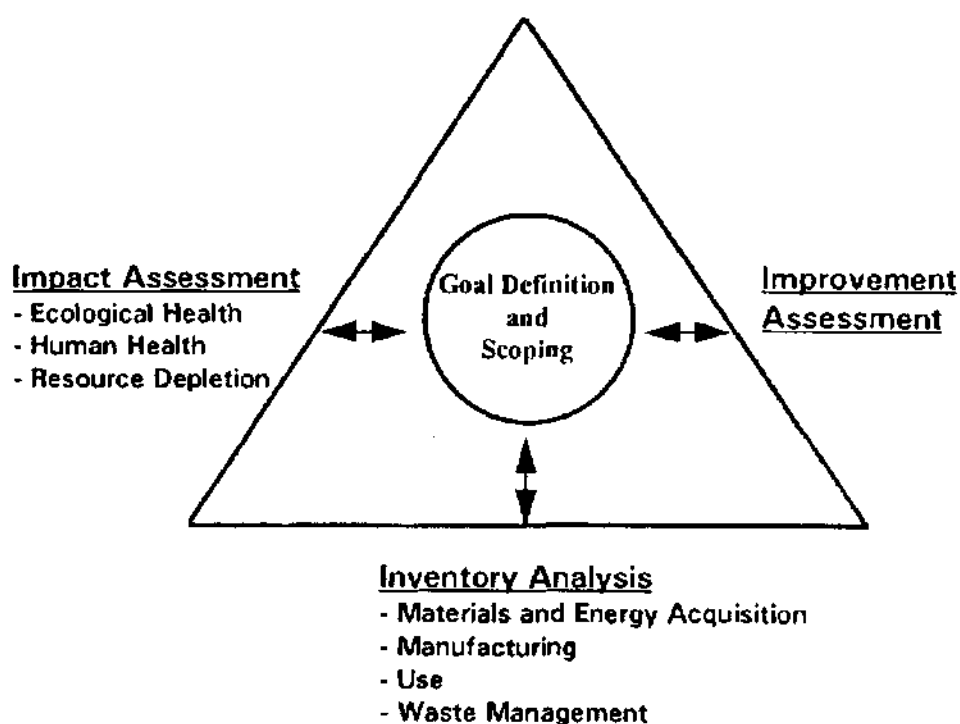
1.21 Dannelsen af et stofligt miljøbegreb

Miljøproblemer, som opfattet i denne afhandling, har et stofligt udspring i menneskernes udnyttelse af naturen. På baggrund af de mellem menneskelige konflikter, der opstår i udnyttelsen af dette stoflige grundlag, udspringer miljøpolitikken og dermed ønsket om regulering. Forståelsen af miljø som et stofligt begreb og hvilke elementer, der skal inddrages i en miljøvurdering, er således centralt for denne afhandlings problemfelt.

I arbejdet med at fastlægge rammerne for stoflige vurderinger i et kredsløbsperspektiv spiller organisationen Society of Environmental Toxicology and Chemistry SETAC, der er kemikernes og toksikologernes internationale faglige organisation, en stor rolle. Denne organisation har arbejdet meget med at få standardiseret arbejdet med de såkaldte livscyklusanalyser (LCA). Arbejdet har til en vis grad bygget på den amerikanske miljøadministrations erfaringer med at standardisere deres miljøvurderinger; Environmental Impact Assessment (EIA) (US EPA 1993). Det følgende vil derfor beskrive opstillingen af metodikken for livscyklusanalyser

for derigennem at illustrere rammerne for det stofflige miljøbegreb.

Det centrale for livscyklusanalyser består først og fremmest af en opstilling af mål, målsætninger og omfang, der sætter rammen for selve analysen. Derudover består livscyklusanalyser af en systemgennemgang og -beskrivelse (Inventory Analysis), der beskriver de dele af de samfundsmæssige stofstrømme, der skal miljøvurderes, en miljøpåvirkningsvurdering (Impact Assessment), der udover at indeholde recipientvurderinger også indeholder vurderinger af effekter ved ressourceforbrug, samt en vurdering af miljøforbedringer (Improvement Assessment) jvnf. figur 1.3 (SETAC 1993).



Figur 1.3: SETACs trekantsmodel (SETAC 1993).

US EPA vurderer i 1993, at arbejdet med denne tre-dimensionelle opfattelse af det stofflige miljøbegreb er udviklet især vedrørende systembeskrivelserne, i mindre grad vedrørende miljøpåvirkningen og slet ikke vedrørende forbedringsløsningerne (US EPA 1993). Der er således ikke tale om et færdigt udviklet miljøbegreb, hvorfor der i figur 1.3 er indarbejdet en fjerde ikke stofflig dimension, der skal definere omfang og målsætning (Goal Definition and Scoping) for udførelse af en livscyklusanalyse.

Et miljøbegreb kan således bestå af andet end stofflige betragtninger, hvori der f.eks. indgår socialpolitiske opfattelser om fordeling af ressourcer mellem industrialiserede nationer og udviklingsnationer, eller økonomiske betragtninger, hvor alle stofflige bevægelser ses som økonomiske transaktioner. Denne afhandling har ikke til formål at gennemføre en analyse af alle disse miljøbegreber, men der vil blive *fokuseret på den seneste udvikling af det stofflige miljøbegreb og de tilhørende miljøvurderingsmetoder.*

Selvom de forskellige trin beskrives successivt gør SETAC en dyd ud af, at en livscyklusanalyse er en iterativ proces, hvor hver løbende vurdering der foretages, skal holdes op imod de øvrige vurderinger og revideres i forhold til resultatet. På denne måde kan endog formålet med livscyklusanalysen ændre sig, fra da analysen startede til den afsluttes. Det er ganske typisk at starte med meget store ambitioner for derefter at ende op med et relativt beskedent resultat (SETAC 1993).

“Goal Definition and Scoping”

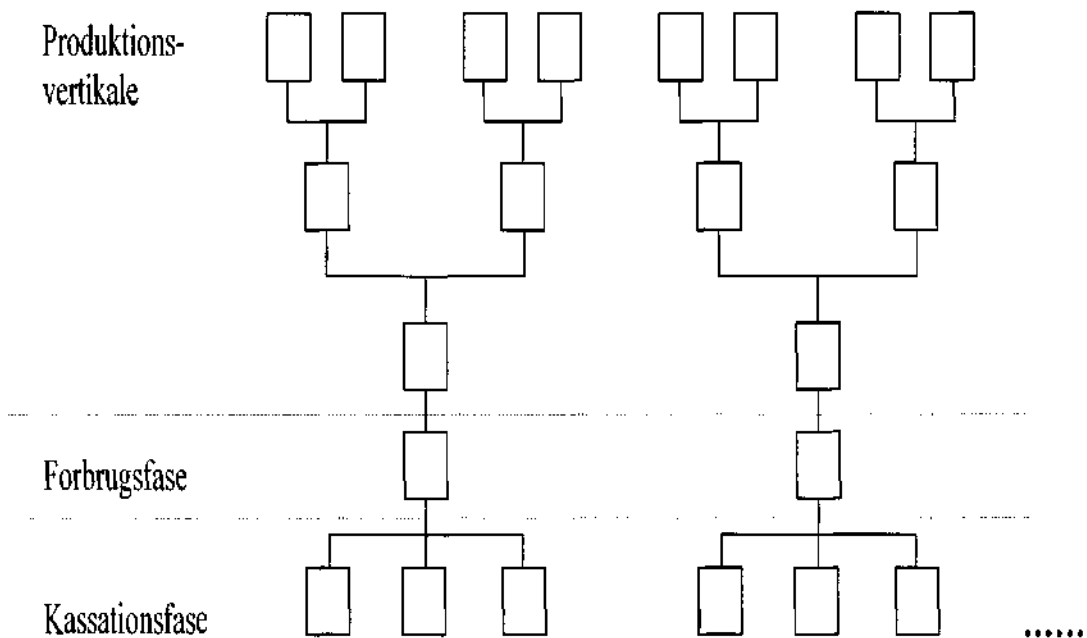
Bestemmelsen af formål og omfang af livscyklusanalysen er som nævnt det centrale element i livscyklusanalysen og er det, der bestemmer analysens udformning og begrænsninger (SETAC 1993). Formålene kan være mangeartede, men de kan groft set inddeles i relation til det system, der betragtes. Formålene med at udføre en livscyklusanalyse kan være at udarbejde et miljømærke for et bestemt produkt, at vælge mellem to produkter med samme ydelse men med forskellige bagvedliggende produktionskæder, forbedre virksomhedens miljøpræstationer i et kredsløbsperspektiv eller at forbedre myndighedernes grundlag for afgørelser med miljømæssige konsekvenser. Fokuseringen i denne afhandling er miljøreguleringen af den enkelte virksomhed, hvorfor håndteringen af de tre fokuseringspunkter skal relateres til denne kontekst. Udgangspunktet er således ikke produkterne men den enkelte virksomhed og de stofflige sammenhænge, denne indgår i.

Det er tydeligt, at der er flere forskellige aktører indblandet i at udarbejde livscyklusanalyser, og det er da også tydeligt, at mulighederne for at indsamle de nødvendige data samt data af tilstrækkelig høj kvalitet i høj grad afhænger af, hvem der udfører den pågældende livscyklusanalyse. Af denne årsag foreskriver ISO 14040 (ISO 1997), at der udover den løbende evaluering, der foretages i den iterative proces, skal der som afslutning på livscyklusanalyser foretages en evaluering af uafhængige eksperter på det pågældende område. Dette strider ikke mod holdningerne i SETAC, men det er dog uafklaret hvorledes, at disse personer på en gang både kan være eksperter og uafhængige i relation til disse meget komplekse analyser (Lassen, J. & Mortensen, J.P. 1997).

“Inventory Analysis”

Systemgennemgangen betegnes som det punkt i livscyklusanalyser, der er bedst undersøgt, og

hvor metoderne er velbeskrevet (US EPA 1993). Når formålet er fastlagt, er den mest anvendte fremgangsmetodik først at afgrænse og beskrive det system, der ønskes beskrevet, for dermed at bestemme omfanget af undersøgelsen. Systembeskrivelsen består af en række successive trin; fastlæggelse af funktionel enhed, afgrænsning af produktionskæde, forbrugs- og kassationsfaser, allokeringsregler f.eks. ved samproduktion af flere produkter i en proces eller ved affaldsbehandling af flere produkter på en gang, samt af valg af miljøeffekter. Systemafgrænsningen for en livscyklusanalyse illustreres ofte som illustreret i figur 1.4.



Figur 1.4: Illustration af komparative livscyklusanalyser.

Afgrænsningens første trin er valget af den enhed ressourceforbrug og emissioner skal holdes op imod. SETAC foreslår at anvende udtrykket den funktionelle enhed, der skal bestemme og fastlægge enheden for den ydelse det pågældende produkt kan yde (SETAC 1993). Udover funktionen ligger der i begrebet ydelse også produktets levetid. Levetiden er et væsentligt element p.g.a. følgende logiske ræsonnement: Såfremt et produkts levetid kan fordobles kan produktionen af produkter halveres og følgelig nedsættes miljøbelastningen også til det halve. Samtidigt er levetiden af produktet ofte svær at bestemme særskilt fra produkt til produkt. Dette centrale element i livscyklusanalyser er derfor ofte genstand for stor debat (Lassen, J. & Mortensen, J.P. 1997).

En af forskellene mellem at studere produkter og processer illustreres ved, at der ofte vil være en diskrepans mellem det, som virksomhederne angiver som en produceret enhed, og det, som defineres som en funktionel enhed i relation til produktets anvendelse. Derudover kan virksomhederne hver for sig arbejde med forskellige definitioner af den producerede enhed, hvilket kan umuliggøre sammenligninger af præstationer mellem virksomheder indenfor den pågældende branche. Hvilken af de to størrelser, der skal anvendes kan kun fastlægges i den konkrete analyse. I reguleringssammenhænge bør det dog sikres, at der er en overensstemmelse mellem disse to størrelser således, at den ene kan omsættes til den anden og omvendt. I relation til SETAC og UMIP¹ er der ingen begrænsning i, hvordan en afgrænsning kan foretages, når blot den er gennemargumenteret. I praksis har det dog været nødvendigt at foretage ganske betragtelige afgrænsninger, fordi datamængderne især ved de komparative produktanalyser er enorme, se f.eks. (Hansen, L.H. 1998). Følgende afgrænsninger er typiske:

1. Afgrænsning af produktionskæder og stoffer, der skal indgå i analysen, bestemt ud fra stoffets mængdeandel af det samlede produkt.
2. Afgrænsning af dataindsamling til gennemsnitsbetragtninger af brancheniveauet.
3. Fastlæggelse af faste allokeringsregler af ressourceforbrug og recipienteffekter ved produktion af flere produkter eller behandling af emissioner i samme proces.
4. Afgrænsning af undersøgelse til velbeskrevne miljøeffekter.

Ad 1: I nogle livscyklusanalyser f.eks. (Ecobilan 1995) har der været gennemført en afgrænsning, der går på en mængde andel af de enkelte stoffer, der indgår i slutproduktet. Imidlertid kan netop dels de mængde udelukkede stoffer være det, der karakteriserer produktets miljøegenskaber, dels kan produktion af disse stoffer indebære betydelige miljøimplikationer. Afgrænsningen bør derfor foretages ud fra påvirkningens relative betydning, d.v.s. dels efter, hvorledes det pågældende stof indgår i produktionselementerne, dels efter karakteren af miljøeffekten (Lassen, J. & Mortensen, J.P. 1997).

Ad 2: Ved komparative livscyklusanalyser afgrænses dataindsamlingen vedrørende data fra led forud i produktionskæden ofte til indsamling af data bestående af branchegennemsnit. Dette betyder, at såfremt markedsf forholdene varierer, d.v.s. virksomhedernes brancheinterne konkurrencemæssige styrkeforhold, vil den gennemsnitlige betragtning af miljøimplikationerne ændres. Der tilbagestår derfor et stort arbejde i at følge konkurrenceudviklingen indenfor de udvalgte brancher. Samtidigt er gennemsnittet en abstraktion, der sandsynligvis ikke eksisterer i virkeligheden, men vil være en aggrektion af flere varianter af måske helt forskellige produktionsforløb. Ved at fokusere på konkrete præstationer i stedet for bliver det muligt at vælge den virksomhed, der kan levere produktet med den bedste præstation for det bagvedlig-

¹ UMIP: Det materialeteknologiske udviklingsprogram. UMIP er det danske udviklingsprojekt for livscyklusanalyser udført af Institut for Produktudvikling (IPU) på Danmarks Tekniske Universitet (DTU).

gende produktionsforløb (Hansen, L.H. 1998).

Ad 3: Allokeringproblemer er en særlig slags afgrænsningsproblematik, der opstår, når flere produkter produceres ved den samme proces eller når flere produkter indgår i det samme behandlingsforløb i kassationsfasen. Her kan der vælges mellem at tilskrive hele, dele eller ingen/intet af ressourceforbruget og recipientpåvirkningen. Uanset hvorledes det fastlægges, vil valget i relation til at sammenligne to eller flere produkter og deres bagvedliggende produktionskæder kunne påvirke resultatet i ganske betragtelig grad uanset, at der benyttes samme allokeringssituationer i produktets bagvedliggende produktionskæde, imens det produkt, der sammelignes med, ikke behøver at have nogen. Udfaldet af analysen afhænger i dette tilfælde i meget stor grad af valget af allokeringssituationer. Når valget af allokeringssituationer har så stor indflydelse på det endelige resultat besidder den komparative livscyklusanalyse ikke den nødvendige validitet, der skal ligge til grund for at kunne vælge det ene produkt fremfor det andet (Hansen, L.H. 1998) & (Lassen, J. & Mortensen, J.P. 1997).

Ad 4: Ved en vurdering af miljøeffekterne nedarves systemafgrænsningsproblemerne. Dette kan illustreres ved f.eks. at vælge branchegennemsnit som afgrænsningsmetodik, der derefter udelukker muligheden for at beskrive lokale og regionale konkrete/aktuelle miljøimplikationer, idet de kræver en specifikation af lokaliteten. Valget af branchegennemsnit som afgrænsningsmetodik medfører således en afgrænsning af muligheden for at diskutere konkrete/aktuelle lokale og regionale miljøimplikationer (Hansen, L.H. 1998).

“Impact Assessment”

Vurderinger af miljøpåvirkninger er et område, der er udført en del undersøgelser af, men der mangler stadig metodeudvikling (US EPA 1993). Den grundlæggende forskel fra tidligere effektvurderinger til de effektvurderinger, der foretages i relation til livscyklusanalyser er, at livscyklusanalyserne ikke starter med en recipientvurdering og derefter arbejder sig baglæns til kilden, men derimod tager udgangspunkt i kilden og forsøger at vurdere, hvad forskellige handlinger/ændringer får af betydning for miljøet. Dette princip er nedarvet fra de amerikanske EIA vurderinger. Fokus er således ændret fra at stå udenfor og kigge ind i “black boxen” til, at vurderingerne i udpræget grad afhænger af, hvorledes systemafgrænsningerne sættes op. Systemafgrænsningen og opstillingen af alternativer sættes i centrum for vurderingerne.

Miljøpåvirkningsvurderinger kan inddeles dels i relation til om det er effekter for ressourcegrundlaget eller om det er recipienteffekter, dels i relation til effektens geografiske udbredelsesområde. I kaskademodellerne² er der fire omdrejningspunkter, der skal vurderes, alle med

² Gennemgangen bygger på (Sirkin T & ten Houten M. 1993) samt (Korsbæk, H. & Nejrup, D. 1997). Kaskademodeller kan opfattes som et delelement af en livscyklusanalyse - den del der fokuserer på ressourceforbruget.

udgangspunkt i en ressourcebetragtning:

1. Ressourcekvaliteten og anvendelsesformål
2. Udnyttelseeffekt
3. Ressourcegenbrug
4. Forbrugs- og fornyelighedsbalancer (Sirkin T & ten Houten M. 1993).

Harmonisering af *ressourcekvaliteten med anvendelsesformålet* har til formål at sikre, at anvendelsen af ressourcer sker i de rette sammenhænge således, at udtømmningstruede ressourcer ikke anvendes til formål, hvor der i stedet for kunne anvendes ikke-udtømmningstruede ressourcer. Således kan forskellige substitutionsmuligheder vurderes ved at sammenligne forholdet mellem udnyttelsehastighed, tilbageværende naturressourcelagre og gendannelseshastigheden (udtømmelighedshastighederne) (Sirkin T & ten Houten M. 1993).

Udnyttelseeffekten har til formål at vurdere, hvormeget der spildes under anvendelsen af ressourcen. Forskellige anvendelser af samme ressource kan betragtes og det kan vurderes om en anvendelse skal optimeres eller substitueres (Sirkin T & ten Houten M. 1993). Dette indgår i afvejninger vedrørende systemafgrænsningsdiskussionen i livscyklusanalyserne, men da disse analyser skal foregå i et iterativt forløb, vil denne vurdering ofte først blive foretaget et stykke inde i det samlede forløb.

Ressourcegenbrug er en form for optimering af ressourceudnyttelsen, hvor ressourcen efter brug anvendes igen. Denne genanvendelse kan tage to former; udnyttelse af ressourcen til samme formål eller udnyttelse af ressourcen til et andet formål. I denne sammenhænge skal der tages stilling til den anvendelse af (nye) ressourcer, der dels skal til for at bringe ressourcen (og hvor langt?) tilbage i samme produktionsvertikale igen dels skal til for, at ressourcen kan substituere anden ressourceforbrug til andet formål (Sirkin T & ten Houten M. 1993). Dette er igen et element i systemafgrænsningsdiskussionen for livscyklusanalyser.

Forbrugs- og fornyelighedsbalancer berører om der under hensyn til udtømmningen af ressourcer skal sættes ind med forøgelse af fornyelighedshastighed, f.eks. gennem genplantning af træer eller om det er forbruget, der skal søges dæmpet enten ved at harmonisere ressourcekvalitet og anvendelsesformål, forbedre udnyttelseeffekten og forøge ressourcegenbruget eller ved at sætte restriktioner på det samlede forbrug (Sirkin T & ten Houten M. 1993).

Kaskademodellerne arbejder kun med recipienteffekter ud fra et ressourceudgangspunkt. Recipienteffekter omregnes til et ressourceforbrug ved at beregne ressourceforbruget, der skal til for at tilbageføre naturen til den oprindelige tilstand inden den ene eller anden udledning har forekommet (Korsbæk, H. & Nejrup, D. 1997). Kaskademodellerne beskæftiger sig således ikke med en beskrivelse af recipienttilstande eller fastlæggelsen af potentielle effektmålinger men kun med ressourceforbruget. Der nævnes ikke noget om, hvorledes kaskademodellerne forholder sig til irreversible recipienteffekter.

Effektvurderinger består ifølge (UMIP 1993) af 4 successive trin: Klassifikation, karakterisering, normalisering og politisering. Det sidste trin kan dog udelades men bringer de stofflige naturvidenskabelige vurderinger ind i et samfundsmæssigt sammenhænge, der gør vurderinger mere velegnet til at tage politiske beslutninger på (UMIP 1993). På denne måde drejes resultatet af livscyklusanalyserne væk fra de egentlige teknisk naturvidenskabelige vurderinger. Politisk fokusering på et bestemt miljøproblem behøver ikke være bestemt af problemets karakter og omfang men i stedet for være forårsaget af enkelte aktørers mere eller mindre heldige optræden.

Opgaven ved klassifikationen er at kunne omsætte de af systemgennemgangens beskrevne ressourceforbrug og emissioner til de udvalgte effektkategorier. Effektkategoriene er inddelt i to lag mellem enkelte effekter som eutrofiering, forsurening, vandforbrug m.v. til de mere overordnede kategorier som effekter på mennesker, velfærd, det abiotiske og biotiske miljø (Jensen, A.A. m.fl. 1994). Det kan der gives nogle eksempler på i figur 1.5.

<u>Emissioner</u>	<u>Initial effekt</u>	<u>Sekundær effekt</u>
Svovlholdig røggas	Syreregn	Sure søer
Kuldioxid	Global opvarmning	Stigning af have
CFC-gasser	Nedbrydning af ozonlag	Hudkræft
Næringssalte	Eutrofiering	Fiskedød
Forbrug af fossile brændstoffer	Udtømning af ressource	Reduktion af fremtidige handlemuligheder

Figur 1.5: Eksempler på sammenhænge mellem emissioner, initial effekt og sekundære afledte effekter (Jensen, A.A. m.fl. 1994).

Karakteriseringen forbinder emissionerne med de relevante udvalgte effekter. Karakteriseringen består i henhold til (Jensen, A.A. m.fl. 1994) af 4 successive trin:

- 1 Vurdering af mængden, hvilket er en information, der kan hentes fra systemgennemgangen.
- 2 Fornyelighed og beholdning af lagre vurderes i relation til ressourceforbruget. Toksicitet, nedbrydning og bioakkumulation vurderes i relation til recipienter.

- 3 Mængden sættes i relation til det samlede bidrag af den pågældende effekt. Denne opgørelse er geografisk afhængig, idet miljøeffekter både kan være af lokal, regional og global karakter.
- 4 Effektopgørelserne sættes i relation til den geografiske lokalitet. Dette er ikke nødvendigt ved vurdering af globale miljøproblemstillinger, idet lokaliteten i dette tilfælde er ligegyldig.

Det fremgår af karakteriseringsforløbet, at det er nødvendigt at inddrage stedspecifikke data, hvorfor gennemsnitlige branchedata ikke kan anvendes. Der skal gøres opmærksom på, at forskellige typer af emissioner bidrager dels med forskellige samtidige forekommende effekter dels med forskellige mængdebidrag til samme effekt (Jensen, A.A. m.fl. 1994). Det tredje og fjerde trin i karakteriseringen er det, der i (UMIP 1993) betegnes for en normalisering.

“Improvement Assessment”

I henhold til (SETAC 1993) og (US EPA 1993) er dette punkt af livscyklusanalyserne praktisk talt ikke udviklet, jvnf. i øvrigt figur 1.3. SETAC starter livscyklusanalysen med systemafgrænsningen, hvor tidligere miljøvurderinger startede med fastlæggelse af et forureningsniveau. Måden at analysere på har med introduktionen af livscyklusanalyser således fået et andet udgangspunkt i relation til rækkefølgen af de forskellige vurderinger.

På Tek-Sam har “Improvement Assessment” imidlertid stået i centrum af miljøvurderingsmetoder længe før udviklingen af livscyklusanalyser. I 1979 deler (Kjær, T. 1979) f.eks. forbedringer op i kvalitative og kvantitative forandringer, hvilket er en systematik, der fører til de følgende metodiske anvisninger for forbedringer.

De kvantitative ændringer internt på den enkelte virksomhed påvirker ikke resten af det stoflige kredsløb i kvalitativ retning, hvorfor der i miljøvurderingssammenhænge ikke behøves at foretages nye miljøpåvirkningsanalyser. De kvantitative forbedringer kan derfor foretages, så snart de er identificeret. Kortlægningen af potentielle kvantitative forbedringer kan foretages ved at kortlægge variationer over:

- | | |
|-------------|---|
| Anlæg: | Variationer på sammenlignelige anlæg eller variationer mellem forskellige skiftehold på samme anlæg kan registreres. Forklaringerne på forskellene kan angive metoder til at gennemføre en forbedring. |
| Virksomhed: | Variationer mellem virksomheder indenfor samme branche kan studeres. Ofte kan et niveau aflæses i de såkaldte BAT rekommendationer fra internationale miljøregimer eller fra Federal Register i USA. Niveaue i disse kan sammenlignes med det aktuelle. |

Tid:	Variationer fra dag til dag, fra uge til uge, fra år til år kan registreres. Forklaringerne på forskellene kan angive metoder til at gennemføre en forbedring.
Emissioner:	Registrering af spidsbelastningsvariationer af indholdsintensiteten angiver et potentiale for intern recirkulering i mellemprioderne.

De kvalitative ændringer internt på den enkelte virksomhed påvirker andre led af produktionsvertikalet og ofte også forbrugs- og kassationsfaser. Dette betyder, at en kvalitativ ændring principielt ikke kan benævnes for en forbedring før, at en komparativ livscyklusanalyse er blevet gennemført. Det er imidlertid umiddelbart muligt at foretage kvalitative forbedringstiltag uden at skulle gennemføre en komparativ livscyklusanalyse, idet der som nævnt allerede er udført en del arbejde indenfor miljøpåvirkningsanalyser (US EPA 1993). Punktvis kan en prioritering af tiltagene opstilles på følgende vis:

- Fjern uønskede stoffer. Miljøstyrelsen har f.eks. udarbejdet en negativ positivliste over stoffer, der er uønskede i handlen (Miljøstyrelsen 1998). Anvendes nogle af disse stoffer kan de substitueres med stoffer, der ikke indgår på listen og som åbenlyst ikke har de samme implikationer som f.eks. substitution af organiske opløsningsmidler med vand.
- Begræns antallet af anvendte stoffer mest muligt. På den måde undgås der at skulle udarbejdes uoverskueligt mange miljøpåvirkningsanalyser.
- Sortér de tilbageværende anvendte stoffer i grupper. Undersøg et enkelt stof fra hver gruppe og lad miljøvurderingen af stoffet gælde for resten af stofferne i gruppen. Denne fremgangsmetodik fremgår af (Bro-Rasmussen, F. 1996).

Sammenfatning

Som afslutning på en livscyklusanalyse evalueres resultatet i relation til det oprindelige formål. Formålet med introduktionen til den seneste udvikling af det stoflige miljøbegreb er at kunne rekonstruere forskellige reguleringsparadigmer som udgangspunkt for opstilling af et analyseredskab til analyse af implementering af de miljøpolitiske målsætninger i de kravvilkår, der stilles virksomheder gennem miljøgodkendelser, spildevandstilladelser m.v. Det stoflige miljøbegreb består som nævnt af de 3 dimensioner; systemafgrænsning, miljøpåvirkning og forbedringsfokus, hvorfor rekonstruktionen af reguleringsparadigmer også må indeholde disse 3 dimensioner. Det følgende vil omhandle rekonstruktionen af reguleringsparadigmer, hvor selve fremstilling af analyseredskabet vil foregå i det efterfølgende kapitel 2.

1.3 Rekonstruktion af reguleringsparadigmer

Forholdet mellem det stoflige miljøbegreb og miljøpolitiske målsætninger kan ikke direkte omsættes, idet denne direkte kausalitet ikke eksisterer. Der er dog en sammenhænge. For at kunne opfatte et miljøproblem må der være nogle stoflige indikationer på et miljøproblem eller, at et fremtidigt miljøproblem vil opstå. Miljøpolitikken udvikles således ikke uden en stoflig baggrund. Vedrørende fremtidige miljøproblemer beregnes de altid ud fra indikationer, registreringer eller observationer foretaget i nutiden og vil derfor fremstilles i relation til et forventet scenario. Problematikken i dette kan illustreres ved følgende anekdote. I 1890'ernes London blev der lavet prognoser på, hvad den fremtidige og stadig tiltagene hestetrafik ville komme til at betyde for byens udvikling. Det blev beregnet, at London i løbet af 20 år ville drukne i hestepærer. Udviklingen gik som bekendt anderledes, hvilket dog ikke betyder, at London har fået løst de af trafikken opståede miljøproblemer.

Sammenhængene mellem karakteren af miljøforbedringer og de miljøpolitiske målsætninger er der lavet mange forskellige undersøgelser af, idet miljøpolitikken ofte inddeles i perioder og i reguleringsparadigmer efter, de miljøforbedringer, d.v.s. forbedringsløsninger, der er ønsket i de miljøpolitiske målsætninger, jvnf. (Colby, M.E. 1991), (Nielsen, E.H. 1996) & (Røpke, I. 1996). Miljøpolitikken udvikling anskueliggøres ofte som et forløb af flere udviklingstrin. Inge Røpke inddeler f.eks. udviklingen i fire udviklingstrin:

1. Fortynding - "de lange rørs politik".
2. Rensning - hvorved forureningen ofte transformeres til et deponeringsproblem.
3. Forebyggelse ved satsning på genanvendelse og renere teknologi i produktionsprocesserne.
4. Videre udvikling af forebyggelse gennem øget fokus på produkterne og hele livscyklen." (Røpke, I. 1996)

Inge Røpkes karakteristik af udviklingen af miljøpolitikken og miljøreguleringen besidder imidlertid kun den ene stoflige dimension; miljøforbedringer. Sammenholdes karakteristikken derfor med alle tre dimensioner i det moderne stoflige miljøbegreb, som det er udfoldet og beskrevet af SETAC m.fl., så mangler miljøpåvirknings- og systemafgrænsningsdimensionerne. Opfattelsen udvides i denne afhandling derfor med de andre to dimensioner, der følgelig også bør inddeles i fire udviklingstrin. Valget af netop fire udviklingstrin er ofte til diskussion jvnf. (Nielsen, E.H. 1996). Fokuseres der imidlertid på de andre dimensioner af det stoflige miljøbegreb kan der også argumenteres for en fire inddeling, selvom antallet af inddelinger ikke er det egentligt afgørende. Grænserne mellem opdelingerne bliver i øvrigt ofte en anelse uskarpe.

"*Impact Assessment*" kan f.eks. inddeles i fire trin afhængig af deres geografiske udbredelse og inddragelse af dele af kredsløbene. Udgangspunktet kan være de lokale miljøproblemer, derefter de regionale og globale for at ende op med de universale miljøproblemer. Forståelsen

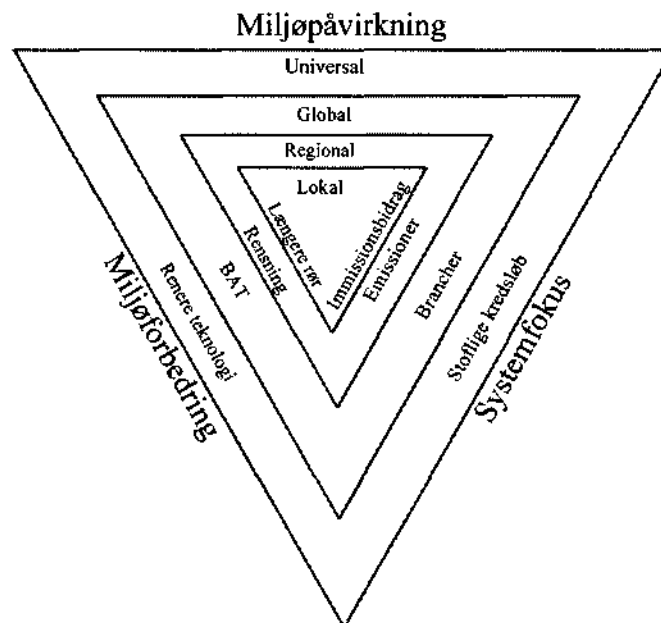
af de universale miljøproblemer skal ikke kun ses som en inddragelse af det ydre rum, men mere ses som en inddragelse af en ressourcebetragtning, der ikke er fokus på i henhold til de forrige udviklingstrin. Denne betragtning om det universale betyder, at der ikke kan udvikles forståelser af det stoflige miljøbegreb udover de fire udviklingstrin, fordi det sidste trin definitions-mæssigt indeholder alle stoflige betragtninger. Andre miljøbegreber indeholdende sociale eller økonomiske elementer kan naturligvis tænkes, men det stoflige element i disse begreber vil være i sammenhænge med dette stoflige miljøbegreb.

“*Inventory Analysis*” kan også beskrives i et udviklingsforløb bestående af fire trin. Der startes med et systemfokus på forskellige bidrag til forskellige miljøkvaliteter, der udvikles over systemfokus på udledninger/emissioner og brancher til et systemfokus på kredsløb d.v.s. produktionskæder og forbrug som det sidste og fjerde udviklingstrin.

Hvor de miljøpolitiske målsætninger oftest synes knyttet til formuleringen af de ønskede miljøforbedringer, knyttes krav- og kontrolvilkårsformulering til de to andre dimensioner i det bagvedliggende miljøbegreb; miljøpåvirkningen og systemfokus. Forståelsen af sammenhænge mellem de forskellige dimensioner illustreret i figur 1.6 bliver på denne måde afgørende for den implementering af de miljøpolitiske målsætninger på virksomhederne, der er illustreret i figur 1.2.

Selvom miljøpolitikken ligesom i Inge Røpkes fremstilling ofte fremstilles som et brud med det tidligere udviklingstrin vil trinene i udviklingen af det stoflige miljøbegreb i denne afhandling bygge på og inkludere de foregående som en successiv udvidelse (Kjær, T. 1996). Det betyder, at fortynding og længere rør stadig godt kan anses som en miljøforbedring. Progressionen i miljøvurderinger er dog således, at renere teknologi vurderes som værende en bedre løsning end længere rør, men begge kan opfattes som en miljøforbedring. De forrige udviklingstrin forsvinder således ikke ved fremkomsten af et nyt, omend de stadig udvikles dels i deres egen logik dels i relation til de andre. Det samlede stoflige miljøbegreb er illustreret i figur 1.6 som et snævert miljøbegreb på første udviklingstrin over et lidt og meget udvidet miljøbegreb til et universalt.

Miljøreguleringen beskrives som nævnt ofte som inddelt i forskellige perioder, hvor perioderne karakteriseres af forskellige miljøforbedringsmuligheder. Karakteristikken i denne afhandling tager ikke udgangspunkt i denne en-dimensionelle opfattelse af det stoflige miljøbegreb, der ligger bag karakteriseringen af miljøreguleringen. Der tages derimod udgangspunkt i det fremstillede tre-dimensionelle miljøbegreb, jvnf. figur 1.6. Fremstillingen af det stoflige miljøbegreb dels i tre dimensioner dels successivt udvidende fra et snævert miljøbegreb over de udvidede til et universalt miljøbegreb vil i det følgende blive anvendt til at fremstille en forståelse af miljøreguleringen.



Figur 1.6: Det stoflige miljøbegrebs 3 dimensioner tilføjet et historisk udviklingsforløb i forståelsen af miljøproblemer.

Indtil videre har opfattelsen af udviklingen af det stoflige miljøbegreb været skitseret som fire trin i et udviklingsforløb. Dette udviklingsforløb er imidlertid ikke et historisk kronologisk udviklingsforløb, der kan karakterisere forskellige historiske perioder, som det er sket bl.a. af (Colby, M.E. 1991), (Nielsen, E.H. 1996) & (Røpke, I. 1996) m.fl. Historisk set har forskellige opfattelser af miljøbegrebet eksisteret side om side med forskellig styrke, forskellig udviklingshastighed og med forskellig gennemslagskraft overfor den miljøpolitiske verden. En kronologisk beskrivelse af udviklingen af miljøbegrebet kan derfor ikke direkte omsættes til en beskrivelse og karakterisering af udviklingen af reguleringsparadigmer i miljøpolitikken set som en trinvis udvikling fra en periode til en anden. Sammenhængene mellem reguleringsparadigmer og miljøbegreb kan derfor ikke illustreres ved en kronologisk gennemgang af udviklingen af miljøpolitikken.

For at overkomme problemet med, at en kronologisk historisk materialistisk gennemgang ikke kan anvendes som metode i denne sammenhæng, anvendes i stedet for en metode, hvor der udvælges specifikke historiske eksempler, der i deres konkrete anvendelse af miljøbegreb og stoflige udfoldelse kan illustrere og karakterisere de forskellige reguleringsparadigmer. De historiske eksempler plukkes ud fra det historiske forløb, ikke fordi de indgår i en kronologi, men fordi de besidder en særlig illustrativ paradigmatiske karakter i relation til det bagvedliggende stoflige miljøbegreb.

De historiske eksempler besidder ikke en generalitet i relation til, at alle individer tænkte på pågældende vis på pågældende tidspunkt eller, at alle miljøproblemer blev opfattet, reguleret eller løst på samme vis. Eksemplerne dækker heller ikke de enkelte paradigmer fuldstændigt. Derimod optræder de som illustration og karakteristik af det pågældende reguleringsparadigme, og i den sammenhænge er det mindre vigtigt, om eksemplerne nu også dækker reguleringsparadigmet fuldt ud i alle afkroge. Ønskedes en fuldstændig afdækning af det enkelte reguleringsparadigme ville det kræve en omfattende undersøgelse af netop dette enkelte reguleringsparadigme, der i sig selv kunne fylde en afhandling. Eksemplerne er således ikke udvalgt på baggrund af en repræsentativitet eller gennemsnitlighed, men fordi de er illustrative.

Til illustration og karakteristik af de forskellige reguleringsparadigmer har jeg udvalgt eksempler fra den historiske udvikling af Gladsaxe industrikvarter og de virksomheder, der er/var lokaliseret her. Begrundelsen for dette valg skal findes i, at Gladsaxe industrikvarter kan betegnes som et stort og meget varieret industriområde, der har udviklet sig op gennem 1950'erne og 1960'erne og som derfor er ganske tidstypisk for den historiske periode, der ligger til grund for en øget miljøbevågenhed i Danmark helt frem til i dag. Udviklingen er ikke altid sket først i Gladsaxe industrikvarter selvom, der er ganske mange historiske hændelser, der udspringer herfra. Som et eksempel kan nævnes, at Cheminova A/S er mest kendt for deres forurening af Høfte 42 på Harboøre Tange, men det er netop i Gladsaxe industrikvarter, hvor virksomheden i 1950'erne startede deres produktion. Matriklen ligger stadig den dag i dag uoprenset hen.

På baggrund af, at Gladsaxe industrikvarter er meget stort og varieret angående typer af virksomheder, er det meget rigt på eksempler på alle mulige miljøforhold. Det er således ikke vanskeligt at finde illustrative eksempler på stort set, hvilken som helst teori vedrørende udviklingen af miljøforhold. Valget er derfor gjort helt subjektivt ud fra en vurdering af, hvor jeg havde den bedste information og indsigt. Eksemplerne kunne lige så vel være udvalgt fra andre steder i landet, men fordi det er muligt at fastholde det samme geografiske område gennem illustrationen af alle reguleringsparadigmerne, kan der fastholdes en gennemgående historie i hele forløbet af fremstillingen af analyseredskabet. Det kan naturligvis diskuteres om valget af andre illustrative eksempler fra andre lokal områder ville kunne fortælle helt den samme historie. Det kan naturligvis ikke blive den samme historie, fordi alle lokalområder er specifikke og forskellige, men de enkelte reguleringsparadigmer ville formentlige være lige så godt illustreret.

De illustrative eksempler skal ikke forstås som historiske konkrete eksempler på gennemførte reguleringsparadigmer men som eksempler på miljøproblemstillinger, der kræver bestemte reguleringsredskaber for at kunne løse. Det illustrative er altså ikke fokuseret på det illustrative i relation til allerede gennemførte reguleringsparadigmer men illustrativt i relation til den type af problemstillinger det pågældende reguleringsparadigme ville skulle løse. Det betyder, at samtlige reguleringsparadigmer har en mere eller mindre hypotetisk karakter. Det er dog således, at de paradigmer, der bygger på snævre miljøbegreber, i stort omfang kan relateres til

faktiske etablerede reguleringsmæssige redskaber, hvorimod de reguleringsparadigmer, der bygger på udvidet miljøbegreber, vil være af mere hypotetisk karakter. Det er således umiddelbart lettere at knytte referencer til krav- og kontrolvilkårsfastsættelser til de reguleringsparadigmer, der bygger på de snævre miljøbegreber end for de udvidet. Illustrationerne retter sig derfor dels mod de punkter eller brudflader, hvor der mangler implementering, dels med de rammer og begrænsninger, der er for selve reguleringsparadigmet.

1.4 Gennemførte analyser

Inddelingen af reguleringsparadigmerne i relation til det bagvedliggende miljøbegreb og tydeliggørelsen af, hvad det betyder for formuleringen af krav- og kontrolvilkår formuleret direkte overfor virksomhederne, gør det muligt at analysere dels forskellige regelværk dels konkrete udarbejdede miljøgodkendelser for deres bagvedliggende miljøbegreb.

Den første analyse der herefter gennemføres, er en analyse af det danske regelværk, der skal understøtte de udførende miljømyndigheders udarbejdelse af miljøgodkendelser. Undersøgelsen tager udgangspunkt i ændringen af miljøbeskyttelsesloven i 1991, hvor renere teknologi blev et element i formålet. Godkendelsesbekendtgørelser og -vejledninger undersøges derfor først for at fastslå, hvori den principielle forskel ligger. Dernæst analyseres brancheorienteringerne, der er den egentlige nyskabelse i regelværket, der skal understøtte de udførende miljømyndigheders arbejde med udarbejdelse af miljøgodkendelser til virksomhederne. Imidlertid har Miljøstyrelsen ikke udsendt brancheorienteringer i et omfang og med et indhold, der kan sige at være generelt dækkende for udarbejdelse af krav- og kontrolvilkår i Danmark, hvorfor der må inddrages analyser dels af regelværk stammende fra internationale aftaler dels af det i forvejen eksisterende og stadig gældende regelværk bestående af vejledninger opdelt efter medie eller sektor. Materialet er indsamlet under udarbejdelse af afhandlingen.

På baggrund af analysen af regelværket kan det konstateres, at det mest udviklede regelværk eksisterer indenfor reguleringen af galvanoidindustrien. Den næste analyse er derfor en undersøgelse af miljøgodkendelser udarbejdet til galvanovirksomheder. Miljøgodkendelserne er indsamlet i slutningen af 1997, og det undersøges, hvilket regelværk de udførende miljømyndigheder har valgt at anvende. På baggrund af sammenhængene mellem kravformuleringen, regelværket indeholdende vejledende grænseværdier og det bagved liggende miljøbegreb kan det afgøres om den enkelte miljøgodkendelse lever op til de miljøpolitiske målsætninger om implementering af et nyt reguleringsparadigme. Derudover dykker jeg dybere ned i en enkelt godkendelse for at illustrere de forskellige kontrolformers betydning for reguleringen. Materialet er indsamlet under udarbejdelse af afhandlingen.

Som inspirationskilde til at kunne udarbejde et konkret forslag til et regelværk indeholdende kredsløbstankegang og udnyttelse af virksomhedernes økonomiske rationaler vendes blikket mod udlandet, hvor det efter forlydender skulle foregå miljøregulering af en sådan karakter. Blikket vendes derfor mod henholdsvis det hollandske miljøgodkendelsessystem og US

Kapitel 1: Regulering af miljøforbedringer

Effluent Standards i USA. Data vedrørende det hollandske miljøgodkendelsessystem er indhentet under et ophold på et renere teknologi center (CSTM) på Twente Universitet i 1998 og 1999, hvor det også har været muligt at se de udførende miljømyndigheder i kortene. Jeg havde oprindeligt ambitioner om at tage til USA for at studere miljøreguleringen derover i praksis, men dette lykkedes af forskellige årsager ikke. Dataene vedrørende US Effluent Standards stammer derfor dels fra udarbejdelsen af mit speciale med efterfølgende opdateringer dels fra danskere for, hvilke det har lykket at besøge miljøadministrationer "Over there", dels især fra Internettet.

Som indledning til udarbejdelse af en miljøhandlingsplan for galvanoindustrien udføres en sammenligning mellem det amerikanske spildevandsgodkendelsessystem, det danske miljøgodkendelsessystem og det hollandske. Af hensyn til denne komparative analyse har jeg holdt eksempler og illustrationer fra USA og Holland så meget som muligt til tungmetalholdig spildevandsudledning og galvanoindustri. Det gøres opmærksom på, at denne komparative analyse ikke kan sige noget om, hvem der generelt er kommet længst eller er mest progressiv. Det er blot en sammenligning af forskellige reguleringsmetoder. Derudover mangler analyserne i Holland og USA egentlige analyser af de udførende miljømyndigheders arbejde, som den er udført i Danmark. Implementeringen af et generelt regelværk i godkendelser er også afhængig af, hvor stor autonomi de udførende miljømyndigheder har. Som afslutning eller som en slags konklusion udarbejder jeg en miljøhandlingsplan for galvanoindustrien, der kan fungere som et regelværk for den udførende danske miljøadministration. Denne handlingsplan bygger dels på erfaringer fra de analyserede regelværk, dels på fremstillingen af selve analyseredskabet. Afhandlingen får derfor følgende opbygning, jvnf. figur 1.7:

Kapitel 1: Regulering af miljøforbedringer
Kapitel 2: Fremstilling af et analyseredskab baseret på det stoflige miljøbegreb
Kapitel 3: Analyse af regelværket for vilkårsfastsættelse
Kapitel 4: Undersøgelse af de udførende miljømyndigheders regelanvendelse
Kapitel 5: Det hollandske miljøgodkendelsessystem
Kapitel 6: US Effluent Standards
Kapitel 7: Miljøhandlingsplan for galvanoindustrien
Kapitel 8: Konklusion

Figur 1.7: Afhandlingens opbygning.

2. Fremstilling af et analyseredskab baseret på det stoflige miljøbegreb

Det stoflige miljøbegreb består som nævnt i indledningen af tre dimensioner; inventering (valg af systemfokus), vurdering af miljøpåvirkning samt forbedringsvurderinger. Forbedringsvurderingerne danner grundlaget for de miljøpolitiske målsætninger, imens valg af systemfokus og vurdering af miljøpåvirkninger danner grundlaget for kravfastsættelser og kontrolformer. Der er udarbejdet undersøgelser omfattende de miljøpolitiske målsætninger (Colby, M.E. 1991), (Nielsen, E.H. 1996) & (Røpke, I. 1996) m.fl., der kan inddeles i forskellige reguleringsparadigmer. De forskellige reguleringsparadigmer har jeg dels på baggrund af (Colby, M.E. 1991), (Nielsen, E.H. 1996) & (Røpke, I. 1996) m.fl. dels, fordi reguleringsparadigmer er en social konstruktion, valgt at benævne efter deres miljøpolitiske målsætning, d.v.s. i henhold til fokus for deres stoflige forbedringshorisont og ikke i relation til deres samlede stoflige karakteristik:

- Interesseadskillelsesparadigmet
- Samspilparadigmet
- Rationaleudnyttelsesparadigmet
- Kredsløbsparadigmet

Hvor formuleringen af reguleringsparadigmerne knytter sig til de miljøpolitiske målsætninger og forbedringsløsninger, knytter krav- og kontrolformer sig til de to andre dimensioner i det stoflige miljøbegreb; miljøpåvirkningen og systemafgrænsningen. For hvert af reguleringsparadigmerne indfanges dels, hvorledes kravformuleringen til virksomhederne skal foretages for at være i overensstemmelse med reguleringsparadigmet, dels hvilken kontrolform, der kan udøves. Fokus for fremstillingen af dette analyseredskab er derfor på de to dimensioner af det stoflige miljøbegreb, der ikke indgår som en del af de hidtidige formuleringer af reguleringsparadigmer.

Fremstillingen af en analyseramme til analyse af miljøpolitiske målsætnings implementering i virksomhedernes aktiviteter, laden og gøren tager udgangspunkt i en historisk gennemgang af forskellige reguleringsparadigmer og det bagvedliggende stoflige miljøbegreb. Det er ikke en kronologisk gennemgang, fordi flere opfattelser af miljø og regulering kan og vil forekomme på samme tid. Med udgangspunkt i konkrete eksempler, der er plukket ud af det historiske forløb, beskrives og karakteriseres de forskellige reguleringsparadigmer. De fremdragne historiske udpluk beskriver først den faktiske udvikling med vægten lagt på den bagved liggende miljøopfattelse. Derefter trækkes op, hvad denne får for betydning for kravfastlæggelsen og kontrolformen. På denne måde skabes en systematisk beskrivelse af dels miljøbegrebets udvikling dels af de tilhørende reguleringsmæssige overvejelser.

Et gennemgående træk i relation til de konkrete historiske eksempler er valget af Gladsaxe industri kvarter og de virksomheder, der er beliggende her. Dette valg skyldes dels at industri kvarteret er det først planlagte industri kvarter i Danmark, dels, at industri kvarteret har huset

og huser en ganske betragtelig stor andel af dansk industri især den kemiske, dels at jeg gennem mine ansættelser i Gladsaxe Kommune har formået at tilegne mig ikke kun de nutidige eksempler men også en lang række af historiske eksempler. Disse danner tilsammen en ganske betragtelig del af dansk miljø- og industrihistorie, der ikke er beskrevet i en samlet udgave. Jeg anvender kun en del af eksemplerne i en plukvis historisk gennemgang, hvorfor den samlede historie stadig lades tilbage at blive beskrevet.

Der er en forskel på de illustrative eksempler anvendt til illustration af de to første reguleringsparadigmer og eksemplerne anvendt i de to efterfølgende. Dette skyldes, at de to første reguleringsparadigmer er implementeret i Danmark, hvorimod de to efterfølgende står for en kommende fremtidig implementering. Ved ændringen af miljøbeskyttelsesloven i 1991, hvor formålsparagraffen blev udvidet til at indeholde et formål om at fremme renere teknologi blev der fremsat forskellige overvejelser om, hvorledes denne udvidelse af miljøopfattelsen kunne implementeres i den praktiske miljøregulering. Lars Goldschmidt leder af industrikontoret i Miljøstyrelsen på daværende tidspunkt fremsatte nogle af disse idéer i en række artikler (Goldschmidt, L. 1993, 1996 & 1996). For at kunne sætte eksemplerne, der anvendes til illustration af reguleringsparadigmerne; rationaleudnytelses- og kredsløbsparadigmet, ind i en ramme tages der indledningsvist udgangspunkt i Lars Goldschmidts artikel fra 1993.

Principielt set kunne eksemplerne lige såvel have været valgt fra helt andre steder i Danmark. Det væsentlige ved eksemplerne er deres illustrative paradigmatisk karakter og som sådan eksisterer de i mangfoldighed over hele landet. Det særlige ved Gladsaxe industrikvarter er den store mængde af mange forskellige typer af virksomheder, der er og har været lokaliseret her. Et eksempel på en kendt virksomhed i miljøreguleringssammenhænge er f.eks. virksomheden; Cheminova A/S. Selvom sagen drejer sig om forurening på Harboøre Tange, så startede virksomheden deres produktion på en fabrik netop beliggende i Gladsaxe industrikvarter. Således er der i dansk industri og dermed også miljøreguleringsmæssigt historisk set mange tråde, der hele tiden fører tilbage til industrikvarteret i Gladsaxe som noget særligt.

Interesseadskillelsesparadigmet

Det empiriske udgangspunkt i illustrationen af interesseadskillelsesparadigmet tages i udviklingen af Gladsaxe industrikvarter fra 1930'erne og frem, der med sin særlige historiske baggrund, jvnf. (Bredsdorff, E. m.fl. 1988) repræsenterer de første samlede miljøreguleringsmæssige overvejelser med udsendelse af en industribyplan i 1950. Det er ikke de første overvejelser i Danmark vedrørende regulering og ej heller de første miljøproblemer, men det er første gang, at industrien opstiller samlede retningslinier for planlægning, forebyggelse og løsninger af miljøproblemer, der skal indarbejdes i reguleringsmæssige sammenhænge.

Den fysiske planlægning i Gladsaxe industrikvarter fokuserede i første omgang på løsning af lokale miljøproblemer i form af konflikter mellem naboer og industriel aktivitet. Derfor fokuseredes der især på luft- og støjproblemer. Idet spildevandsproblemer ofte medfører

lokale lugtproblemer, tilsmudsede recipienter m.v. inddrog industrien i industribyplanen fra 1950 også planlægningen af opførelsen og driften af et kommunalt renseanlæg. Vurdering af den stofflige baggrund for dette valg og inddragelse af vandoverflade recipientforhold udvikles systematisk dog først ca. 30 år efter i den fysiske planlægning ved udviklingen af de biologiske målemetoder.

Interesseadskillelsesparadigmet kendetegnes ved et bagvedliggende miljøbegreb;

- der systemmæssigt fokuserer på bidrag til forskellige miljøkvaliteter,
- der miljøpåvirkningsmæssigt fokuserer på lokale miljøproblemer og,
- der løsningsmæssigt fokuserer på længere rør samt fortynding.

Samspilparadigmet

Recipientkvalitetsplanlægningen levere imidlertid ikke en løsning på, hvilke emissionskilder, der skal reduceres såfremt, der i et lokal- eller regionalområde er en mangfoldighed af kilder. Til afhjælpning af dette problem udvikles et nyt begreb; den potentielle effekt. Den potentielle effekt tager udgangspunkt i udledningen af f.eks. organisk stof og fastslår at uanset hvor stort bidraget end måtte være er det dog et bidrag til den samlede effekt. Derfor skal udledningen begrænses i relation til, hvad der er gængs renseteknisk muligt indenfor de økonomiske rammer. På spildevandsområdet medfører dette etableringen af en række biologiske renseanlæg.

Fremkomsten af spildevandsrensning eller forskellige behandlingsanlæg som forbrændingsanlæg, kontrollerede deponier m.v. bringer et nyt reguleringsparadigme på spil - samspilparadigmet. Såfremt interesseadskillelsesparadigmet fordrer stramme krav kan der nu vælges mellem to muligheder; enten kan der etableres nye rensetekniske foranstaltninger eller også kan der foretages en indsats ved kilden. Kilden opfattes i denne sammenhænge for udledningsrøret d.v.s. skorstenen, afhentningen af affald eller tilslutningspunktet til offentlig kloak. Der kommer således først fokus på kildeopsporingsprojekter og derefter på kildesortering eller forrensning.

Ved at tage udgangspunkt i Renseanlæg Lynettens opland i slutningen af 1980'erne og starten af 1990'erne, hvor der fokuseredes på tungmetaludledninger, illustreres problemstillingerne vedrørende kildeopsporingsprojekter ved et konkret eksempel i Gladsaxe industri kvarter. De konkrete problemstillinger (Hansen, S. & Mortensen, J.P. 1991), der arbejdedes med var:

- Hvordan spores kilderne?
- Skal største bidragsydere regnes i relation til mængde eller til koncentration?
- Kan mange små kilder betragtes som en stor kilde?

Som svar på disse spørgsmål udvikles begrebet om potentiel effekt fra at kunne relateres til en præstationen af kendte rensetekniske foranstaltninger til også at omfatte et "Worst Case" scenarie, jvnf. spildevandsvejledningen fra 1994 (Miljøstyrelsen 1994).

Samspilsparadigmet kendetegnes ved et bagvedliggende miljøbegreb;

- der systemmæssigt fokuserer på udledninger/emissioner,
- der miljøpåvirkningsmæssigt fokuserer på regionale miljøproblemer og,
- der løsningsmæssigt fokuserer på rensetekniske foranstaltninger.

Rationaleudnyttelsesparadigmet

De lokale og regionale miljøproblemer breder sig geografisk på en sådan måde, at de fremstår som globale miljøproblemer. Derudover opdages nye miljøproblemer som drivhuseffekten og nedbrydningen af ozonlaget. Denne erkendelse betyder, at miljøproblemerne ikke længere kan håndteres indenfor den enkelte national stats egne grænser. Miljøproblemerne skal derfor mødes med en indsats på et mellem statsligt niveau.

Den økonomiske samarbejdsorganisation; OECD var lige fra starten i 1950'erne opmærksom på miljøets og miljøreguleringens rolle ud fra en økonomisk betragtning. Det, der især fokuseredes på, var, at der skulle stilles ens krav til virksomheder, der konkurrerer indenfor samme branche. Det var således nødvendigt dels at undersøge miljøtilstanden generelt for at vurdere, i hvilket omfang indsats var nødvendig, dels at undersøge forholdene vedrørende særlige udvalgte industrier (Mortensen, J.P. 1996).

Der udsendtes rapporter vedrørende miljøtilstande generelt, f.eks. "Luft og vandforurening: Tilstanden i Europa og USA" fra 1957 samt specifikt for forskellige brancher, f.eks. "Den kemiske industri" fra 1963 (OECD 1963). Arbejdet med en generel kortlægning af de forskellige brancher fortsatte indtil 1970'erne, hvorefter rapporterne mere og mere kom til at dreje sig om virksomhedernes omkostninger ved miljøtiltag og kontrol. I 1971 besluttedes det at udarbejde rapporter om omkostninger ved miljøtiltag og kontrol, og i 1973 udvidedes beslutningen til, at også dette arbejde skulle foregå industri for industri (OECD 1977). De første industrier, der blev valgt, var jern og metal industrien, den ekstraktive aluminiumindustri og gødningsindustrien. I 1976 udvidedes antallet af industrier med galvanindustri, petrokemisk industri, tekstilindustri og den ekstraktive kobber industri (OECD 1981).

På baggrund af rapporterne i 1970'erne konkluderede OECD i 1982, at omkostningerne synes at afhænge særligt meget af antallet af parameter, der skulle kontrolleres. Gennem undersøgelser af 3 "pilot" brancher; elektrogalvanisører, tekstilfarverier og petrokemikalieindustrien - undersøgtes mulighederne for at begrænse udgifterne til miljøtiltags- og kontrolfunktionerne (OECD 1982).

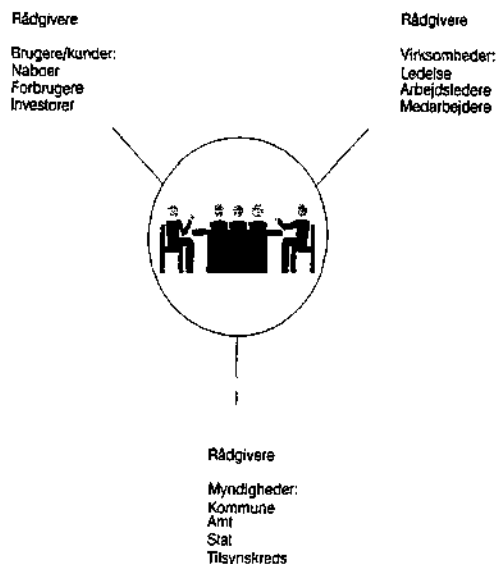
Der var ikke en egentlig definition af begreber, men udgangspunktet var klart en gennemgang af produktionsteknologi og vurdering af de renseteknologiske muligheder i relation til omkostningerne. Reguleringsmæssigt rettedes det teknologiske fokuseringspunkt dels på kontrolfunktionerne, dels på de ikke nærmere definerede miljøtiltag. I begrebet miljøtiltag blev der ikke skelnet mellem rensetekniske foranstaltninger og produktionstekniske ændringer

(Mortensen, J.P. 1996). Ud fra den opfattelse, at nogle virksomheder ville kunne drage nytte af lokalisering ved "robuste recipienter" eller af en svag national miljøreguleringsindsats, søgtes det at tilvejebringe enslydende krav til virksomheder i samme branche. Gennem disse tiltag forsøges det, at bremse en udvikling i at udnytte rationaler, der begrænser forureningsbekæmpelse. Imidlertid forskyder den økonomiske fokusering fokus fra rensetekniske foranstaltninger til produktionstekniske forandringer. Sammenfald mellem kostprisreduktioner og produktionstekniske forandringer, der medfører miljøforbedringer, kommer derfor i fokus. Imidlertid mangler myndighederne viden om hvad, der foregår inde på virksomhederne.

Problemet med myndighedernes manglende viden om forhold internt på virksomhederne forsøges i Danmark løst ved hjælp af samarbejdsprojekter virksomheder og myndigheder imellem. Myndighederne påtager sig således en ændret rolle - i det mindste for en periode overfor udvalgte virksomheder. Metoden til implementering af rationaleparadigmet bygger på betragtninger af (Olsen, P.B. 1992), (Goldschmidt, L. 1993), (Christensen, P. 1996) over virksomhedernes interesser i deltagelse i udarbejdelse og udformning af regelværket og miljøregulerings udfoldelse i praksis. På denne måde søger de centrale regeludarbejdende miljømyndigheder at opnå den størst mulige grad af koncensus med industriorganisationer og de lokale udførende miljømyndigheder. Det følgende tager udgangspunkt i Lars Goldschmidts version, fordi han var leder af Miljøstyrelsens industrikontor ved ændringen af miljøbeskyttelsesloven i 1991, hvor det nye reguleringsparadigme blev introduceret i formålsparagrafferne.

Lars Goldschmidt tager udgangspunkt i nye former for miljøregulering, der bygger på frivillig deltagelse fra industriens side, f.eks. i aftaler eller ved udarbejdelse af regler i brancheorienteringer. Han søger på denne måde at opnå den størst mulige grad af koncensus. Aftaler som reguleringsgrundlag er en reguleringsform, hvor de involverede parter inviteres til en forhandling om de fremtidige krav. I Danmark sker det ofte på en sådan måde, at invitationen kun gælder den berørte brancheorganisation og eventuelt de decentrale udførende miljømyndigheder. Andre interesseorganisationer som f.eks. Naturfredningsforeningen inviteres ikke, hvilket betyder, at det er ikke alle parterne, der inviteres, jvnf. figur 2.1.

Imidlertid varetager især brancheorganisationer og tildels også de decentrale udførende miljømyndigheder flere forskellige interesser (Jänicke, M. 1990). De varetager nemlig alle deres medlemmers interesser, hvorfor der enten vælges laveste fællesnævner eller en gennemsnitsbetragtning, der med rimelig forventning kan gennemargumenteres i baglandet. Fastlæggelse af et niveau for reglerne bliver således også laveste fællesnævner eller en gennemsnitsbetragtning, hvorved dynamikken og udnyttelsespotentialet i konkurrenceforholdene forsvinder. Til gengæld sættes på andre rationaler som virksomhedernes omdømme, vidensnetværk m.v., der dog til en vis grad altid vil kunne afspejles i virksomhedernes økonomi.



Figur 2.1: Interessenter på miljøområdet efter inspiration fra (Christiansen, K. & Rasmussen B. 1994).

Lars Goldschmidt tager udgangspunkt i det han benævner for LIPS-modellen: LIPS står for Legitim Interessepræget Produktiv Samtalepartner og bygger på, at der kan opnås koncensus mellem virksomheder og myndigheder vedrørende miljøregulering. Koncensus skal opnås dels på centralt plan, dels vil en koncensus på centralt plan forpligtige de enkelte virksomheder og de decentrale udførende miljømyndigheder til at efterleve aftalen. Miljøreguleringen skal foregå ved konstruktive dialoger, hvor myndighederne skal arbejde ud fra rammerne i brancheorienteringerne, og virksomhederne skal implementere miljøstyring.

Den konkrete udførelse af miljøreguleringen skal foregå i en ændret form. Den udførende miljømyndighed skal ikke længere opfatte sig selv som en politibetjent, der rigtigt og autoritært gennemfører forskellige miljøreguleringstekniske tiltag, men derimod opfattes som den legitime interessepræget produktive samtalepartner.

Det *legitime* består i, at det er både i myndighedens og virksomhedens interesse at fastholde virksomhedens fortsatte eksistens. Det skal blot ske indenfor nogle af myndigheden nærmere fastsatte rammer. Derfor opstår der i forhold til tredje part set i relation til et snævert miljøbegreb; naboerne, en legitim mulighed for at påvirke virksomhederne gennem samtale til at overholde génesagsrammerne i henhold til plansystemet samtidigt med, at virksomheden kan sikres mulighederne for en fortsat økonomisk vækst (Lars Goldschmidt 1993). Dette illustrerer, at der ikke kun er tale om introduktionen af et nyt reguleringsparadigme, men at de forrige paradigmer stadig skal fastholdes omend i en ændret funktion.

Det *interessepræget* giver næsten sig selv i relation til det legitime, idet myndigheder både har en interesse i, at virksomheden overlever og, at den ikke generer naboer m.v. mere end højst nødvendigt, d.v.s., som det er fastlagt i regelværket (vejledningerne og plansystemet).

Myndighedernes interesse i virksomhedernes velbefindende kan medføre samarbejdsprojekter om indførelse af miljøstyringssystemer m.v. Virksomhedernes interesse i at indgå i dialogen er sammenfaldet mellem økonomi og miljø - dernæst har virksomhederne en almen interesse i accept af det omgivende samfund - en videre interesse end de snævre økonomiske betragtninger kan fastlægge (Lars Goldschmidt 1993).

Det *produktive* betyder, at der gennem samtalen sigtes på en aftale om virksomhedens fremtidige handlinger, der har en miljømæssig effekt. Det er altså vigtigt, at der fremkommer et resultat af de samtaler, der føres mellem virksomhed og myndighed (Lars Goldschmidt 1993).

Benævnelsen af *samtalepartneren* skal ses i relation til den ændrede rolle myndigheden påtager sig. Myndighederne skal kun påtage sig den gammeldags politibetjent rolle i de tilfælde, hvor de legitime interesseprægede produktive samtaler ud fra et myndighedssynspunkt ikke fører frem til den ønskede produktivitet - en aftale om virksomhedens aktiviteter, der har en miljømæssig effekt (Lars Goldschmidt 1993).

For at dialogen kan blive produktiv, er det nødvendigt at udvikle et redskab til at kunne skelne mellem de forskellige virksomheder. Disse benævnes som situationstilpasset virksomhedsrelation (Goldsmidt, L. 1993). Lars Goldsmidt inddeler virksomhederne i tre kategorier, jvnf. figur 2.2, der bedst kan betegnes som de gode, de onde og de grusomme: De gode er de virksomheder, der er i front og af sig selv fremlægger handlingsplaner for miljøforbedringer, indarbejder miljøovervejelser i produktudviklingen og på anden vis udviser en aktiv interesse i miljøet. De onde er virksomheder, der blot følger reglerne og gør som der bliver sagt. De grusomme er de virksomheder, der bevidst obstruerer miljøkrav m.v.

	Store miljøpositive	Almindeligt lovlydige	Miljødestruktive
Udvikling af regler og vilkår	Samtale om enkeltsager Rammegodkendelser	Samtale med brancher om regler	Diktat af regler eller vilkår
Håndhævelse og tilsyn	Miljøstyring Stikprøvekontrol	Sædvanligt tilsyn Miljøstyring og stikprøvekontrol	Intensivt tilsyn og nødvendig magtanvendelse

Figur 2.2: Situationsbestemt virksomhedsrelation (Goldsmidt, L. 1993 (s.11)).

Kategoriseringen er et redskab for myndighederne til at vurdere den samtale, der udspilles mellem myndighed og virksomhed, og har som sådan ikke noget at gøre med virksomhedernes faktisk forekommende miljøpræstationer. Kategoriseringen af samtalen, der udspiller sig mellem virksomhed og myndighed, angiver herefter myndighedernes reguleringspraksis.

For at kunne illustrere dels kostpriselementet i rationaleudnyttelsesparadigmet dels hvorledes et konkret samarbejde mellem en virksomhed og en myndighed forløber tages der udgangspunkt i reguleringen af Beck & Jørgensen A/S i slutningen af 1980'erne til midten af 1990'erne, hvor der mellem virksomhed og myndighed eksisterede et samarbejde om begrænsning af spildevandsudledningen. Reguleringen af Beck & Jørgensen A/S starter derfor som en ganske traditionel regulering, hvor der fokuseres på virksomhedens spildevandsudledning. På baggrund af dette udvikles imidlertid reguleringsovervejelser i retning af et rationaleudnyttelsesparadigme.

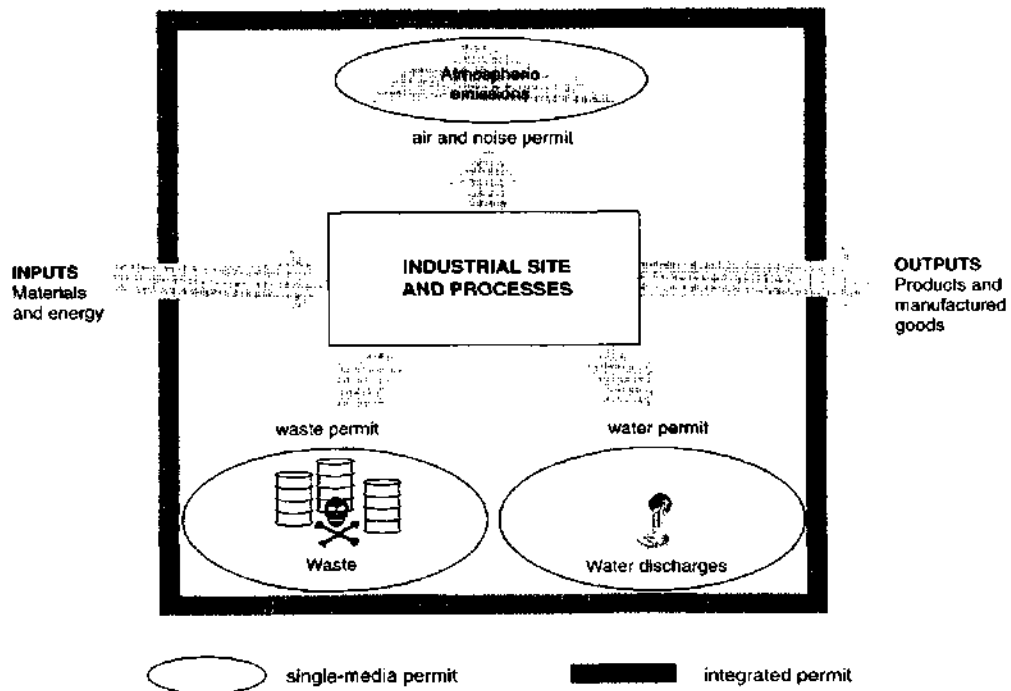
Beck & Jørgensen A/S illustrerer kun et spor af rationaleudnyttelsesparadigmet, der kan udvikles og generaliseres meget mere. Det samarbejde der opstod mellem virksomhed og myndighed skal derfor først og fremmest ses som et famlende første forsøg på udvikling af det nye reguleringsparadigme. Andre kommuner og amter arbejdede mere eller mindre officielt med lignende forsøg, f.eks. kan nævnes SPURT projektet i Storstrøms Amt og Advedøre Holme projektet i Hvidovre, men eksemplet med Beck & Jørgensen A/S starter historisk set før disse andre mere kendte projekter.

Rationaleudnyttelsesparadigmet kendetegnes ved et bagvedliggende miljøbegreb,

- der systemmæssigt fokuserer på virksomheder samt deres interne relationer,
- der miljøpåvirkningsmæssigt fokuserer på globale miljøproblemer og,
- der løsningsmæssigt fokuserer på optimeringer af den enkelte virksomheds miljøpræstation.

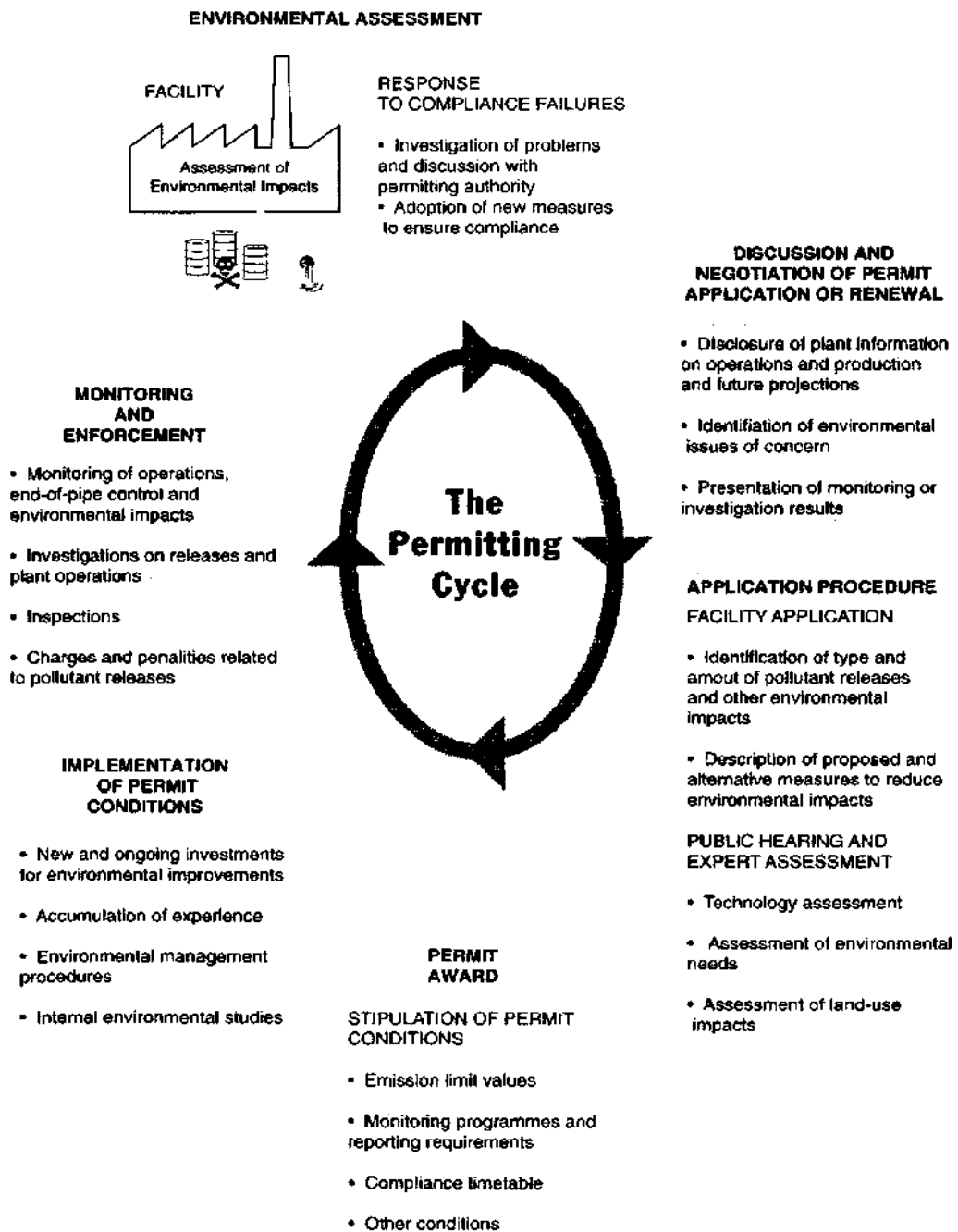
Kredsløbsparadigmet

Gennem flere samarbejdsprojekter mellem virksomheder og myndigheder kan det konstateres, at en del af virksomhederne har miljøproblemer, der stammer fra tidligere led i produktionskæden - andre er en del af en kæde, hvor problemerne først viser sig i forbrugs- og kassationsfaserne jvnf. f.eks. (Mortensen, J.P. 1992). De seneste ændringer i udviklingen af BAT i relation til miljøgodkendelser udsender OECD i 1999 i et værk, der omhandler dels en række workshops med det formål at udvikle miljøgodkendelsessystemerne, dels forskellige OECD landes håndtering af BAT i deres regelværk, dels en anbefaling i hvad et fremtidigt miljøgodkendelsessystem skal kunne håndtere. For det første skal der ske en overgang fra godkendelser, der bygger på enkelte medier som luft, støj, spildevand og affald, til godkendelser, hvor de enkelte medier er integreret, jvnf. figur 2.3 (OECD 1999).



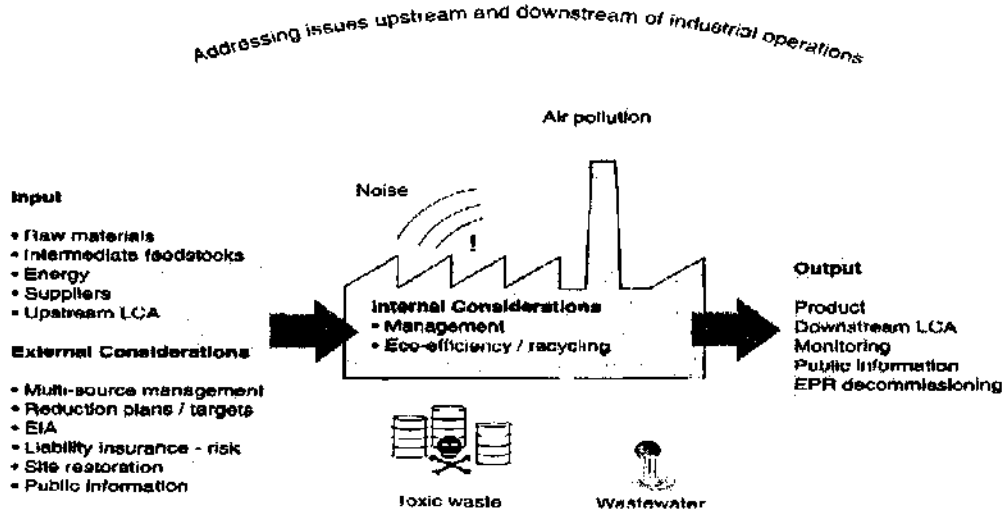
Figur 2.3: Illustration af integrerede miljøgodkendelser kontra medie baserede godkendelser (OECD 1999).

Derudover skal det sikres, at miljøgodkendelserne revideres jævntligt og, at der arbejdes med målsætninger for virksomhedernes miljøpræstationer, jvnf. figur 2.4. Som det fremgår af figur 2.3 er der inddraget en række andre faktorer end de tekniske og økonomiske, der skal ligge til grund for vilkårsfastsættelserne. Miljøgodkendelser skal ikke længere ses som ultimative krav fra myndighedernes side men derimod ses som oplæg til forhandling dog uden indflydelse på den egentlige miljømæssige målsætning (OECD 1999).



Figur 2.4: Illustration af en godkendelsescyklus (OECD 1999).

Årsagen til ændringen af miljøgodkendelsessystemet med inddragelse af forhandling af vilkår skal ses i lyset af erkendelsen af, at en virksomhed ikke kan iagttages og vurderes uden inddragelse kredsløbstankegangen, d.v.s. retsen af produktionskæden og forbrugsfasen. Miljøgodkendelsessystemerne skal derfor ikke længere afgrænses til kun at omhandle den enkelte virksomheds miljøforhold men også miljøforhold vedrørende leverancer, leverandører, produkter og kunder jvnf. figur 2.5 (OECD 1999).



Figur 2.5: Illustration af et holografisk miljøbegreb. Tilhørende det følgende reguleringsparadigme (OECD 1999).

Erkendelsen af globale miljøproblemer som drivhuseffekten og nedbrydning af ozonlaget medførte ikke kun en fokus på disse former for effekter men også en overordnet fokus på ressourceforbrug i almindelighed. I en eller anden grad kunne miljøproblemerne spores tilbage til et ubegrænset ressourceforbrug, hvilket først blev sat på dagsordenen i 1972 med bogen Grænser for vækst (Meadows & Meadows 1972) og senere i Brundtland rapporten og ved udviklingen af livscyklusanalyser (LCA).

Til illustration af disse forhold plukkes forskellige eksempler fra Gladsaxe industri kvarter; Beck & Jørgensen A/S, S. Dyrup & Co. A/S og B.W. Wernerfelt A/S, der blev arbejdet med

og udvalgt på baggrund af et udgangspunkt i regulering af tungmetaller i spildevandet, d.v.s. på baggrund af et andet reguleringsparadigme. Selvom reguleringen af virksomhederne tager udgangspunkt i et andet reguleringsparadigme viser beskrivelsen af problemstillingerne for reguleringen af virksomhederne behovet for en ændret og udvidet reguleringspraksis, såfremt miljøproblemerne skal løses. Det bliver på denne måde tydeligt, at reguleringen bør indeholde et kredsløbsperspektiv. Kredsløbspadigmet kan derfor godt illustreres med disse udvalgte eksempler selvom eksemplerne kun repræsenterer et spor af eller et behov for en ændret og udvidet reguleringspraksis.

Dematerialiseringsparadigmet kendetegnes ved et bagvedliggende miljøbegreb;

- der systemmæssigt fokuserer på produktionskæder og forbrugsfase,
- der miljøpåvirkningsmæssigt fokuserer på universielle miljøproblemer og,
- der løsningsmæssigt fokuserer på en reduktion af ressourceforbrug.

De forskellige reguleringsparadigmer skal ses i relation til en successiv udvidelse af det bagvedliggende miljøbegreb, hvilket betyder, at der løbende foregår en iterativ proces, der dels forandrer relationerne reguleringsparadigmerne imellem dels ændres de internt. Hvilke konsekvenser dette får for udformning og formulering af krav- og kontrolvilkår trækkes op til sidst men nu til den historiske illustration af reguleringsparadigmerne. Det første er interesseadskillelsesparadigmet.

2.1 Interesseadskillelsesparadigmet

Illustrationen af interesseadskillelsesparadigmet, forståelsen af de lokale miljøproblemer, hvilke dele af de stoflige kredsløb, der fokuseres på, samt hvilke typiske løsninger, som denne fokusering vil føre til, beskrives ud fra et konkret eksempel; tilblivelsen af Gladsaxe industri-kvarter. Gladsaxe industrikvarter er ikke det første sted i Danmark, der har kunnet konstateres miljøproblemer men erfaringerne fra de tidligere miljøproblemer søges for første gang forebygget gennem fysisk planlægning og adskillelse af forskellige interesser i udnyttelsen af naturen. Fokus er først og fremmest rettet mod forebyggelse af røg- og støjgéner men der tages også stilling til lugt- og spildevandsproblemer.

Den tekniske naturvidenskabelige baggrund for opfattelsen af spildevandsproblemer implementeres først i den fysiske planlægning ved en videre udviklingen og systematisering af biologiske målemetoder ca. 30 år efter tilblivelsen af Gladsaxe industrikvarter. Dette spring eller udpluk af det historiske forløb illustrerer, dels hvor ujævnt reguleringsparadigmer udvikles historisk, dels hvorledes nogle dele eller elementer kan udvikles uafhængigt af andre, dels hvorledes reguleringsparadigmerne afhænger af den bagved liggende forståelse af miljø som et stofligt begreb.

Lokaliseringen af Gladsaxe industrikvarter skal ses i sammenhænge med produktionsudviklingen i København som sådan. De ældste industriområder i Københavns Kommune blev

lokaliseret i forbindelse med havnen og godsbaneringen. I takt med udviklingen af transport-systemerne lokaliseredes de nyere industriområder hovedsageligt i kontakt med det større vejnet specielt ringvejen. I 1930'erne foregik ca. 50 % af godstrafikken via lastvogne. Transportsystemets udvikling var på daværende tidspunkt en meget afgørende produktionsfaktor (Rasmussen, G. 1984).

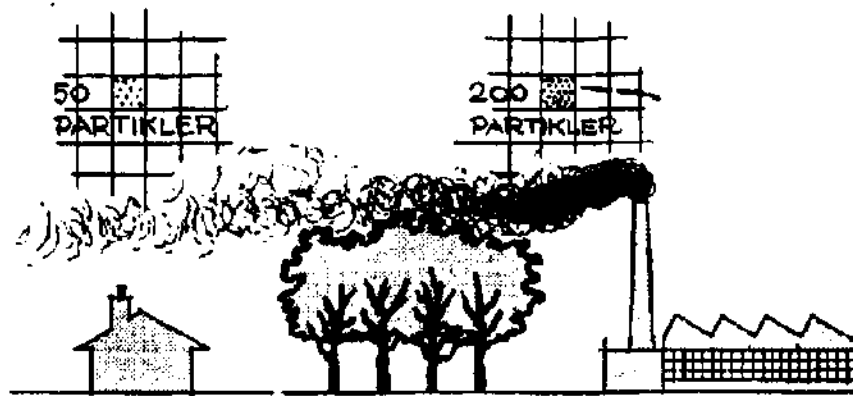
En af de nyere industriområder i Københavns omegn blev Gladsaxe industrikvarter, der samtidigt var det første område, der fik udarbejdet en fysisk plan; Industribyplan, Gladsaxe industrikvarter. Den første virksomhed, der blev etableret i området, var et mejeri i 1916; Gladsaxe mejeri, men det var før området fik en egentlig industriel betydning (Bredsdorff, E. m.fl. 1988). I 1934 startede Monberg & Thorsen A/S virksomhed i Gladsaxe og året efter flyttede S. Dyrup & Co. A/S til fra Brønshøj. Årsagen til S. Dyrup & Co. A/S's flytning er i miljømæssige sammenhænge interessant, fordi flytningen af virksomheden netop var begrundet ud fra miljøkonflikter med naboer - især lugtgæner. Flere instanser som Københavns Kommune og Dansk Byplanlaboratorium var indblandet i forsøgene på at løse konflikterne mellem S. Dyrup & Co. A/S og naboerne. Konklusionen blev, at konflikterne især opstod på baggrund af en uheldig lokalisering af virksomheden og dette blev den egentlige årsag til, at S. Dyrup & Co. A/S var en meget aktiv part i udvikling og udarbejdelse af Danmarks første planlagte industrikvarter (Kaae, J. & Mortensen, J.P. 1987).

I de følgende år flyttede enkelte virksomheder til området, men det var først efter krigen, at den egentlige udbygning af industrikvarteret tog fat. I 1947 dannedes erhvervsforeningen; Sammenslutningen af virksomheder i Gladsaxe industrikvarter, Søborg. Denne forening skal sammen med S. Dyrup & Co. A/S ses som en væsentlig aktør i skabelsen af det første danske planlagte industrikvarter. I 1950 udsendte *erhvervsforeningen* ovennævnte industribyplan som efter et par års forhandling med Gladsaxe Kommune vedtages og udsendes som en egentlig kommunal byplan (Bredsdorff, E. m.fl. 1988). Byplanen indeholdte beskrivelser af de fysiske rammer som virksomhederne ønskede etableret især på det forsyningstekniske område som vand, el og gas samt som et kuriosum en planlagt toglinieføring fra Lygten Station til Gladsaxe industrikvarter. Af forebyggende miljøkonflikttiltag var der fokuseret på henholdsvis luft, støj og spildevandsproblemer.

Støj og luftforurening

Det største problem i forbindelse med forebyggelse af miljøkonflikter var på baggrund af S. Dyrup & Co. A/S's erfaringer at sikre, at udbygningen af boligområder ikke nærmede sig industrikvarteret i en sådan grad, at der kunne opstå nabokonflikter. På den anden side skulle de arbejdere, der arbejdede eller skulle arbejde på virksomhederne i industrikvarteret, heller ikke bo for langt væk. Arbejdskraftoplandtet var fastsat til at være en radius på 4 km (Sammenslutningen af virksomheder i Gladsaxe industrikvarter, Søborg 1950). En måde at afhjælpe dette dilemma på var at planlægge industrikvarteret med en grøn bræmme af træer rundt om industrikvarteret, hvilket da også er nævnt og illustreret i industribyplanen fra 1950,

jvnf. figur 2.6.

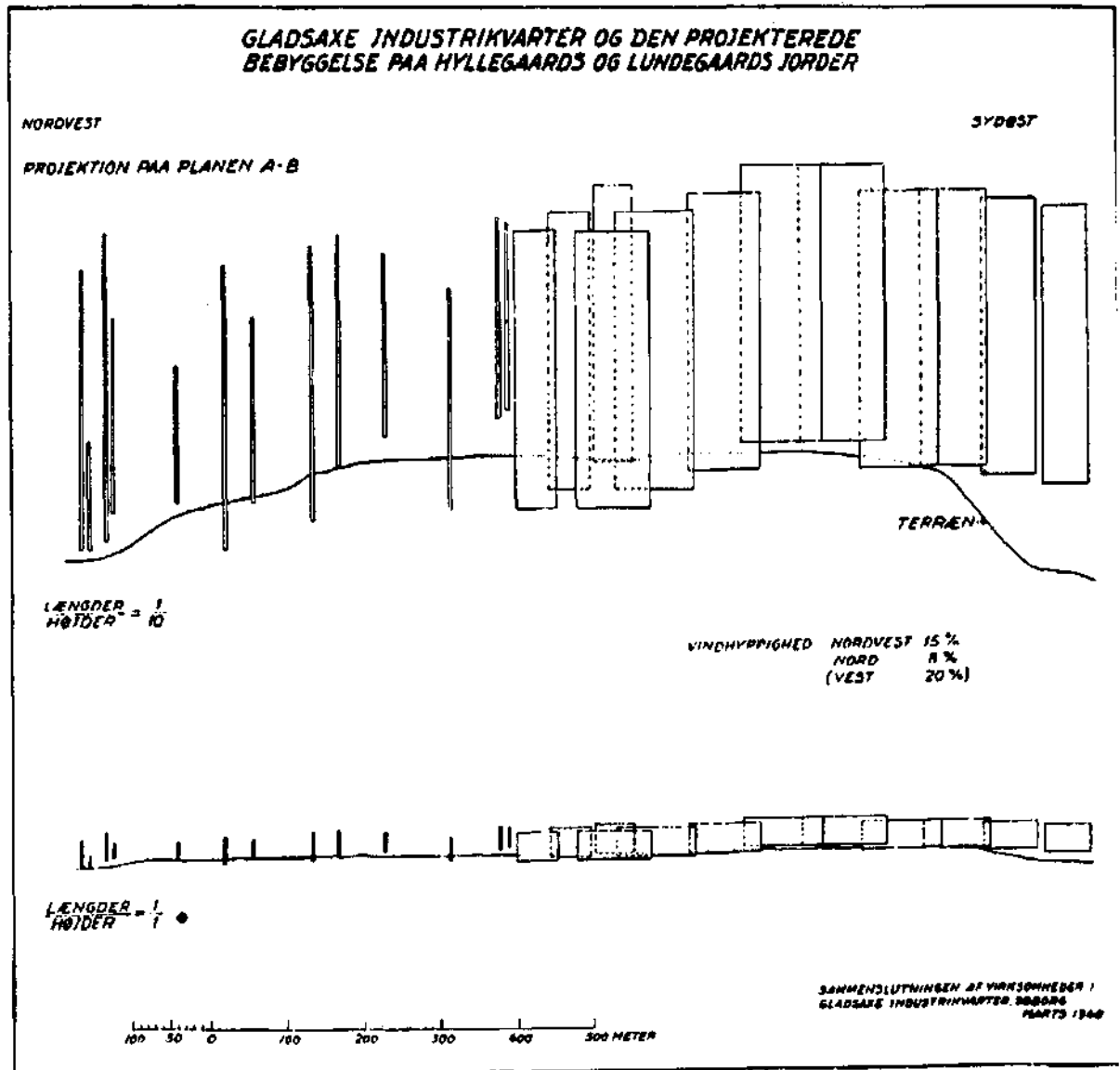


Figur 2.6: Illustration dels af immissionskoncentrationsbidrag i forskellige geografisk bestemte punkter dels af “naturlig renseseffekter” anvendt som røgafskærmning. Illustrationen er hentet fra et fransk blad “Le Architeque” og forsynet med bemærkning om, at en beplantning med buske mellem træerne vil dæmpe støjen (Sammenslutningen af virksomheder i Gladsaxe industrikvarter, Søborg 1950).

Gladsaxe Kommune havde imidlertid planer om at opføre en bebyggelse af 10 etagers højhuse umiddelbart sydøst for industrikvarteret og mindre end 10 meter fra S. Dyrup & Co. A/S, hvilket erhvervsforeningen protesterede voldsomt imod. Den planlagte situation er dels illustreret som højdeprofiler på figur 2.7 og på kortet i figur 2.8. Resultatet af denne konflikt blev, at bebyggelsen blev flyttet således, at afstanden mellem Høje Gladsaxe og industrikvarteret i dag er 150 meter. Til gengæld er bebyggelsen 5 etager højere end, hvad der var forudsat i den oprindelige plan. Figureerne 2.7 og 2.8 illustrerer således ikke den faktiske virkelighed.

En yderligere detalje vedrørende miljøkonflikter, der ikke blev tænkt på i 1950'erne, var, at kvinder senere kom ud på arbejdsmarkedet, og når begge forældre i en familie går på arbejde, skal børnene passes i mellemtiden. Derfor udbygges børneinstitutionerne kraftigt op gennem 1960'erne og hvad var mere passende end at lokalisere disse institutioner på vejen mellem bolig og arbejde og så endda i et grønt område. Der blev således mellem industrikvarter og Høje Gladsaxe lokaliseret ikke mindre end 5 institutioner for mindre børn! Selvom industribyplanen kan siges at være meget forudsigende om forebyggelse af nabokonflikter kunne den ikke forudse arbejdsmarkedets udvikling og de løsninger som politikerne gennemførte i

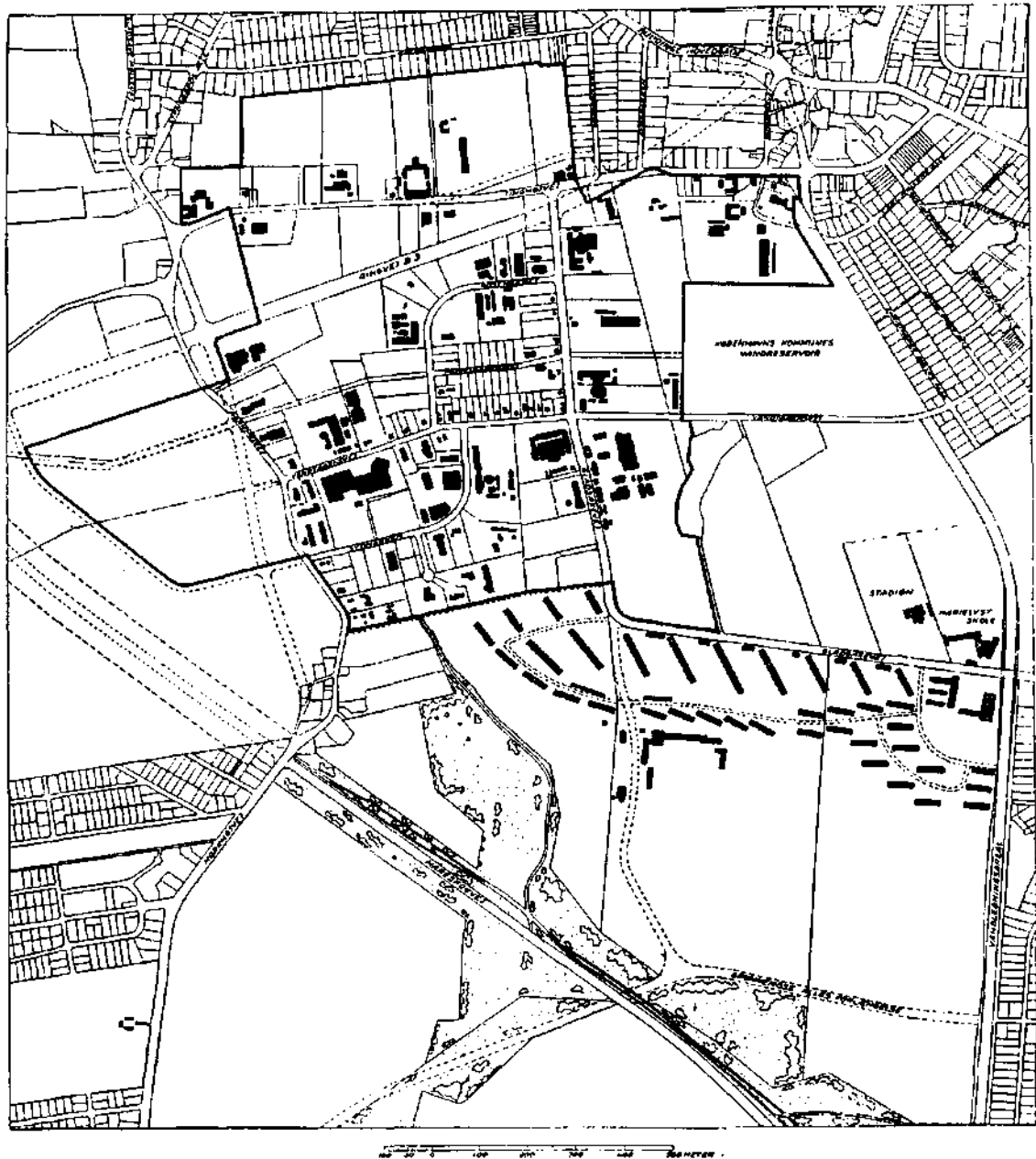
1960'erne³.



Figur 2.7: Illustration af højdeprofiler for det planlagte "Høje Gladsaxe" og eksisterende skorstene i industrikvarteret (Sammenslutningen af virksomheder i Gladsaxe industrikvarter, Søborg 1950).

³

Som endnu et kuriosum kan det nævnes, at de forudseende politikere i 1960'ernes Gladsaxe var ingen ringere end Erhard Jacobsen som borgmester og Poul Schlüter som viceborgmester.



Figur 2.8: Kort over Gladsaxe industri kvarter samt illustration af den planlagte boligbebyggelse sydøst for industri kvarteret. Industriområdet er trukket op med en fed (Sammenslutningen af virksomheder i Gladsaxe industri kvarter, Søborg 1950). Den fede optrukne linie afgrænser det planlagte industri kvarter.

2.11 Miljøkvalitetsbaseret kravformulering

I første omgang omfattede opfattelsen af miljøproblemer det, der populært benævnes for støj, røg, lugt og møg som årsag til konflikter mellem naboer. De lokale miljøproblemer opfattedes som konflikter i udnyttelse af samme side af naturen til forskellige formål. Den fysiske arealplanlægning blev derfor et velegnet redskab til at adskille forskellige interesser i udnyttelsen af naturen. Den fysiske arealplanlægning opdelte de fysiske arealer i forskellige anvendelsesområder som industrikvarter, boligkvarter, rekreativtområde m.v. I Gladsaxe industrikvarter viste dette sig ved, at S. Dyrup & Co. A/S på baggrund af erfaringerne i Brønshøj ville sikre sig, at arealer med beboelse ikke blev bygget for tæt på den nye fabrik i Gladsaxe. Alligevel var det vigtigt for virksomheden, at medarbejderne ikke boede for langt væk, hvorfor der arbejdedes med planlægning af den kollektive trafik og med en ideal radius for medarbejdernes hjemsted. For at begrænse afstanden mellem hjem og arbejde planlagdes, der et grønt bælte mellem industrikvarter og omgivelserne, der kunne afhjælpe de lugt, røg og støjgener, der kunne opstå ved tæt lokalisering af boliger til industrikvarteret, (Sammenlutningen af virksomheder i Gladsaxe industrikvarter, Søborg 1950) jvnf. figur 2.6.

Forståelsen af miljøproblemer blev sat i relation til, hvad forskellige interesser vil bruge miljøet til. Denne grundlæggende tankegang kom også til at præge forståelsen af udnyttelsen af overfladevand. Skulle overfladevandene anvendes til afvanding af landbrugsjorde, til fiskning, til rekreative aktiviteter, drikkevandsressource m.v. Tilsvarende arealplanlægning blev der udarbejdet et planlægningsredskab; recipientkvalitetsplanlægningen, der skulle adskille de forskellige interesser i udnyttelsen af de vandige områder, der bygger på udviklingen af saprobieindekset jvnf. (Hynes 1970) & (Abrahamsen, S.E. 1977). Idet afledning af spildevand var prioriteret som det væsentligste problem, d.v.s. det at kunne komme af med spildevand, er det klart, at det var recipienttankegangen, der var den dominerende. Den bagved liggende tankegang og dermed det miljøpolitiske sigte var på denne måde fokuseret på adskillelse af forskellige interesser i forskellige fysiske arealer og overfladevand områder. Miljøreguleringsparadigmet benævnes derfor passende for "interesseadskillelsesparadigmet".

Kravformulering

I relation til anvendelsen af de forskellige fysiske arealer og vandoverflade områder kan der opstilles forskellige krav til miljøkvaliteten. Der skal f.eks. være et maksimalt tilladt støjniveau om natten, såfremt det fysiske areal ønskes anvendt til boliger, vandkvaliteten skal være af en vis beskaffenhed for at overfladevandområdet skal kunne anvendes til drikkevandsressource eller laksefiskevand o.s.v. På denne måde kan der opstilles forskellige miljøkvalitetsmålsætninger i relation til, hvad de fysiske arealer og overfladevand områder ønskes anvendt til.

Vedrørende støj vil formuleringen af miljøkvalitetsniveauet ofte være udtrykt som et maksimalt niveau målt i dB (A). Vedrørende vandkvaliteter er der for det første krav til indholdet af forskellige stoffer men med introduktionen af økologien som en tværvidenskabelig disciplin

udarbejdes supplerende biologiske målesystemer, der i recipientkvalitetsplanlægningen kan omsættes til forureningsgrader (Hynes 1970) & (Abrahamsen, S.E. 1977). Kravene til virksomheder formuleres ikke på baggrund af den enkelte virksomheds emission med derimod på baggrund af den enkelte virksomheds bidrag til den pågældende miljøkvalitet med en benævnelse som *koncentrationsværdi* eller *forureningsgrad*.

Kontrolform

Ved kontrolmålinger i recipienten udlægges et net i recipienten, hvor ud fra der vælges nogle kontrolpunkter. Det er i disse kontrolpunkter, at der udtages prøver og direkte målinger. I vandløb vil f.eks. vandføringen blive målt direkte på stedet, imens der samles prøver ind til senere laboratorieanalyser af både kemisk og biologisk karakter. En del kemiske analyser kan dog gennemføres på stedet. Det er vanskeligt at bedømme og beregne usikkerheder i prøvetagningen, men det er indlysende, at forskellige prøveudtagningspersoner historisk har udtaget prøver på meget forskelligt vis (Miljøstyrelsen 1998). Derfor er der i 1998 af Miljøstyrelsen opstillet retningslinier for prøver indsamlet til biologiske laboratorieanalyser.

Usikkerheder i laboratorieanalyser er ligeledes svære at vurdere for biologiske målemetoder, f.eks. er det vanskeligt at vurdere, hvad sandsynligheden er for en fejlagtig artsbestemmelse af en invertebrat. Usikkerheder i den administrative behandling bygger på vurderingerne af de resultater og forløb de indsamlede data har været igennem, f.eks. skal der ikke sammenlignes prøver fra samme prøvetagningsstation udtaget på forskellige årstider.

2.2 Samspilparadigmet

Interesseadskillellesparadigmet forudsætter, at alle arealer og vandområder får tilknyttet en anvendelsesfunktion i relation til menneskelig udnyttelse. Der skulle med andre ord tages stilling til, hvad de ydre omgivelser skal bruges til nu og i fremtiden. Når dette er blevet fastlagt for alle fysiske arealer og vandområder, kan der således stilles krav til de forskellige forureningsbidragsydere. Imidlertid er det, som angivet i beskrivelsen af de biologiske målemetoder og vandrecipienter, ikke entydigt, hvad forurening er: F.eks. sker en eutrofiering ved tilledning af organisk stof. Tilledning af organisk stof kan både forekomme fra vandløbenes gennemløb af skovstrækninger m.v., der derfor benævnes for "naturlige forureningskilder", såvel som fra menneskelige aktiviteter. Derudover vil der i et vandløb i relation til strømhastighed og turbolens m.v. være en naturlig variation fra kilde til udløb (Townsend, C.R. 1980). Sammenhænge mellem vandløbenes tilstand og udledninger fra menneskelige aktiviteter er således ikke entydige.

Sammenholdes de ikke entydige sammenhænge med saprobieindekset krav om indekstal på baggrund af lokalt empirisk indsamlede data (Abrahamsen, S.E. 1977), betyder dette, dels at et uforurennet referencepunkt ikke kan fastsættes, dels at recipienter med flere forureningskil-

der får en meget stor kompleksitet, der er vanskelig at håndtere ved kravfastsættelse. Udledningerne flyttes f.eks. ofte med længere rør nedstrøms i vandløbene p.g.a. de ringere krav til recipientkvaliteten eller helt ud til fjorde og de indre danske farvande. Dette betyder, at de lokale miljøproblemer vokser ud over lokalområderne og begynder at optræde som regionale miljøproblemer med mange forskellige bidragsydere. Den kausale kompleksitet bliver uoverskuelig.

Recipientkvalitetsplanlægningen kan fastslå, hvornår der skal handles, men ikke hvordan der skal handles. De forskellige forureningsbidrag kan fastlægges, men det er ikke entydigt, hvilken kilde, der skal reduceres i relation til en situation med en overbelastning, der skal begrænses. Dette medfører en række ubesvarede spørgsmål: Skal det være den største bidragsyder?, skal det være den sidst tilkommende bidragsyder, der fik totalen til at gå over grænsen?, skal de mange små kilder begrænses?, skal der begrænses der, hvor det er (økonomisk) lettest? Der opstår et behov for en tydeligere og gennemskuelig metode til kravfastsættelse. Disse problemstillinger forsøges løst ved overgang til et nyt reguleringsparadigme.

I stedet for at bestemme den direkte kausalitet mellem den enkelte udleder og effekt udvikles et andet begreb - den potentielle effekt - der bygger på, at alle der udleder f.eks. organisk stof principielt bidrager til den samlede effekt. Reaktionen eller kravet bliver følgelig, at alle skal rense til et nærmere bestemt og fastsat niveau afhængig af, hvad der er renseteknisk muligt under de givne økonomiske rammer. Der bygges i første omgang en række offentlige (rense) behandlingsanlæg. Ved skift af fokus på parametre eller ved stramninger i henhold til et interesseadskillelsesparadigme på parametre, der allerede er i fokus skal der tages stilling til om behandlingsanlæggene skal udvides eller om der skal foretages forandringer ved kilderne. Kilderne opfattes i denne sammenhænge som virksomhedernes udledninger og ikke som deres produktion. Vælges forandringer ved kilderne medfører dette først og fremmest en kildeopsporing. Det er denne form for kildeopsporing, der tages udgangspunkt i ved illustration af samspilsparadigmet.

Spildevandsundersøgelser i Gladsaxe industrikvarter

Gladsaxe industrikvarter afvandes i sydlig retning. I 1950 blev spildevandet afledt direkte ud i den åbne Gyngemoserende, der via Fæstningskanalen ledte spildevandet til Utterslev Mose. Specielt den åbne Gyngemoserendes tilstand var genstand for megen kritik (Bredsdorff, E. m.fl. 1988) og senere også Utterslevmoses tilstand (Janssen, E. 1999).

I første omgang planlægger erhvervsforeningen i Gladsaxe i 1950, at der skal etableres et renselanlæg for enden af Gyngemose renden, hvor den løber ud i Fæstningskanalen, lige før denne løber ud i Utterslev Mose (Sammenslutningen af virksomheder i Gladsaxe industrikvarter, Søborg 1950). For at kunne håndtere et opland er det nødvendigt med en registrering af de forskellige bidrag. Erhvervsforeningen var godt klar over, at den ikke blot kunne pålægge Gladsaxe Kommune at bygge et renselanlæg med det formål at rense det samlede spildevand

fra Gladsaxe industrikvarter uden at udstede en slags garanti for kvaliteten af det tilledte spildevand, hvorfor erhvervsforeningen foreslog:

“Som noget nyt vil man i industrikvarteret få indført en regel om, og kontrol med, at afløbet for hver enkelt virksomhed er kemisk neutralt, ugiftigt, fri for store urenheder og af passende temperatur.” (Sammenslutningen af virksomheder i Gladsaxe industrikvarter, Søborg 1950)

Renseanlæg Gyngemosen bygges som et mekanisk biologisk renseanlæg i løbet af 1950'erne og står færdigt i 1957 (Kaae, J. & Mortensen, J.P.). Den biologiske del af renseanlægget kan imidlertid ikke tåle de tilledninger, der stammer fra industrien i oplandet, hvilket betyder, at der hyppigt udledes urensset spildevand til Utterslev Mose. Op gennem 1960'erne skærpes konflikterne vedrørende recipienttilstanden i Utterslev Mose (Bredsdorff, E. m.fl. 1988) (Jansen, E. 1999). F.eks. forlanger en landsvæsenskommissionskendelse i 1966, at Gladsaxe Kommune skal afholde 80 % af udgifterne til en oprensning af Fæstningskanalen (Gladsaxe Kommune 1967).

Løsningen på disse konflikter bliver nedlæggelsen af Gyngemoseværket og etablering af en lukket kloakledning under Hillerød motorvejen til Renseanlæg Damhusåens opland i Københavns kommune. Efter en mekanisk rensning på Renseanlæg Damhusåen udledes spildevandet til Kalvebod Strand. I 1979 bliver Renseanlæg Lynetten, der er et mekanisk/biologisk renseanlæg, og en kloaktunnel under Københavns havn færdiggjort, hvorfor spildevandet herefter bliver udledt i Kongedybet i Øresund (Kaae, J. & Mortensen, J.P. 1987).

Den efterfølgende planlægning af spildevandet stammende fra Gladsaxe industrikvarter bliver nu underlagt planlægningen for Renseanlæg Lynettens samlede opland. Grundprincippet i denne planlægning er at inddele oplandet først i deloplande, dernæst i bidrag fra de forskellige kommuner (der er i alt 8 “Lynette kommuner”) og til sidst i bidragene fra de forskellige virksomheder. Dette gælder både udledninger, der er uønsket, og udledninger, der kan behandles på renseanlægget. Fordelingsnøglen på kommuner foregår efter befolkningstal opgjort som person ækvivalenter (p.e.) i oplandet samt en beregnet regnvandstilstrømning afhængig af om området er fælles eller separat kloakeret.

Såfremt der er særligt bidragene virksomheder i oplandet, der leverer spildevand ud over, hvad der er normalt for husholdningsspildevand, pålægges disse en særlig betalingsordning - at betale et særbidrag. Hvor husholdningernes betalingssystem bygger på vandmåleraflæsning, bygger betalingssystemet vedrørende virksomheder, der skal betale særbidrag, på målinger af COD og slamtørstof i tilslutningspunktet til offentlig kloak som foreslået af erhvervsforeningen tilbage i 1950. Det samme gør kontrollen med udledningen af uønskede stoffer o.lgn.

I slutningen af 1980'erne bliver det i forbindelse med planlægningen af udbygningen af Renseanlæg Lynetten til næringssaltjernelse besluttet at gøre noget ved tungmetalinholdet i

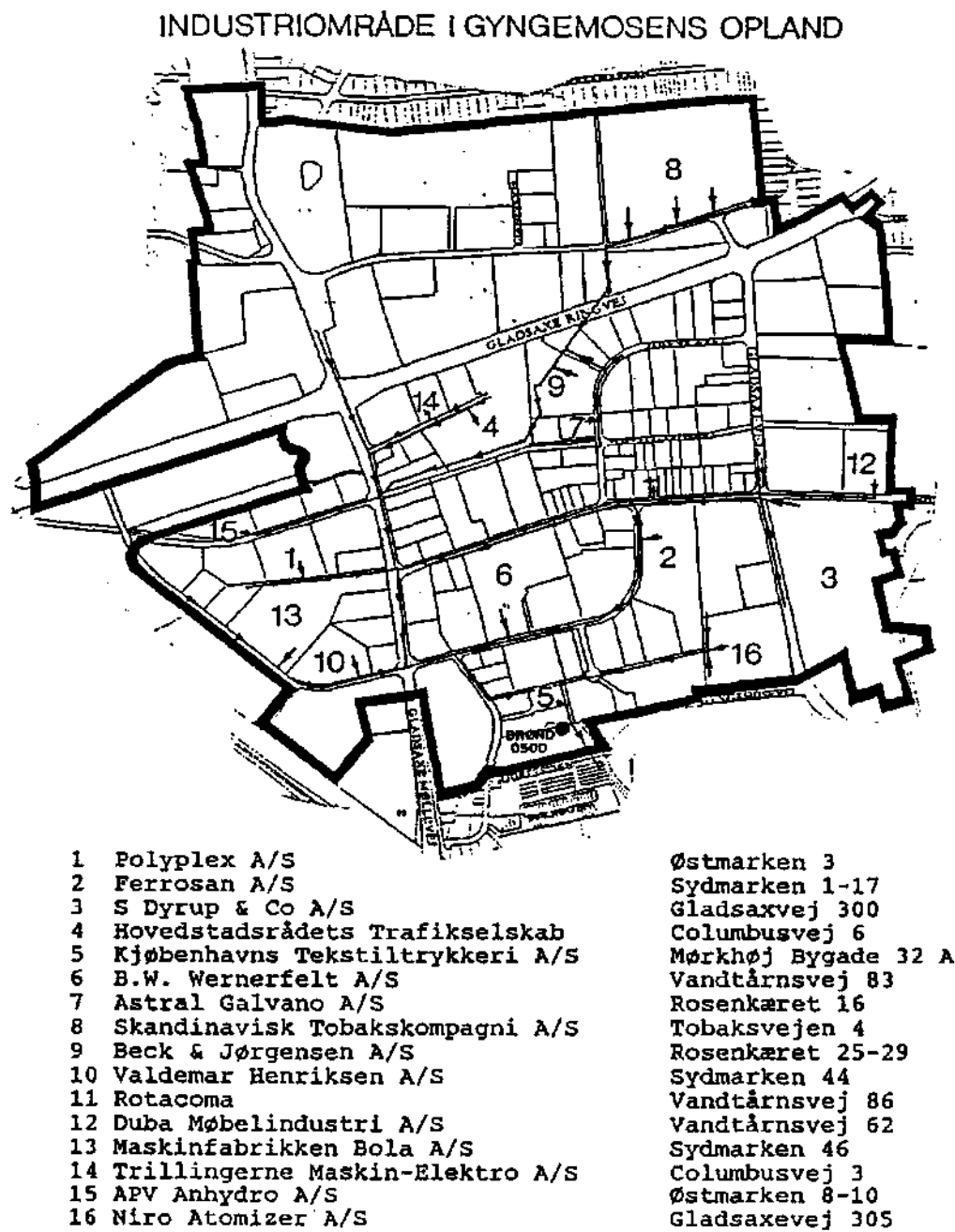
spildevandsslammet og kvaliteten af det tilledte spildevand i almindelighed (Janssen, E. 1999). I det problemstillingen er formuleret ud fra en renseanlægsbetragtning bliver strategien fastlagt som bestående af netværksmålinger i kloakoplandet, der successivt indsnævres og til sidst udpeger de mulige syndere. Strategien lider af den fejl, at såfremt virksomhederne er lokaliseret tæt i samme industrikvarter opdages de med det samme, imens virksomheder med en spredt lokalisering blandt boliger ikke bliver opdaget. Konsekvensen er naturligvis en fokus på Gladsaxe industrikvarter, hvad der på baggrund af den historiske udvikling vel heller ikke kan undsiges bortset fra denne strategiske tilrettelagte bias. Gladsaxe og Københavns kommuner gik derfor sammen for at tilrettelægge en større undersøgelse af spildevandsudledninger fra Gladsaxe industrikvarter (Hansen, S. & Mortensen, J.P. 1991).

Den første undersøgelse med målinger fra virksomhedernes udledninger blev tilrettelagt på baggrund af en udvælgelse af virksomheder ud fra følgende kriterier: Vandforbrugsmængde, arten af produktion og en af mange, der alle blev udvalgt til at deltage i undersøgelsen. Derudover valgtes et målepunkt, hvor alt spildevandet fra industrikvarteret gennemløb, og før tilslutningen fra Høje Gladsaxe bebyggelsen. Der blev udført en række samtidige målinger i kloakknudepunktet og på forskellige virksomheder. De udvalgte virksomheders lokalisering i forhold til kloaksystemet kan ses på kortet i figur 2.9.

Flowmålere

De normalt anvendte flowmålesystemer var flowmålere, der bestod af en ultrasonisk sonde, der byggede på udsendelsen og indfangsten af lyd- eller lysbølger (doppler-effekten). Imidlertid kunne disse målere ikke tåle temperaturer over 35°C. En sådan begrænsning betyder f.eks., at spildevandsudledningen fra en almindelig vaske- eller opvaskemaskine ikke kan måles og heller ikke spildevand fra f.eks. tekstilfarverier som B.W. Wernerfelt A/S, der var den virksomhed i industrikvarteret, der stod for ca. 87 % af spildevandsudledningen (Hansen, S. & Mortensen, J.P. 1991).

I undersøgelsen blev de magnet-induktive flowmålere afprøvet. På daværende tidspunkt var det kun muligt at få fat i to mobile magnet-induktive flowmålere, hvorfor disse kun blev anvendt på udvalgte prøvetagningspunkter. De magnet-induktive flowmålere viste sig at være klart overlegne og i dag er de indarbejdet som standard monitoreringskrav (Miljøstyrelsen 1994).



Figur 2.9: Kort over Gladsaxe industrikvarter med angivelse af de virksomheder, der deltog i tungmetalundersøgelserne i 1990 (Hansen, S. & Mortensen, J.P. 1991).

Prøvetagere

Af automatiske prøvetagere var der udviklet to typer; en med en peristaltisk pumpe og en med en slange pumpe. Begge typer fungerede i praksis fuldstændigt ens - det er blot muligt at skabe et kraftigere sug i en peristaltisk pumpe end i en slangepumpe, hvilket har betydning ved anvendelse, hvor det er nødvendigt at have en meget høj hævehøjde f.eks. ved dybtliggende kloakker som i Gladsaxe industrikvarter. Princippet for prøvetagningen var udtagning af et antal delprøver henover et døgn, der umiddelbart efter udtagning sammenblandes i en stor samlebeholder.

I det følgende vil der blive fokuseret på de forhold, der får en betydning for, hvorledes prøvetagningen udføres i relation til en ændring af reguleringsparadigmet fra fokus på miljøkvalitetsmålinger til emissionsmålinger. Der er minimum to forhold vedrørende udtagning af prøver fra industrispildevandsudledninger, der ændrer prøvetagningsbetingelserne;

- hyppige indholdsvariationer, samt
- spildevandets homogenitet.

Grundlæggende er der 4 variable ved prøvetagning, hvor der sammenstikkes delprøver, der opsamles i en samlebeholder:

1. Koncentrationen af indholdsstof; $c(t)$ i delprøve; p , hvor den samlede stofmængde; M er det samlede vandføringsvolumen; Q multipliceret med summationen af c .

Den samlede udledte stofmængde; M bestemmes således ved:

$$M = Q \times \sum_{t=0}^{t=T} c \times \Delta t,$$

hvor den samlede mængde; M af et stof således er produktet af det samlede vandføringsvolumen; Q og summationen af koncentration af indholdsstof; c .

2. Integralet af koncentration af indholdsstof; c svarer til en koncentration i den samlede udtaget prøvemængde; P . Den samlede udtaget prøvemængde; P bestemmes af det nødvendige minimums volumen i samleprøve til at gennemføre de ønskede laboratorieanalyser; P_a , imens maximum er bestemt af volumenet af prøvebeholder; P_b :

$$P_a < P < P_b.$$

I Gladsaxe valgtes at benytte 20 liters prøvebeholdere omend de ikke udnyttedes fuldt ud. En typisk delprøve indeholder mellem 100 og 150 ml prøve. Antallet af udtaget delprøver bestemmes ud fra ønsket om minimum volumen af den samlede udtaget prøvemængde; P. I Gladsaxe projektet benyttedes delprøveudtagning med et volume på 100 ml. De tidsproportionale prøveudtagninger blev fastlagt til delprøveudtagning hver ½ time, d.v.s. 48 gange i døgnet, hvilket skal give en samlet prøvemængde på 4,8 liter i en døgnprøve. Det samme tilstræbtes for udtagning af den mængdeproportionale delprøveudtagning.

3. Midlingstiden; t gående fra starttidspunktet; $t=0$ til et sluttidspunkt; $t=T$,

der i Gladsaxe projektet valgtes til et døgn.

4. Vandføring eller flow; $q(t)$, hvor det samlede volumen; Q er integralet af q .

Ved anvendelse af flowmålere blev det samlede vandføringsvolumen; Q bestemtes ved:

$$Q = \int_{t=0}^{t=T} q \times \Delta t$$

Vandmængden blev bestemt dels ved anvendelse af magnet-induktive flowmålere, dels ved samtidige aflæsninger af vandforbrug på virksomhederne ved tidsproportional prøvetagning.

Spildevandets homogenitet

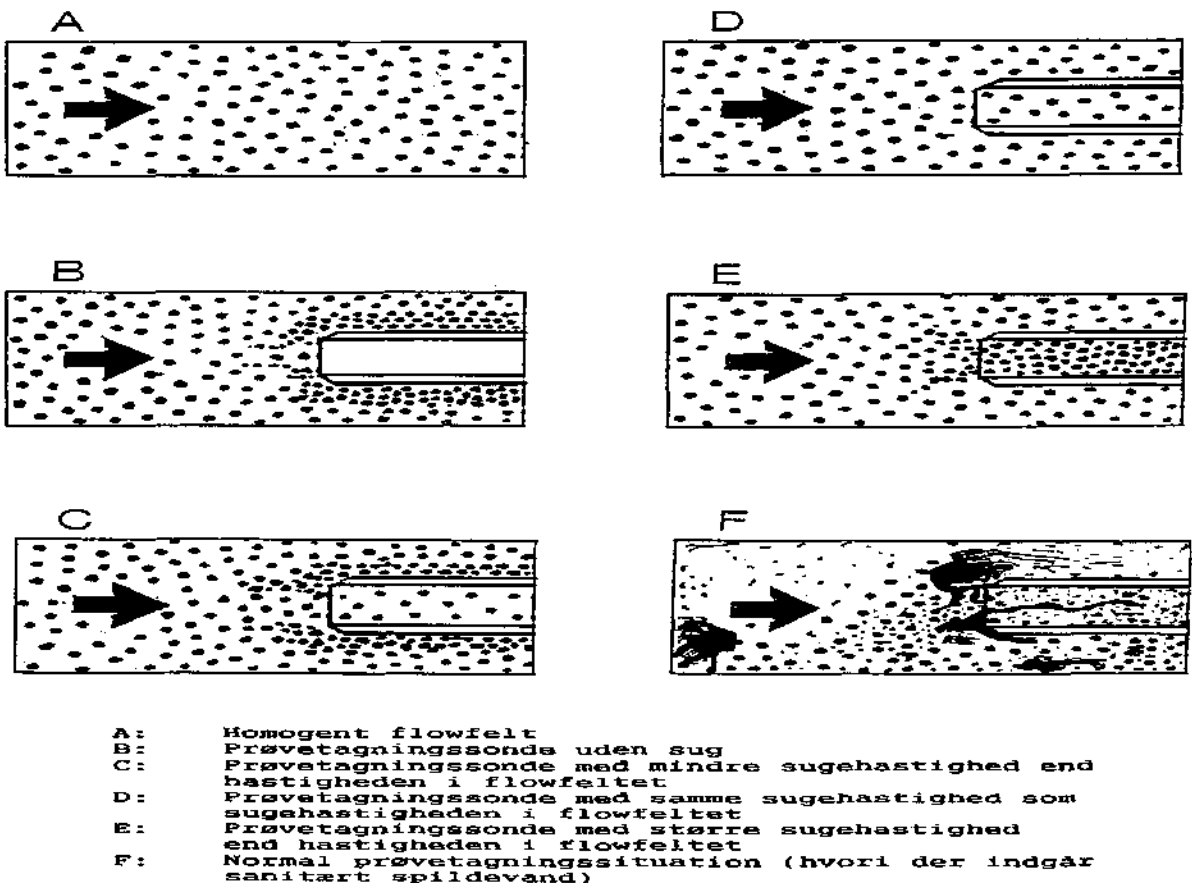
Spildevandets homogenitet og betingelserne for udtagning af den enkelte delprøve kan kort summeres op i relation til begrebet isokinetisk prøvetagning. Isokinetisk prøvetagning fordrer:

- at prøvetagningssondens sugehastighed skal være den samme som hastigheden i et homogent flowfelt,
- at prøvetagningssonden skal fixeres med åbning af sonden vendt imod retningen af flowet.
- at partikler i spildevandet er jævnt fordelt i det homogene flowfelt, ikke er trådformet eller lignende og har en størrelse, der er væsentligt mindre end sugehovedets åbning.

Figur 2.10 viser forskellige prøvetagningssituationer, hvoraf situation D er den isokinetiske og den teoretisk korrekte måde at udtage en repræsentativ spildevandsprøve på. Såfremt der sammenlignes med udtagning af prøver som beskrevet i det foregående kan det konstateres:

- at det er sjældent, at der udtages prøver i fuldt løbende rør, idet prøvetagningen ved virksomhedernes tilslutningspunkter til offentlig kloakssystem

- oftest er en almindelig gravitationskloak.
- at prøvetagerne pumper med samme hastighed ved hver delprøveudtagning uden relation til spildevandsflowet, og
- at spildevand typisk vil være meget inhomogent - især såfremt det indeholder sanitært spildevand.



Figur 2.10: Partiklers bane omkring udtagningssonde.

I Gladsaxe projektet anvendtes prøvetagningstudse, der var løst hængende i spildevandsstrømmen og derfor med studsens pegende i retning med strømretningen. Ved anvendelsen af de automatiske prøvetagningssystemer kan pumpernes sugning ikke reguleres og ej heller varieres automatisk i relation til variationer i vandføringen.

Som det fremgår af tabellen i figur 2.11 ledes der mere nikkel ud i oplandet, end der kan registreres i det samlede afløb fra industrikvarteret. Derudover udledes der betydeligt mindre zink og krom, imens niveauet for kobbers og bly vedkommende ligger i samme størrelsesorden. Resultaterne efterlader en række spørgsmål som i første omgang fører til, at opsporingsstrategien i første omgang reduceres til en reduceret overvågning i kloakknudepunkter med et længere historisk perspektiv.

	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
<u>Samlet afløb:</u>					
Tørvejrsgennemsnit, g/d	1862	331	63	73	6393
<u>Sum af afløb fra 9 virksomheder:</u>					
Gennemsnit, g/d	86	201	96	19	454
1 % af samlet afløb	4,6 %	61 %	152 %	26 %	7,1 %

Figur 2.11: Resultaterne af tungmetalundersøgelse af industrispildevand i 1990 (Mortensen, J.P. 1992).

Årsagerne til disse meget store unøjagtigheder er ikke fuldstændigt klargjorte, men der er en række forhold, der gør sig gældende. Monitoreringsprocedurer og teknik er udviklet i relation til *interesseadskillelsesparadigmet*, hvilket betyder, at monitoreringen hidtil hyppigst har forekommet i recipienter, hvor variationer af pH, temperatur, vandmængder og indholdskoncentrationer ikke varierer lige så hyppigt, som det gør i kloaksystemer. Disse forhold spiller en stor rolle for det monitoreringsudstyr, der er tilgængeligt på markedet.

Sammenfattende vedrørende prøveudtagning kan det konkluderes, at prøvetagningen for at kunne fungerer i overensstemmelse med *samspilsparadigmet* skulle have været tilrettelagt som en kontinuerlig prøveudtagning, fordi variationerne i industrispildevand er så hyppige, at den eksisterende prøvetagningsteknik, der er blevet udviklet i tråd med interesseadskillelsesparadigmet, ikke kan udtage prøver hyppigt nok til at kunne levere resultater med en tilstrækkelig validitet. Derudover skulle prøvetagningsstudsene have været fikseret. Større urenheder som tekstilrester i spildevandet kan der ikke gøres noget ved rent prøvetagningsmæssigt. De bør principielt være fjernet fra spildevandet på virksomhederne inden udledning til offentlig kloak. Disse fordringer i relation til rammerne i samspilsparadigmet gør, at resultaterne i kildeopsporingsprojektet i Gladsaxe industrikvarter bliver meget tilfældige.

2.21 Kravformulering baseret på potentiel effekt

Om prøvetagningshyppigheden i kildeopsporingsprojektet i Gladsaxe industrikvarter foregik hyppigt nok er aldrig blevet kontrolleret, fordi det kræver, at myndighederne kender virksomhedernes spildevandsprofiler, der kun kan bestemmes ved kortlægning af den aktuelle produktionsgang på den pågældende virksomhed det pågældende prøvetagningsdøgn. Referencerammen for vurdering af måleresultatet udelades som konsekvens af, at reguleringsparadigmet ikke omfatter produktionsforhold men kun emissioner d.v.s. kilden er emissionen og ikke produktionen. Det er således ikke lykkedes for de danske myndigheder, at implementere samspilparadigmet i kontrolfunktionerne.

På grund af denne paradigmatisk inkonsekvens og vanskelighederne ved at bestemme det nøjagtige bidrag fra den enkelte bidragsyder udvikles begrebet den potentielle effekt, der bygger på, at uanset størrelsen af bidraget er det et bidrag. De rensetekniske krav føres videre til den enkelte bidragsyder med et krav om forrensning. I tilfældet med udledningen tungmetaller benyttes, hvad der kan opnås af reduktion af udledningsniveau ved anvendelse af gængse fældningsanlæg eventuelt ved tilsætning af flokkuleringsmiddel.

Imidlertid forudsætter etableringen og funktioneringen af disse renseanlæg, at tungmetaludledningen sker med en relativ høj koncentration. Skal princippet anvendes i relation til virksomhederne i Gladsaxe industrikvarter betyder det imidlertid, at et renseanlæg ikke skulle etableres på den største enkeltbidragsyder af tungmetaller; B.W. Wernerfelt A/S (Hansen, S. & Mortensen, J.P. 1991). En alternativ metode til anvendelse af princippet om den potentielle effekt udvikledes herefter af Vandkvalitetsinstituttet (Grüttner, H. m.fl. 1993). Den bygger på et "Worst Case" scenario.

Et eksempel på beregning af en "Worst Case" potentiel effekt kan findes ved beregningen af tungmetalgrænseværdierne i Miljøstyrelsens spildevandsvejledning fra 1994. Der tages et recipientudgangspunkt dels i kravene til spildevandsudledningen fra renseanlæggene, jvnf. Miljøstyrelsens spildevandsvejledning fra 1974, dels i grænseværdierne for spildevandsslams anvendelse på landbrugsjorde, jvnf. Miljøstyrelsens vejledning om affaldsstoffer til jordbrugsformål fra 1990. På baggrund af den typiske fordeling mellem tungmetaller i slam og spildevand på et dansk gennemsnitligt mekanisk/biologisk renseanlæg med næringssaltfjernelse kan de nævnte grænseværdier beregnes til maximale indløbsværdier på renseanlægget (Grüttner, H. m.fl. 1993).

Ved at formulere et scenarie om, at en enkelt virksomheds spildevandsudledning i nogle perioder kan være den eneste spildevandstilledning til et renseanlæg benyttes de maximale indløbsværdier i renseanlægget som grænseværdier for udledning af spildevand fra virksomhederne (Grüttner, H. m.fl. 1993). Idet denne situation i praksis kun i meget ekstreme og enestående tilfælde vil kunne opstå i sin rene form, betegnes dette som en beregningsmetode for en potentiel effekt. På denne måde opstilles dels en kravformuleringsmulighed dels forsøges der at tage afstand fra fortynding i kloaksystemet som beregnet løsningsmulighed og

afviger på denne måde fra det anvendte princip i interesseadskillelses paradigmet.

De forskellige rensetekniske løsninger kan betragtes som behandlingsanlæg, der transformerer en del af udledningen til en anden form, f.eks. omdannes en del af spildevandet i et renselanlæg til spildevandsslam, luftpartikler i en luftemission omdannes i en vådvasker til spildevand jvnf. f.eks. figur 1.1 o.s.v. Der dannes således et sammenspil mellem behandlingsenheden og de pågældende virksomheder i oplandet. Behandlingsenhed og opland kan forstås bredt, hvilket betyder, at udledning af svovl i røggasser i Danmark kan behandles enten som forrensning i Danmark eller senere ved kalktilsætning i de svenske skovsøer. Begge behandlinger kan regnes for et renseteknisk tiltag/behandlingsenhed. Det kan dog diskuteres om, der er et egentligt samspil udover den stoflige sammenhænge mellem behandlingsenhed og bidragende virksomheder på luftområdet.

Samspillet på luftforureningsområdet er ikke bundet så tæt sammen, p.g.a. oplandet ikke er præcist afgrænset, som samspillet mellem spildevandsbehandlingsenhed og virksomhedernes bidrag, hvor oplandet er meget præcist afgrænset af kloaksystemet. Kildeopsporingsprojekter er da også typiske på spildevandsområdet og ikke nær så anvendt på luftforureningsområdet, hvor begrebet den potentielle effekt har været en selvfølge i en meget længere periode. Reguleringen af de regionale miljøproblemer fokuserer meget på samspillet mellem behandlingsanlæg og de forskellige bidragsydere, hvorfor miljøreguleringsparadigmet passende benævnes for "samspilparadigmet".

Kravformuleringen ændres fra krav til maximale tilladte immissionsbidrag med benævnelser i koncentrationsværdier og forureningsgrader til en formulering i henhold til en potentiel effekt. I første omgang benyttes igen *koncentrationsgrænseværdier* men i relation til behandlingsanlæggenes kapacitet samt recipientkravene til disse blev det nødvendigt at supplere koncentrationsværdierne med krav om en *total mængde pr. tidsenhed*. Recipientbetragtningerne er ikke forladt, idet beregningen af potentiel effekt foregår i en tæt overensstemmelse med krav til recipientkvaliteten.

Kravene til de rensetekniske foranstaltninger kan også formuleres som et effektivitetskrav, der fokuserer på den rensetekniske præstation. Denne kan formuleres som et krav til en *reduktionsprocent* eller i særlige tilfælde, hvor der er større tvivl om de rensetekniske foranstaltningers formåen, kan kravet formuleres som en *overensstemmelse med en eksempelliste*. Denne sidste måde at fastsætte krav på sker i de sammenhænge, hvor kendskabet til de rensetekniske foranstaltninger ikke kendes og/eller, hvor myndighederne ikke ønsker at lægge sig fast på en bestemt renseteknisk løsning men gerne ser, at der sker en erfaringsindsamling.

Kontrolform

Kontrolpunkter er flyttet fra kontrolpunkter spredt i netværk i recipienten til kontrolpunkter i udledninger dels fra (rense) behandlingsanlæg dels fra bidragende virksomheder. Ved

kontrolmålinger fra udløb af renselanlæg benyttes automatiske prøveudtagningsenheder, der afhængig af enten tid eller en samtidig vandmængdemåling udtager delprøver. Udledningen fra renselanlæg er oftest af en homogen karakter, fordi spildevandet har gennemløbet rensprocesser, der har sorteret større partikler fra, samt har haft opholdstid i renselanlægget, hvor der er sket en sammen- og opblanding. Samme prøvetagningsteknik anvendes i kloakplande og ved udløb fra virksomheder, der har en meget inhomogen karakter.

Prøver, der udtages, analyseres dels ved kemiske analyser dels er der udviklet en række biologiske målemetoder som slamhæmningstest, BI₅ og nitrifikationshæmningstest. Usikkerheder i laboratorieanalyserne adskiller sig ikke fra usikkerhederne ved analyser af prøver udtaget i recipienten selvom fokuseringen på parametre er delvist ændret. Til kontrol af spildevandsudledning fra renselanlæg benyttes statistiske betragtninger fortrinsvis baseret på udtagning af 12 døgnprøver på et år, idet spildevandet fra renselanlæg oftest er relativt homogent betragtet henover året (DIF 1981). Fokuseres der derimod på kontrol af udledning af spildevand fra virksomheder er dette en helt anden situation ofte, hvor spildevandet udledes med meget store variationer, men det er den samme statistiske betragtning, der anvendes. Samspilparadigmet er således i spildevandssammenhænge ikke implementeret i kontrolformen.

2.3 Rationaleudnyttelsesparadigmet

Begrebet den potentielle effekt formuleredes i relation til samspilparadigmet på baggrund af et "Worst Case" scenarie. Såfremt dette scenarie skulle anvendes i reguleringen af virksomheder i Gladsaxe industrikvarter ville det betyde, at den største mængderelateret bidragsyder ud fra de fastlagte målinger - B.W. Wernerfelt A/S - ikke skulle reguleres med henblik på en reduktion af tungmetalindholdet i spildevandet. Virksomheden udledte ca. 87 % af det totale spildevand fra industrikvarteret, ca. halvdelen af zink samt en tredjedel af krom, imens virksomheder som Beck & Jørgensen A/S, der mængdevis ligger under 1 % på alle parametre vil være virksomheden i fokus. Udviklingen af rationaleudnyttelsesparadigmet leverer en anden indfaldsvinkel og nøgle til, hvilke virksomheder, der i første omgang skal reguleres - nemlig de virksomheder, hvor der et sammenfald mellem rationaler internt på virksomheden og en reduktion af miljøbelastning.

Beck & Jørgensen A/S var blevet forvarslet at skulle betale særbidrag til Lynettefællesskabet, p.g.a. udledningen af særligt forurenende spildevand. Beck & Jørgensen A/S's reaktion på dette var at etablere et forrensanlæg bestående af kontinuerlig tilsætning af flokuleringsmiddel og et båndfilter. Anlægget kom imidlertid aldrig til at fungere tilfredsstillende, så Beck & Jørgensen A/S leverede anlægget tilbage til leverandøren med et tab på ½ mill. Kr. Herefter arbejdede især produktionschefen med en egen konstruktion af et filter, der skulle fungere v.h.a. batchvis flokulering og fældning via gravitation (Folkenberg, J. & Goldek, C. 1991 & 1992) & (Mortensen, J.P. 1994).

Imens dette udviklingsarbejde stod på, indgik Beck & Jørgensen A/S i et samarbejde med Gladsaxe Kommune (1989) om at ændre miljøtilsynsfunktionen fra en politibetjentrolle til en rolle som legitim interessepræget produktiv samtalepartner. Det betød i praksis, at Gladsaxe Kommune tilbageholdte effektueringen af forvarslet om særbidragsbetaling mod, at Beck & Jørgensen A/S aktivt deltog i en dialog om, hvorledes spildevandsudledningen kunne reduceres ved brug af renere teknologi løsninger (Mortensen, J.P. 1994).

Beck & Jørgensen A/S startede fokuseringen på miljøpræstationen gennem et uddannelses- og organisationsprojekt, hvor organisationen af arbejdsforløbet totalt forandredes fra en hierarkisk - top, ned - organisation til en organisation bestående af selvstyrende grupper. Produktionen på virksomheden var opdelt i 5 funktionsområder (afdelinger); råvarelager, udviklingslaboratorium, produktion, driftslaboratorium og færdigvarelager. For hver afdeling var der udpeget 1 chef, der skulle lede og fordele arbejdet. Cheferne var også forpligtiget til at formidle kontakten afdelingerne imellem. Sammen med produktionschefen fastlagdes planlægning af den daglige produktion successivt (Arbejdstilsynet 1998).

Opdelingen i de 5 produktionsområder (afdelinger) blev beholdt ved ændringen af produktionen, men især organisationen i selve produktionsafdelingen blev markant ændret. Arbejderne blev inddelt i to lige store selvstyrende grupper. Deres opgave var at planlægge og udføre den daglige produktion af maling. Dette medførte et behov for uddannelse af den enkelte arbejder, der gennem kursusdeltagelse opnåede at kunne betjene mindst 3 funktioner i produktionsforløbet. Tidligere foregik oplæringen blot ved, at vedkommene blev placeret ved en maskine og oplært af den, der tilfældigvis stod ved siden af, havde haft maskinen tidligere eller eventuelt instrueret af værkføren (Arbejdstilsynet 1998).

Ved den ny organisering udvalgte arbejderne på skift en repræsentant til at deltage i et ugentligt produktionsplanlægningsmøde med lederne fra råvare- og færdigvarelagre. Her planlagdes ud fra lagerbeholdninger og eventuelle ordrer, hvad der skulle produceres i den kommende uge. På denne måde var ansvaret for den daglige drift blevet overdraget til arbejderne, imens værkføren og produktionschefens ressourcer var blevet frigivet til andre opgaver (Arbejdstilsynet 1998).

Det viste sig hurtigt, at Beck & Jørgensen A/S ikke havde styr på de anvendte vandmængder. Problemstillingen forelagdes arbejderne i de selvstyrende grupper, hvorefter der igangsattes en kortlægning bestående af en generel gennemgang udført af værkføren og produktionschefen og en registrering af vandforbruget til rengøring af produktionsudstyr udført af arbejderne selv. Det umiddelbare resultat blev etablering af recirkulering af kølevand, der tidligere blev udledt direkte til kloak. Idet arbejderne selv registrerede vandforbruget til rengøring og samtidigt deltog aktivt i den daglige planlægning af produktionsforløbet fandt de hurtigt ud af at planlægge produktionen af lyse farver først og dernæst af mørke, hvilket medførte en markant reduktion af den miljøbelastende del af spildevandsmængden, jvnf. figur 2.12 (Mortensen, J.P. 1994).

Kapitel 2: Fremstilling af et analyseredskab baseret på det stoflige miljøbegreb

Vandforbrugssopgørelse:	1989	1990
1. Produktion:		
Indgår i maling:		
2.500.000 l maling X 32,5 % vand:	812,5 m ³	812,5 m ³
2. Sanitært spildevand:		
45 pers X 120 l/dag X 248 dage:	1.339,2 m ³	1.339,2 m ³
3. Vandbad laboratorium:		
Køling af produktionsprøver:		
2 l/min X 37 tim/uge X 50 uger:	222,0 m ³	.
4. Dynamøller:		
Køling af maskiner:	780,0 m ³	.
5. Vand til rengøringsformål:		
Tanke, kar, gulve m.m.:	946,3 m ³	578,3 m ³
Totalt vandforbrug:	4.100,0 m³	2.730,0 m³
Udledt spildevand:	3.287,5 m³	1.917,5 m³

Figur 2.12: Beck & Jørgensen A/S's vandforbrug og spildevandsudledning opdelt på forbrugsområder.

Kostprisreduktionselementet

Den gennemsnitlige spildprocent før projekt spildevand blev iværksat var skønsmæssigt 2½ %. Med de ovennævnte tiltag var det i 1992 lykkedes Beck & Jørgensen A/S at reducere den gennemsnitlige spildprocent til ca. ½ %. Et overslag over udgifterne til de forskellige løsningsmuligheder er skitseret i figur 2.13 samt en værdisætning af de spildte mængder af maling, der udledes til kloakken svarende til salgsprisen af malingen. Salget af maling steg samtidigt med ca. 2 %.

Som det fremgår vil en uændret situation medføre, at Beck & Jørgensen A/S skulle betale 50.000 kr om året i særbidragsafgift. Ved at investere i et renseanlæg til 1 mill. kr ville denne afgift kunne undgås. Virksomheden opfattede denne investering som miljøvenlig i relation til den relation, der er mellem myndighed og virksomhed i henhold til samspilparadigmet, selvom driftsudgifterne stiger fra 50.000 kr til 200.000 kr om året. Sammenholdes ingen ændringer og renseanlægsløsningen med renere teknologi tiltaget skal der ikke foretages

nogen investeringer og den årlige driftsudgift forsvinder. Imidlertid er de sparede 50.000 kr i spildevandsafgift kun en brøkdel af de penge, der indirekte spares ved at værdisætte de spildte mængder af maling, der udledes til spildevandet - nemlig 7,5 mill. kr og som kom ind på det øgede salg uden at skulle indkøbe flere råvarer end året før.

Udgiftsoverlag	Pålignet særbi- drag	Anlægsinvesterin- ger	Drift	Årligt spild* (Værdisætning)
Ingen ændring	50.000 kr	-	50.000 kr	9,375 mill. kr
Renseanlæg	-	1 mill. kr	200.000 kr **	9,375 mill. kr
Renere teknologi	-	-	-	1,875 mill. kr

* Overslaget er baseret på en årlig produktion på 2,5 mill. ltr. maling og en gns. pris på 150 kr pr. ltr. Indkøbspris af sparede rå- og hjælpestoffer er ikke indregnet.

** Driftsudgiften afhænger især af slamdisponeringen.

Figur 2.13: Overslag over udgifter for Beck & Jørgensen A/S vedrørende spildevandsudledningen i 1989 og 1990.

Imens alle disse projekter på Beck & Jørgensen A/S løb af stablen blev der udarbejdet en miljøgodkendelse i 1991. For at fremme virksomhedens interesse i en fortsat udvikling af renere teknologi blev miljøgodkendelsen udformet uden krav til emissionsmålekontrol, der dog kunne indføres, såfremt myndigheden fremsatte ønske herom. Spildevandsmålekontrollen anslås til at beløbe sig ca. til 100.000 kr om året, som virksomheden hermed kan siges at have sparet. Sammenlignes kontroludgifterne med værdisætningen af det sparede spild er det sparede beløb kun lidt over 1 %. Det kan forholde sig meget anderledes på andre virksomheder, hvor råvare priserne er små sammenlignet med de traditionelle udgifter til emissionsmålekontrol, f.eks. i galvanindustrien.

2.31 Kravformulering baseret på branchevurderinger

Beck & Jørgensen A/S projektet tilvejebragte et præstationsnøgletal; spildprocenten, hvilket før projektets start blev fastlagt til 2½ % og efter projektets gennemførelse til ½ %. Ud fra et reguleringsparadigme, der bygger på en branchevis regulering skulle det nu kunne lade sig gøre at påbyde andre virksomheder indenfor samme branche som minimum at begrænse deres

spild til under ½ % som målsætning indenfor en given årrække. En virksomhed i samme lokalområde konkurrerende indenfor samme branche er S. Dyrup & Co. A/S.

Sammenlignes Beck & Jørgensen A/S' spildprocent med spildprocenten for S. Dyrup & Co. A/S, der ligger på ca. 3 %, burde det være muligt for Gladsaxe Kommune at få S. Dyrup & Co. A/S til også at reducere deres spildprocent. Imidlertid er der flere årsager til, at dette ikke sker automatisk. S. Dyrup & Co. A/S har en anden kostprissammensætning:

- Beck & Jørgensen A/S har satset på et høj kvalitet produkt, hvilket lidt forenklet kræver et større indhold af titandioxid, der er væsentligt dyrere end vand.
- S. Dyrup & Co. A/S har investeret i et produktionsanlæg bestående af et stort matrixorganiseret rørsystem, hvilket betyder, at kapitalen er bundet i dette anlæg.
- Arbejdsorganiseringen på S. Dyrup & Co. A/S er hierarkisk og funktionsopdelt i relation til produktionsforløbet.

S. Dyrup & Co. A/S har på denne baggrund ikke nogen umiddelbar økonomisk interesse i at spare på rå- og hjælpestofferne, idet det er vigtigere at gennemføre en så høj produktion som muligt. Sammenholdes dette med relationen til Gladsaxe Kommune som miljømyndighed, har S. Dyrup & Co. A/S ikke haft en interesse i den samme åbne relation, som Beck & Jørgensen A/S har haft. Gladsaxe Kommune manglede derfor for at kunne gennemføre en regulering rettet mod renere teknologi overfor S. Dyrup & Co. A/S et regelværk, der byggede på BAT. I henhold til rationaleudnyttelsesparadigmet skulle Gladsaxe Kommune forlange en reduktion af S. Dyrup & Co. A/S' spildprocent til et niveau med Beck & Jørgensen A/S'.

Kravene til den enkelte virksomhed fastsættes på baggrund af økonomiske og teknologiske vurderinger af, hvad der er teknologisk muligt under de givende gennemsnitlige økonomiske omstændigheder. Der fokuseres på miljøpræstationer for virksomhederne indenfor en branche, der enten kan formuleres som en kravfastsættelse med benævnelser som *koncentrationsværdier*, *udledt mængde* eller *potentielt effekt pr. produceret enhed*, *spild pr. producerede enhed*, *spildprocent* eller *overensstemmelse med eksempliste på produktionstekniske foranstaltninger*. Opfattelsen af begrebet "potentielt effekt" har imidlertid forandret sig fra at være baseret på renseteknisk præstationer og/eller "worst case" scenarier til effekter forstået som en relativ hændelse. Der er ikke tale om en konkret vurdering af en udledning, fordi effekten dels er sat i relation til den producerede enhed, dels fastlægges kravene på baggrund af, hvad der er tilgængeligt teknologisk og økonomisk indenfor en branche. Potentielt effekt i denne sammenhæng beskriver således en gennemsnitsbetragtning for virksomhederne i en branche.

Kontrolform

Fra fokus på en spildevandskontrol begyndte Beck & Jørgensen A/S på bestemmelser af vandforbruget til rengøring af produktionsbeholder og andet udstyr. Derudover indførtes bl.a.

en vægt til vejning af alle udgående produkter. Derved forbedredes registreringen bag logistikken og det blev muligt at foretage mere præcise residualbetragtninger til beregning af spildprocenter.

Kontrolpunktet er jævnført med Beck & Jørgensen A/S eksemplet flyttes fra udledningerne til registreringer i produktionsforløbet af miljøpræstationen. Dette betyder, at der kan opstå et behov for on-line målinger, der enten direkte eller ved anvendelse af indikatormålinger måler emissionerne. Usikkerhederne i on-line registreringer og målinger efterkontrolleres ofte ved anvendelse af den traditionelle emissionsmåleteknik. Kontrollen vil dog blive udført i tilknytning til udførelsen af målinger og registreringer foretaget i produktionsforløbet. Målingerne indgår derfor ikke i de traditionelle statistiske betragtninger over produktionsforløbet over et år.

Usikkerhederne i denne form for kontrol er vanskelige at vurdere generelt og kan kun vurderes i det konkrete tilfælde. Forskellen fra den tidligere kontrolform er imidlertid, at registreringer og målinger foregår direkte ved det produktionsforløb, der ønskes undersøgt. Der foretages oftest kun et relativt begrænset antal af laboratorieundersøgelser, på nær ved udvikling af nye on-line målesystemer, hvor der ofte skal anvendes et større antal laboratorieanalyser.

2.4 Kredsløbsparadigmet

Eksterne forandringer kan inddeles i to hovedgrupper; stillingtagen til de led i produktionsverktøjet, der ligger forud for den enkelte virksomhed, og stillingtagen til dem, der ligger efter inklusive forbrugs- og kassationsfaser jvnf. figur 2.5. De led, der ligger forud for den enkelte virksomhed, kan der via de kommercielle relationer, indsamles informationer vedrørende leverandørernes miljøpræstationer se f.eks. (Grüttner, H. m.fl. 1995). Sammen med en række andre parametre, der afgør kunde-leverandørforholdet kan der udpeges samarbejdsprojekter eller vælges nye leverandører. Vedrørende de stofstrømme, der ligger efter den pågældende virksomhed, kan virksomhederne i miljøreguleringssammenhænge pålægges et ansvar ved at inddrage disse stofstrømmes miljøpåvirkninger i belastningsopgørelserne af virksomhederne. Dette skulle kunne motivere virksomhederne til at tilbagetage ubrugte og brugte produkter.

Leverandørstyring illustreres ved forholdene ved miljøreguleringen af B.W. Wernerfelt A/S. Returtagning af produkter illustreres ved forholdene i malingsindustrien inddragende forholdene vedrørende både Beck & Jørgensen A/S og S. Dyrup & Co. A/S.

Leverandør- og leverancestyring

Det følgende vil fokusere på leverandør- og leverancestyring for tekstilfarveriet B.W. Wernerfelt A/S som et eksempel på denne problemstilling. Med det formål at forebygge

udledning af tungmetalindholdigt spildevand gennemførte B.W. Wernerfelt A/S i samarbejde med Gladsaxe Kommune en kortlægning af produktionen på virksomheden med særligt fokus på opsporing af mulige tungmetalkilder. Tre mulige kilder blev opdaget:

1. Det kombinerede røggas og varmegenvindingsanlæg til fyringsanlægget (vådvaske)⁴,
2. Farvestofferne, og
3. Bomulden.

Ad 1. Det kombinerede røggas og varmegenvindingsanlæg var et meget specielt anlæg med en plastik skorsten, der ikke kunne tåle røggasser med en temperatur over 35°C. Samtidigt havde B.W. Wernerfelt A/S i en tidligere miljøgodkendelse fået tilladelse til at fyre med en svær og svovlholdig olie mod, at de rensede røggassen. Ved etableringen af røggasrens anlægget var der foretaget analyser af vådvaskevandet og fundet et større indhold af tungmetaller. Idet det var umuligt at få leverancer af fyringsolier med et lavere indhold af tungmetaller aftaltes en anden strategi: Idet alt energien anvendes til at varme det procesvand op, der anvendes til indfarvningen af tekstilerne, aftaltes det, at B.W. Wernerfelt A/S' renere teknologi projekter skulle rettes mod en reduktion af vandmængderne, der indirekte betød en reduktion af energiforbrug og dermed udledningen af mængden af tungmetaller i spildevandet.

Fra 1990 til 92 indførte B.W. Wernerfelt A/S følgende vandbesparende foranstaltninger; indkøb af nye jet-apparater (farvemaskiner) med et mindre flotteforhold (der bruges mindre vand pr. m² indfarvet tekstil), etablering af vakuumsug med tilbageføring af skyllevand ved kontinuerforbehandlingsanlægget samt produktionsorganisering på en sådan måde, at de nye jetapparater anvendtes mest muligt. Vandmængden reduceredes fra ca. 440.000 m³/år til 220.000 m³/år, hvilket i vandafgifter svarer til en besparelse på ca. 4 mill. kr i datidens vandafgiftspriser. Der er ingen samlet beregning på økonomien i disse projekter, men disse vandmængder skulle i gennemsnit opvarmes til 120-30°C. Energi- og vandforbrug er typisk de store udgiftsposter for tekstilfarverier. På denne måde blev der skabt en overensstemmelse mellem virksomhedens kostprisinteresser og miljøforbedringer (Mortensen, J.P. 1992) gennem en kvantitativ reduktion internt på virksomheden. Der var dog ikke hjemmel i miljøbeskyttelsesloven til at stille krav til virksomheden om forbedring af miljøpræstationen, hvorfor denne udvikling foregik i et samarbejde efter modellen afprøvet på Beck & Jørgensen A/S.

Ad 2. Tungmetallerne i farvestofferne stammer fra de farvestoffer, der benævnes for metal-kompleksfarvestoffer, der især benyttes til indfarvning af bomuld. Valget af farvestoffer til

⁴ Dette fyringsanlæg havde en delgodkendelse, hvor vilkårene var udformet efter de tidligere luftvejledningers fokus på forsyningsproblematikken og en begyndende brancheindfaldsvinkel. Dette blev i vejledningssammenhænge imidlertid fjernet i 1989 med den ny luftvejledning. Der vendes tilbage til denne problemstilling i næste kapitel.

indfarvning af et tekstil foretages i farvekøkkenet ved hjælp af computere. Der scannes en farve ind på computeren, der herefter leverer en række forslag til farvestofkombinationer. De forskellige forslag holdes op mod, hvad tekstilet skal bruges til i relation til ægthederne. Ægtheder er f.eks. et mål for, hvor godt tekstilet modstår sollys eller smitter af ved sved m.v. Skal tekstilet bruges til gardiner er det meget væsentligt med ægtheden overfor sollys, imens ægtheden overfor sved er mindre vigtig (Beck, H. & Jørgensen, E. 1985).

Komputerprogrammerne leveres af farvestofleverandørerne og indeholder normalt ingen informationer om farvestoffernes indhold af tungmetaller. B.W. Wernerfelt A/S benægtede derfor, at det kunne lade sig gøre at vælge metalkompleksfarvestoffer fra. Jeg tog derfor telefonen og ringede til Leif Nørgaard direktør for firmaet Novotex A/S. Novotex A/S var den første virksomhed, der lancerede t-shirts ud fra et livscyklusanalyseperspektiv. Jeg forelagde ham problemet og spurgte, hvorledes han havde håndteret dette. Han havde iværksat et udviklingsarbejde netop med dette formål og havde fået konstrueret et computerprogram til tungmetalscreening. Jeg fik telefonnummeret på leverandøren af computerprogrammet og kunne således dokumentere overfor B.W. Wernerfelt A/S, at det kunne lade sig gøre at screene for metalkompleksfarvestoffer. B.W. Wernerfelt A/S købte programmet og installerede det i farvekøkkenets computere (Mortensen, J.P. 1992). Der var dog ikke hjemmel i miljøbeskyttelsesloven til at forbyde anvendelsen af metalkompleksfarvestoffer, hvorfor dette kan betragtes som en frivillig aftale.

Ad 3. Tungmetallerne i bomulden var det straks vanskeligere med, idet tungmetallerne stammer fra gødning og plantebeskyttelsesmidler anvendt under dyrkningen af bomuld. Novotex A/S' reaktion på denne problemstilling var i første omgang at købe bomuld fra peruvianske bjergbønder. Dette sikrede, at bomulden var håndplukket imod sætning til den normale teknik med sprøjtning af løvfældningsmidler og maskinplukning, men der var stadig brug af biocider og gødning af usikker herkomst.

Novotex A/S opkøbte et økologisk bomuldsbrug i Tyrkiet, men måtte stoppe igen p.g.a. dels kritik mod den manglende overholdelse af menneskerettighederne i Tyrkiet dels fordi et økologisk bomuldsbrug medfører markeder for de andre afgrøder samt spildprodukterne fra bomulden som kernerne, der anvendes til "solsikkeolie"⁵ og dyrefoder. I en overgang købte Novotex A/S bomuld på verdensmarkedet men måtte erkende, at det var svært at kontrollere dyrkningsforholdene, når bomulden først var kommet ud på verdensmarkedet. I dag har Novotex A/S investeret i et økologisk bomuldsbrug i Peru og får bomulden herfra. En kvalitativ forandring, der ikke var hjemmel til at gennemføre som krav overfor B.W. Wernerfelt A/S og som der ikke kunne opnås en frivillig aftale om.

Yderligere erfaringer fra miljøstyring af leverancer og leverandører kan erhverves i (Grüttner,

⁵ Under et besøg i Antalya i 1996 forklarede økonomidirektøren for en bomuldsfabrik mig, hvad spildprodukterne fra bomuldsproduktionen blev brugt til.

H. m.fl. 1995), hvor lak- og farveindustrien og Gladsaxe industrikvarter er stærkt repræsenteret med virksomhederne Beck og Jørgensen A/S, Polyplex A/S og S. Dyrup & Co. A/S som virksomhedseksempler ud af 8 eksempler i alt.

Returtagning af produkter

Problemstillingerne i forbrugs- og kassationsfasen illustreres i relation til farve- og lakindustrien og bygger især på baggrundsarbejdet for EU's miljømærkning for malerverer, der blev udført af det franske rådgivningsvirksomhed Ecobilan (Monier, V. 1993).

Før der kunne udarbejdes kriterier til miljømærkning af malerverer i EU udarbejdedes der en række baggrundsrapporter af den franske rådgivningsvirksomhed; Ecobilan. I baggrundsrapporterne angives den mængde af maling, der ikke havner på væggen, men som kasseres. Mængden er et gennemsnit af den spildte mængde fra professionelle malere og gør-det-selv folk og den angives til at være 30 % af den producerede mængde maling. Her til skal lægges den mængde maling, der går tabt, ved ukontrolleret spild i form af klatter m.v. samt ved rengøring af udstyr og brugt emballage. Sammenholdes den spildte mængde maling på 30 % i forbrugsfasen med spildet i produktionen, der ligger i intervallet 0-3 %, er det vist tydeligt for enhver, hvor prioriteringen af indsatsen skal være.

I USA og England er der eksempler på virksomheder, der enten er opstået som udbrydere af den etablerede malingsbranche eller som miljøaktivister, der ønsker at begrænse et stort spild. Disse virksomheder har startet en indsamling af malingsaffald fra husstande med det formål at genanvende malingen enten direkte eller efter en omhældning. Det viser sig, at ca. 50 % af kemikalieaffaldet indsamlet fra husstande udgøres af malingsaffald. Ud af dette affald kan ca. 50 % genanvendes (Stubbs, G. 1994). Sammenholdes disse resultater med opgørelserne i de franske baggrundsundersøgelser til udarbejdelse af EU's miljømærkningskriterier for malerverer, svarer det til et reduktionspotentiale på 15 % af den producerede mængde maling til det danske marked.

En returtagningspligt på dette område ville sandsynligvis være rentabel. Virksomhederne kan sælge 15 % af den producerede mængde maling 2 gange uden at skulle investere i nye råvarer og bearbejdning. Problemet består i, at virksomhederne ikke kan garantere kvaliteten i genbrugsmaling, fordi den har været udenfor deres kontrol og private ejendomsret. Hvorvidt der kan etableres særlige virksomheder for genbrugsmaling eller om den enkelte virksomhed bør udarbejde en særskilt ordning kan ikke umiddelbart afgøres. Sammenholdes den potentielle råvarebesparelse med kostprisreduktionen i eksemplet med Beck & Jørgensen A/S bliver den tilsvarende økonomiske vurdering til en potentiel kostprisreduktion på 55 mill. kr.

Ved kravformuleringen er metoden ligetil, idet det blot er belastningsopgørelserne, der skal ændres: Det er da fint, at Beck & Jørgensen A/S kan reducere spildprocenten i produktionen fra 2½ til ½%, men idet Ecobilan efterviser et spild på 30 % i forbrugsfasen må den miljø-

mæssige prioritering åbenlyst rettes mod denne. Den samlede belastning er således ikke ændret fra 2½ % til ½ % men derimod fra 32½ % til 30½ %. Forberingsprocenten er derfor ikke 80 % men derimod ca. 6 %. Der er dog ikke hjemmel i miljøbeskyttelsesloven til at stille krav om inddragelse af forbrugsfasen i belastningsopgørelserne eller til returtagning af produkter. Det har heller ikke været muligt at indgå frivillige aftaler med hverken Beck & Jørgensen A/S og S. Dyrup & Co. A/S om dette.

Indtil videre er Beck & Jørgensen A/S' præstation blevet opgjort i spildprocenter. Imidlertid bygger opgørelsen på henholdsvis volume- og mængdebestemmelser, hvilket for andre virksomheder i samme branche vil betyde, at de opgør deres spild i ton spildte råvarer pr. ton produceret maling. I relation til anvendelsen er en mængdeangivelse imidlertid uanvendelig. Det der er interessant for forbrugerne er malingens dækkeevne. I arbejdet med udarbejdelse af et miljømærke for maling (Ecobilan Company 1993) fastlægges den funktionelle netop ved dækkeevnen. Figur 2.14 viser hvordan forskellige produktionsmængder af forskellige kvaliteter af malinger kan relateres til både spild og funktionen af produktet. Så længe opgørelserne holdes i procenter er det ikke afgørende om spildet eller ressourceforbruget opgøres i relation til den producerede enhed eller til den funktionelle enhed. Det betyder dog en del for den enkelte forbruger såfremt, der skal vælges mellem forskellige typer af malinger.

Malingstype	Maling 1	Maling 2	Maling 3
Produktionsmængde	1.000 Liter	1.000 Liter	513 Liter
Spildprocent (i produktionen)	3 %	2,5 %	2,5 %
Dækkeevne	2 l / 20 m ²	1,3 l / 20 m ²	1,3 l / 20 m ²
Produceret overfladedækning	500 m ²	769 m ²	500 m ²
Spildt overfladedækning (i produktionen)	15 m ²	19 m ²	13 m ²

Figur 2.14: Forholdet mellem produktionsmængde, spildprocent, kvalitet af maling og det leverede produkt.

Pendling

En yderligere udvidelse af belastningsopgørelserne, der dog ikke fremgår af figur 2.5 kan foretages ved at inddrage arbejdernes daglige pendling i den enkelte virksomheds opgørelse af miljøbelastningen. Idet ingen produktion kan fungere uden arbejdere, burde arbejdernes

daglige pendling altid være en del af belastningsopgørelserne, men dette synes SETAC, UMIP m.v. endnu ikke at have opdaget. Disse måder at opgøre belastningerne på, forrykker opfattelserne af, hvad der er forurenende virksomhed og hvad der ikke er! Miljøstyrelsen opfattet som virksomhed vil måske forurene langt mere end en lille galvanovirksomhed alene p.g.a. de mange medarbejders pendling.

Måden miljøforbedringer kan indføres på, ændres også. Virksomhederne kan f.eks. på en gang forbedre sit arbejdsmiljø og det ydre miljø ved at investere i gratis cykler til alle medarbejdere. Pointen er blot, at såfremt pendlingen ikke inddrages i belastningsopgørelserne, fokuseres der heller ikke på disse potentielle reduktionsmuligheder. Af tiltag i denne retning kan nævnes den radius for arbejdskraft opland på 4 km der blev planlagt af erhvervsforeningen i Gladsaxe industrikvarter i 1950.

2.41 Kravformulering baseret på ressourceudnyttelsen

De eksterne relationer for virksomhederne, der ligger forud for egen produktion kan være vanskelige at indarbejde i nationale regelsæt, fordi det er forhold, som den enkelte virksomhed af kommercielle årsager ikke kan få indflydelse på. Disse må derfor koordineres mest muligt i internationale organer. Imidlertid kan der gennem en ihærdig efterspørgelse og opkøb, som Novotex A/S har demonstreret det, skabes muligheder. Det vil dog være nødvendigt at arbejde med disse krav ud fra mere langsigtede perspektiver. Produktionskædebetraktningen er dog nødvendig, fordi den skal sikre, at et krav til virksomhedernes miljøpræstationer ikke blot flyttes fra et led i kæden til et andet og at indsatsen sættes ind det logisk prioriterede sted, hvor indsats giver størst mulig gevinst jvnf. eksemplet i malingsindustrien.

Imidlertid er anvendelse af præstationsmål formuleret som enheder som spildprocent eller spild pr. produceret enhed m.v. ikke en garanti for det lokale og regionale miljø. Det er parallelt med det forrige rationaleudnyttelsesparadigmet nødvendigt at supplere reguleringen i kredsløbsparadigmet med krav til, at det lokale og regionale miljø ud fra en ressource- og recipientkvalitetsbetragtning kan medføre yderligere kravfastsættelse. Det er ikke ligegyldigt, hvor den pågældende udledning eller ressourceindvinding foregår. F.eks. får udledning af spildevand med et højt COD-indhold til Silkeborg Søerne en markant anden effekt end den samme udledning ville gøre, såfremt den blev udledt i Stillehavet. En vandindvinding i Sahara Ørkenen får en markant anden effekt end en vandindvinding på Sjælland.

Med fokus ændret fra effekter i recipienterne til ressourceforbrug må kravfastsættelsen formuleres som henholdsvis *ressourceforbrug pr. produceret enhed*, som illustreret ved B.W. Wernerfelt A/S' energi og vandforbrug, når der fokuseres på produktionskæder, og *ressourceforbrug pr. leveret ydelse*, som illustreret ved malingsindustriens produktforhold, når der fokuseres på hele det stofflige forløb i samfundet. Bestemte uønskede råvarer eller produkter kan også helt forbydes.

Kontrolform

Kontrolpunktet flyttes til ressourceforbruget, hvilket er en registrering, der sker automatisk på alle virksomheder omend ikke lige fuldstændigt og heller ikke forment til en miljøkontrol. Råvarekvaliteter er dog et dagsordenpunkt for mange virksomheder, hvilket også kan kræve udtagning af prøver, laboratorieanalyser og statistisk behandling af måleresultater. Råvarekvaliteter er imidlertid oftest meget mere homogene størrelser end f.eks. spildevandet efter flere produktionsforløb, hvilket betyder, at usikkerheder i prøvetagning og statistisk efterbehandling er minimeret.

2.5 De fire reguleringsparadigmer og regelværket

Gennem anvendelsen af illustrative paradigmatiske eksempler er der frembragt en sammenhænge mellem reguleringsparadigmer og det stoflige miljøbegreb, hvilket er illustreret i figur 2.15. Det stoflige miljøbegreb består af 3 dimensioner, hvor relationen til krav- og kontrolvilkår forbindes. På denne måde er der skabt en kausalitet mellem de miljøpolitiske målsætninger og opbygningen af et regelværk, der gør det muligt at foretage implementeringsanalyser. Miljøreguleringen forstås som byggende på et successivt udvidende stofligt miljøbegreb, hvilket får som konsekvens, at såfremt et præstationskrav ikke er nok i relation til fordringer i det lokale miljø, må der stilles yderligere krav, der muligvis kun kan indfries ved rensetekniske foranstaltninger. Det udvidet miljøbegreb afskaffer således ikke de ferrige omend deres roller i forhold til hinanden forandres ved tilkomsten af hver nye udvidelse.

	Det stoflige miljøbegreb		
Reguleringsparadigme	Miljøpåvirkning	Systemfokus	Miljøforbedring
Interesseadskillelse	Lokal	Immissionsbidrag	Længere rør
Samspil	Regional	Emissioner	Rensning
Rationaleudnyttelse	Global	Virksomheder	BAT
Dematerialisering	Universal	Stoflige kredsløb	Renere teknologi

Figur 2.15: Matrix over sammenhænge mellem reguleringsparadigmer og det stoflige miljøbegrebs tre dimensioner.

De fire reguleringsparadigmer hænger gennem deres stoflige afledning i relation til det stoflige miljøbegreb sammen med den stoflige system fokus, der danner den videnskabelige baggrund for fastlæggelsen af krav dels i regelværk dels i miljøgodkendelser, spildevandstilladelser m.v. Opsummerende kan denne sammenhænge illustreres ved følgende matrix i figur 2.16 med hver deres typiske kravformuleringer. Matrixen illustrerer således et værktøj, der sammenkæder kravfastsættelsen i regelværk, miljøgodkendelser og spildevandstilladelser med de formulerede miljøpolitiske målsætninger i de forskellige reguleringsparadigmer.

Reguleringsparadigme	Stofligt systemfokus	Typer af kravfastsættelser
Interesseadskillelse	Immissionsbidrag	Koncentrationsværdier Miljøkvalitetsværdier
Sammenspil	Emissioner Renseanlæg	Koncentrationsværdier Totale mængder pr. tidsenhed Reduktionsprocent Overesstemmelse med eksempelliste
Rationaleudnyttelse	Virksomheder	Koncentrationsværdier Effekt pr. produceret enhed Udledt mængde pr. produceret enhed Spild pr. produceret enhed Spildprocent Overensstemmelse med eksempelliste
Kredsløb	Stoflige kredsløb: Produktionskæder Forbrug	Totalt ressourceforbrug pr. tidsenhed Ressourceforbrug pr. produceret enhed Ressourceforbrug pr. leveret ydelse

Figur 2.16: Sammenhænge mellem typer af kravfastsættelser, stofligt system fokus og miljøreguleringsparadigmer.

Når der i flere rubrikker i figur 2.16 nævnes koncentrationsværdier, er der ikke tale om, at der ligger de samme vurderinger bag og koncentrationsværdierne er derfor forskellige. Eventuelt sammenfald eller at nogle skulle være lavere eller højere end andre er rent tilfældigt, fordi de er skabt på baggrund af vidt forskellige vurderingsmetoder og ræsonnementer. Sammenligninger mellem kravfastsættelser på tværs af de forskellige reguleringsparadigmer for at vurdere hvilke, der er skrappest, bliver derfor prætendiøs. Sammenligninger af krav forskellige nationer imellem om hvem, der har de skrappeste krav, kan derfor kun foretages konkret

indenfor det enkelte reguleringsparadigme.

Sammenfaldet af formuleringen af kravvurderinger som koncentrationsværdier er uheldig, fordi den dels udelukker anvendelsen af flere reguleringsparadigmer samtidigt ved kravfastsættelsen. Samtidigt vanskeliggøres studier af, hvilke reguleringsparadigmer, der rent faktisk er i spil. Studiet må derfor undertiden udvides til at studere kontrolvilkårene. Stilles kravvilkåret specifikt, d.v.s. ikke som et krav formuleret som en koncentrationsværdi, kan der stilles flere krav på en gang i samme miljøgodkendelse tilknyttet forskellige reguleringsparadigmer. Anvendes koncentrationsværdier, er det kontrolpunktet, der afgør hvilket reguleringsparadigme, der er i spil. Kontrolpunkter 2 og 3 knyttet til henholdsvis samspilparadigmet og rationaleudnyttelsesparadigmet kan være sammenfaldende, hvorefter det er bemærkningerne i eventuelt i en miljøteknisk vurdering, der afgør hvilket reguleringsparadigme, der er i spil.

2.51 Kontrolvilkår

De forskellige typer af kravfastsættelser har et fysisk tilknytningspunkt på virksomhederne, hvor kontrolfunktionen udfoldes. Det er indlysende, at et kravvilkår skal være i overensstemmelse med et kontrolvilkår, idet det normalt ikke giver nogen mening at stille krav om noget, der ikke kontrolleres eller at kontrollere noget, der ikke stilles eller tænkes stillet krav til.

Kontrolvilkåret er det punkt, virksomhederne forholder sig til og som bestemmer den egentlige implementering af de miljøpolitiske formuleringer i den enkelte virksomhed. Knyttet til kontrolvilkåret er fastlæggelsen af et kontrolpunkt. Kontrolpunktet fastlægges forskelligt afhængigt af reguleringsparadigme, stoffligt systemfokus og type af grænseværdi, jvnf. figurene 2.16 og 2.17. Med et udgangspunkt i;

1. Interesseadskillellesparadigmet vælges et kontrolpunkt i recipienten,
2. Samspilparadigmet vælges et kontrolpunkt i den samlede udledning fra den enkelte virksomhed; rensed eller urensed eller i udledning fra offentligt renseanlæg.
3. Rationaleudnyttelsesparadigmet vælges et kontrolpunkt i udledningen fra det enkelte produktionsanlæg,
4. Kredsløbsparadigmet vælges et kontrolpunkt i ressourceforbruget for den enkelte virksomhed

valgte miljøpolitiske målsætning i det konkrete tilfælde. Figur 2.17 illustrerer forskellige fokuseringspunkter for kontrolfunktionerne og sammenkæder dem med reguleringsparadigmerne. Ved brug af disse relativt simple analyseredskaber er det blevet muligt at udføre implementeringsanalyser.

Selvom kontrolpunkter beskrives som flyttet fra miljøkvalitetskontrol i recipienten til en kontrol af virksomhedernes rå- og hjælpestofforbrug, betyder det ikke, at tilhørende kravformuleringer forsvinder. Det er kun kontrolformen, der forandres. En karakteristisk forandring er et skift fra stikprøve emissionsmålinger, der senere behandles statistisk i henhold til samspilparadigmet, til on-line målinger inde i procesforløbet, der enten er udviklet særskilt eller som foretages i forvejen af andre (produktive) hensyn i henhold til rationaleudnyttelsesparadigmet.

Selvom krav til miljøkvalitetsmålinger ikke stilles til virksomhederne, vil de ofte alligevel blive opretholdt af myndighederne - deres relevans er ikke forsvundet omend de har en anden funktion. Funktionen forandres ved samspil med de andre paradigmer baseret på et mere udvidet stofligt miljøbegreb.

Ved at anvende pålydende af kravvilkåret i en miljøgodkendelse sammenlignet med standard vilkårene i de eksisterende regelværk kan der drages slutninger om hvilket bagvedliggende stofligt miljøbegreb, der er i spil. For at kunne analysere miljøgodkendelser er det derfor nødvendigt først at beskrive og analysere det eksisterende regelværk.

3. Analyse af regelværket for vilkårsfastsættelser

På baggrund af udviklingen af analyseredskabet analyseres det danske regelværk for vilkårsfastsættelser i miljøgodkendelser, i spildevandstilladelser, ved påbud m.v. På baggrund af en identifikation af formuleringerne af kravvilkår samt de medfølgende bemærkninger og kommentarer til, hvorledes kravvilkårene tænkes anvendt, afdækkes det pågældende reguleringsparadigme, der er i spil. Der tages udgangspunkt i ændringen af miljøbeskyttelsesloven i 1991, fordi denne i formålet introducerer, en udvidelse af hensigterne for miljøregulering med at skulle fremme udviklingen af renere teknologi, og dermed formulerer overgangen til udvikling af nye reguleringsparadigmer. Rammerne for udarbejdelse af miljøgodkendelser stilles i første omgang op i bekendtgørelser og vejledninger om miljøgodkendelse. Rammerne før og efter ændringen i 1991 sammenlignes derfor som det første analysetrin.

Brancheorienteringerne er den del af regelværket, der som en nyskabelse i 1991 skal understøtte, anvise og beskrive, hvorledes de udførende miljømyndigheder skal udfylde den nye ramme og fremme udviklingen af renere teknologi. Brancheorienteringerne gennemgås og analyseres derfor for deres bagvedliggende miljøbegreb ved hjælp af det fremstillede analyseredskab for at se om det er lykkedes at implementere de nye reguleringsparadigmer i regelværket for udarbejdelse af miljøgodkendelser.

Brancheorienteringerne udarbejdes af Miljøstyrelsen i samarbejde med repræsentanter fra henholdsvis de udførende miljømyndigheder, relevante brancheforeninger samt relevante rådgivere. Jeg deltog personligt som repræsentant for Kommunernes Landsforening i udarbejdelse af brancheorienteringerne for henholdsvis varmforzinkning og galvanoidindustri. Den eneste brancheorientering, der indeholder egentlige kravvilkår, er brancheorienteringen vedrørende galvanoidindustri. Denne udvælges derfor for en nærmere beskrivelse og analyse af i hvilket omfang, det er lykkedes at implementere de nye reguleringsparadigmer.

Udover brancheorienteringer og som hjælp til de udførende miljømyndigheder ved renere teknologi vurderinger udsendte Miljøstyrelsen i 1994 en generel orientering vedrørende referencer om renere teknologi ved miljøgodkendelser. Denne gennemgår bilagslistepunkt for bilagslistepunkt referencer fra Miljøstyrelsens egne miljøprojekter, arbejdsmiljøprojekter m.v. samt referencer til rekommendationer fra de internationale miljøaftaler PARCOM (Nordsøen) og HELCOM (Østersøen). Disse rekommendationer gennemgik jeg under en redegørelse om Best Available Technology, BAT udført for Tek-Sam i 1996. De vil blive gennemgået og analyseret for deres bagvedliggende stofflige miljøbegreb for derigennem at vurdere i hvor stort et omfang disse bringer de nye reguleringsparadigmer i spil.

Idet der kun er udarbejdet 6 brancheorienteringer dækkende 5 bilagslistepunkter, kan brancheorienteringerne ikke siges at være dækkende for reguleringen af danske virksomheder. Derudover henviser samtlige brancheorienteringer til vejledningssystemet, når det vedrører kravfastsættelser. Derfor gennemgås og analyseres vejledningssystemet. Vejledningssystemet gennemgås medie eller emissionsform for emissionsform kronologisk historisk fra den første

miljøbeskyttelseslov i 1974 til i dag. Vejledningerne analyseres for deres bagvedliggende stoflige miljøbegreb for at opfange om der sker skift i de reguleringsparadigmer, der er i spil. Jeg har personligt deltaget som kommunal spildevandsekspert i udarbejdelsen af spildevandsvejledningen fra 1994. Selvom regelværket naturligvis som tidligere miljøsagsbehandler er mig bekendt på forhånd, er indsamling og genlæsning af vejledningerne foretaget under udarbejdelse af denne afhandling.

I 1996 udsender EU et godkendelses direktiv; Integrated Pollution Prevention & Control, IPPC-direktivet. Direktivet gennemgås, men idet dette endnu ikke er fuldt implementeret i det danske regelværk, kan en egentlig analyse for det bagvedliggende miljøbegreb ikke gennemføres fuldt ud. Denne gennemgang afgrænses derfor til den generelle ramme og er desværre nødsaget til at undlade en analyse af de færdige brancheorienteringer eller "BAT-notes" som de benævnes med.

3.1 Ændring af miljøbeskyttelsesloven i 1991

Gennemgangen af ændringen af miljøbeskyttelsesloven i 1991 tager udgangspunkt i en sammenligning med formålsparagraffer og godkendelsebekendtgørelser m.v. fra den forrige markante ændring - ændringen af miljøbeskyttelsesloven i 1986. Dette gøres for at vise, at der er tale om et paradigmatisk skift i den miljøpolitiske udmelding om, hvad der er på dagsordenen i relation til miljøreguleringen af virksomheder.

I figur 3.1 er formålsparagrafferne i miljøbeskyttelseslovene fra henholdsvis 1986 og 1991 stillet op ved siden af hinanden. Som det fremgår, er den væsentligste ændring af formålsparagrafferne fra 1986 til 1991 indføjelser af, at denne lov tilsigtes særligt at fremme anvendelsen af renere teknologi. "Renere teknologi" er imidlertid ikke et fast defineret begreb. "Renere" indikerer, at der er tale om en kontinuerlig miljøforbedrende udvikling fra et niveau til et andet. "Renere teknologi" er således et begreb, der fordrer en dynamik, hvor der stadig skal ske en forandring. Modsætningen hertil findes i 1986 paragrafferne, hvor det tilstræbes en bevarelsen af bestemte miljøkvaliteter. Opstillingen af miljøkvaliteter er en fastlæggelse af krav gældende i princippet til evig tid. Det skulle således være evident, at miljøreguleringen går fra et statisk udgangspunkt til et dynamisk, hvor der fordres en udvikling mod kontinuerlige miljøforbedringer.

Hvor formålsparagrafferne i 1986 bære tydeligt præg af tilknytningen til den fysiske planlægning, arealanvendelse, tilstanden af omgivelserne og forureningsbekæmpelse flyttes fokus ved anvendelse af ordet "teknologi" i 1991 til de samfundsmæssige processer som produktion og forbrug. Sammenholdt med "renere" er der således tale om et paradigmeskift fra en statisk fokus på omgivelserne til en dynamisk fokus på de samfundsmæssige processer.

Miljøbeskyttelsesloven 1986	Miljøbeskyttelsesloven 1991
<p>Ved denne lov tilstræbes at:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) forebygge og bekæmpe forurening af luft, vand og jord, 2) forebygge og bekæmpe støjulempen, 3) tilvejebringe hygiejnisk begrundede regler af betydning for miljøet og 4) tilvejebringe det nødvendige administrative grundlag for planlægningen og indsatsen mod forurening. 	<p>Med denne lov tilsigtes særligt</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) at forebygge og bekæmpe forurening af luft, vand, jord og undergrund samt vibrations- og støjulempen, • at tilvejebringe hygiejnisk begrundede regler af betydning for miljøet og for mennesker, • at begrænse anvendelse og spild af råstoffer og andre ressourcer, • at fremme anvendelse af renere teknologi, • at fremme anvendelse og begrænse problemer i forbindelse med affaldsbortskaffelse.

Figur 3.1: Formålsparagraffer i miljøbeskyttelseslovene fra henholdsvis 1986 og 1991 (Lovtidende 1986 og 1991).

Paradigmeskiftet er ikke kun en markant miljøpolitisk ændring men ændrer også ved de bagvedliggende videnskabelige discipliner, der skal anvendes ved miljøvurderinger. Det er ikke længere hovedsageligt biologiske og økotoxikologiske vurderingsmetoder, der skal bringes i anvendelse, men derimod ændres fokus til vurderinger af teknologi, der udover teknisk videnskabelige discipliner kræver samfundsvidenskabelige discipliner som økonomi og sociologi.

Renere teknologi i miljøgodkendelserne

Ændringen i miljøbeskyttelsesloven følges op med ændringer i kravene til, hvad ansøgningerne om miljøgodkendelse skal indeholde. Punkter i ansøgningsmateriale fra virksomheder, der skal miljøgodkendes i henholdsvis 1986 og ved ændringen af miljøbeskyttelsesloven i 1991 er stillet op overfor hinanden i figur 3.2. I 1986 udsendes retningslinierne om godkendelse af særligt forurenende virksomhed i en bekendtgørelse. I 1991 udsendes en kort tilsvarende bekendtgørelse, der senere i 1993 bliver uddybet med en vejledning om godkendelse af listevirksomhed. Forskellen mellem 1986 og 1993 er;

- at i 1986 er der et punkt om dyrebrug, hvad der er forsvundet helt i 1993,
- at renere teknologi og egenkontrol er nye punkter i 1993 vejledningen.

Kapitel 3: Analyse af regelværket for vilkårsfastsættelser

Punkt	1986	1993
A	Plan over virksomhedens beliggenhed	Virksomhedens beliggenhed
B	Oplysninger om virksomhedens etablering	Virksomhedens etablering/planlagte ændringer
C	Oplysninger om virksomhedernes indretning og drift	Virksomhedens indretning og drift
D	Oplysninger om virksomhedernes forurening	Renere teknologi
E	Oplysninger om forureningsbegrænsende foranstaltninger	Virksomhedens forurening
F	Oplysninger om virksomhedens affald m.v.	Affald
G	Supplerende oplysninger om dyrebrug	Forureningsbegrænsende foranstaltninger
H	Særlige oplysninger efter miljøministeriets bekendtgørelse nr. 204 af 1. maj 1984 om risikoen for større uheld i forbindelse med en række industrielle aktiviteter	
I		Egenkontrol
J		Risiko

Figur 3.2: Punkter, der skal indgå i ansøgningsmateriale, når virksomhederne ansøger om miljøgodkendelse (Lovtidende 1986) & (Miljøstyrelsen 1993).

Ved uddybning af forholdene vedrørende egenkontrol henvises først og fremmest til de eksisterende vejledninger for støj, luft og spildevand (Miljøstyrelsen 1993). Det præciseres at:

“Ved fastlæggelsen af egenkontrollen skal det sikres

- at antallet af målinger i hver kontrolperiode er fastlagt,
 - at fremgangsmåden ved valget af måletidspunkter er fastlagt,
 - at måle/analysemetode for de udtagne prøver er fastlagt, og
 - at det er fastlagt, om prøvetagning og analyse kan/skal foretages af virksomheden selv eller af autoriseret laboratorium uden for virksomheden. “
- (Miljøstyrelsen 1993).

Gennem denne formulering af kontrolkravene kan det afledes, at hverken kontrolformen eller principperne for fastlæggelse af kravvilkår ændres. Ansøgning om miljøgodkendelse skal dog indeholde følgende redegørelse:

- “1) En redegørelse for virksomhedens nuværende teknologi og anvendelse af

- forureningsbegrænsende foranstaltninger (specielt for bestående virksomheder, der skal søge om godkendelse).
- 2) En redegørelse for virksomhedens valg af teknologier på baggrund af de muligheder, der er beskrevet i brancheorienteringen eller referencelisten.
 - 3) En redegørelse for hvilke rensningsforanstaltninger der er valgt som de bedst mulige til yderligere nedbringelse af forureningen, efter at denne er minimeret ved anvendelse af renere teknologi.
 - 4) Økonomiske oplysninger til belysning af virksomhedens muligheder for at anvende den bedste, tilgængelige teknologi samt af virksomhedens valg.” (Miljøstyrelsen 1993).

Bortset fra denne begrundelse af teknologivalg på et fast givent tidspunkt er der ingen krav til teknologianvendelsen. Det skal dog være i overensstemmelse med de nævnte brancheorienteringer og referencelister. Der lægges således ikke op til kontinuerlige miljøforbedringer med f.eks. jævnlige revisioner af kravvilkår. Derudover fordrer henvisningen til vejledningssystemets kravfastsættelsesmetodik en kravfastsættelse, der hviler på et grundlag fra et tidligere reguleringsparadigme. Det kan således konstateres, at allerede på bekendtgørelsesniveau i lovhierakiet er der sket en afskæring af mulighederne for en dynamisk reguleringsindsats.

Den væsentligste ændring af i miljøbeskyttelsesloven er således ikke ændringen af formålparagrafferne men derimod ændringen af praksis for hvilke virksomheder, der skal miljøgodkendes. Tidligere skulle alle virksomheder, der kunne henføres til miljøbeskyttelseslovens bilagsliste, godkendes, såfremt de foretog væsentlige ændringer. Ved ændringen af miljøbeskyttelsesloven i 1991 blev dette punkt ændret med en indkaldelses runde af ansøgninger om miljøgodkendelse for alle eksisterende virksomheder, der kunne henføres til en ændret og “slanket” bilagsliste, uanset om de foretog ændringer eller ej. Der opstod derfor en mulighed for at få en dialog igang mellem myndigheder og virksomheder om den fremtidige udvikling. For at understøtte især myndighedernes viden på teknologi området planlagde Miljøstyrelsen at udarbejde en række brancheorienteringer (Goldschmidt, L 1993)

3.2 Brancheorienteringerne

Paradigmeskiftet i 1991 medfører en udvidelse af regelværket med de såkaldte brancheorienteringer, der på baggrund af møder afholdt af Miljøstyrelsen og udvalgte rådgivere med brancherepræsentanter og repræsentanter fra de udførende miljømyndigheder fastlægger den mindst forurenende teknologi (Goldschmidt, L. 1993). Den mindst forurenende teknologi som begreb er datidens oversættelse af begrebet Best Available Technology (BAT). Udarbejdelsen af brancheorienteringer skal ske bilagslistepunkt for bilagslistepunkt og følge rytmen i indkaldelse af ansøgninger om miljøgodkendelser, der går fra 1992 til 2002 (Goldschmidt, L. 1993).

Før ændringen af miljøbeskyttelsesloven i 1991 havde der fra Miljøstyrelsens side flere gange

været tilløb til at ændre regelværket fra de generelle vejledninger til en mere brancheorienteret regulering. Imidlertid er denne form for regeludarbejdelse meget spredt og uden en samlet strategi. Her kan nævnes vejledning om støj og lugt fra restaurationer fra 1982, om pelsdyrferme fra 1983, om autoværksteder og miljøkrav fra 1986, om godkendelse af husdyrbrug fra 1988 samt de forskellige vejledninger vedrørende affaldsforbrænding. Disse manglede imidlertid et ophæng i den eksisterende miljølovgivning, der således blev tilvejebragt ved ændringen af miljøbeskyttelsesloven i 1991.

Til at understøtte miljøgodkendelsesarbejdet i forbindelse med ændringen af miljøbeskyttelsesloven i 1991 og indkaldelse af ansøgninger om miljøgodkendelse fra alle virksomheder på bilagslisten til miljøbeskyttelsesloven skriver Lars Goldsmidt:

“Vi lægger fra Miljøstyrelsens side op til samarbejde om udarbejdelse af “brancheorienteringsmaterialer” for alle de godkendelsespligtige virksomheder. Materialeerne vedrører branchens miljøbelastninger ved brug af renere teknologi og/eller andre foranstaltninger. Orienteringsmaterialeerne vil blive udarbejdet inden branchernes virksomheder skal indlevere deres godkendelsesansøgninger,” (Goldsmidt, L. 1993).

Udarbejdelse af brancheorienteringerne er altså et nøgleelement i Miljøstyrelsens reguleringsstrategiske udgangspunkt ved ændringen af miljøbeskyttelsesloven i 1991. Satsningen på brancheorienteringer skal ses i lyset af, at godkendelsessystemet ændres fra at være en forhåndsgodkendelse af et anlæg m.v. til at gennemgå en godkendelsesprocedure for anlæg, der allerede er i gang, og som der er produktionserfaringer med. Det er brancheorienteringerne, der skal udfylde reguleringsrammerne i henhold til den ny miljøbeskyttelseslovs komplementære formålsparagraf om renere teknologi. Intentionen er, at brancheorienteringerne skal udarbejdes successivt et halvt år før fristen for virksomhedernes indsendelse af ansøgning om miljøgodkendelse (Goldschmidt, L. 1993).

I 1993 udsendtes de tre første brancheorienteringer: Brancheorientering for varmforzinkningsindustrien, autoophugningsbranchen og galvanoidustrien. Den første og tredje brancheorientering omhandler i relation til Miljøbeskyttelseslovens bilagsliste kun én branche tilsammen og er da også udarbejdet af den samme arbejdsgruppe, som jeg personligt deltog i. I 1994 blev der ikke udarbejdet nogle brancheorienteringer på trods af, der var indkaldelser af ansøgninger. I 1994 udsendes som nævnt orienteringen om referencer til renere teknologi.

I 1995 genoptog Miljøstyrelsen udsendelsen af brancheorienteringer. Det blev til brancheorienteringerne for asfaltindustri og jern- og metalgenbrugsindustri. En undersøgelse (Berner, C et al. 1996) af dels forhandlingsforløbene dels selve regelværkene, der består af de fem første brancheorienteringer, karakteriserer det forløbne arbejde. Figur 3.3 viser resultatet af den gennemførte evaluering. Det kan iagttages, at brancheorienteringerne for galvanoidustrien er de brancheorienteringer, hvor de fleste succesmål er opfyldte og derefter er opfyldelse af succesmålene dalene. Derudover er “Brancheorientering for galvanoidustri” den eneste brancheorientering, der indeholder en kravfastsættelse udover henvisningerne til det eksi-

sterende vejledningssystem.

Branche	Forhandling	Orientering
Galvanoindustri	B	B
Varmforzinkningsindustri		B
Autoophugningsindustri	C	C
Asfaltindustri	C	C
Jern- og metalgenvindingsindustri	D	C

Figur 3.3: Evalueringsresultat af de 5 første brancheorienteringer. Evalueringskriterier fremgår af Bilag A. A er højeste succeskriterie, hvorefter det daler til D som det laveste (Berner, C. et al 1997). Både forhandlingsforløb og -indhold samt selve orientering er blevet undersøgt.

Den ringe og dalende succes med udarbejdelse af brancheorienteringer får den effekt, at den efterfølgende brancheorientering; brancheorienteringen for lak- og farveindustri, udelukkende udarbejdes af industrien selv. "Brancheorienteringen for lak- og farveindustri" udsendes i 1996 og er indtil videre den sidste i rækken. "Brancheorienteringen for lak- og farveindustri" indeholder ligesom de øvrige henvisninger til vejledningssystemet, når det vedrører kravfastsættelsen. Den eneste brancheorientering, der indeholder egne kravfastsættelser og som samtidigt vurderes som højt rangerende i vurderingen af indfrielsen af implementeringen af de nye reguleringsparadigmer er således "Brancheorientering for galvanoindustri". Denne vil derfor blive udsat for en nærmere analyse af, hvorledes de reguleringsparadigmer er forsøgt implementeret.

3.21 Brancheorientering for Galvanoindustri

I det følgende beskrives "Brancheorientering for galvanoindustri" samt hvorledes de projekter, der nævnes, siden har forløbet. Miljøstyrelsen beskriver på omslaget af brancheorienteringen, at den omhandler:

"Brancheorienteringen beskriver en strategi for indførelse af renere teknologi i virksomheder, der udfører kemisk eller elektrolytisk overfladebelægning eller hermed beslægtede processer. Der anvises processer og metoder, der reducerer

forureningen ved kilden og frembringelsen af affald. Der er endvidere fastsat midlertidige målsætninger for nedbringelse af ressourceforbrug, forurening og affald. Målsætningerne er opdelt på bestående virksomheder og på virksomheder, der etableres efter 1. Januar 1994." (Miljøstyrelsen 1993),

hvilket umiddelbart ser ganske lovende ud. Brancheorienteringen omfatter følgende virksomheder:

- Virksomheder med hovedvægten lagt på elektrolytisk overfladebelægning (forzinkning, fornikling, forchromning, fortinning og forkobring m.v.).
- Virksomheder, der beskæftiger sig med fremstilling af printkort (elektronik-industri).
- Virksomheder, der foretager kemisk metalpålægning (kemisk kobber og kemisk nikkel).
- Virksomheder, der laver metalætsning og metalbejdsning.
- Virksomheder, der udfører kemisk forbehandling (affedtning, bejdsning, fosfatering og chromatering) inden påføring af organiske belægninger (maling) (Miljøstyrelsen 1993).

Brancheorienteringen anviser anvendelsen af massestrømsanalyser til at få et overblik over forureningskilder og som første trin i en renere teknologi strategi. Systematikken kan beskrives som følger; ved konstantering af tab af vand og kemikalier - skift proces eller kemikalier - forlæng levetid af procesbad - minimering af udslæb - modstrømsskylning - recirkulering af skyllevand - recirkulering af kemikalier - og som sidste element - forbedret rensning. Hvis det ikke er muligt af tekniske/økonomiske grunde at løse miljøproblemerne på virksomheden, kan et centralt genindvindingsanlæg vise sig at være løsningen (Miljøstyrelsen 1993).

Vejledende kravformuleringer

Gennem studier på 8 virksomheder er der udarbejdet nøgletal for vandforbruget pr. produceret arealenhed (Miljøstyrelsen 1993):

- tromle zink	0,1-2,1	l/dm ²
- stel zink	0,1-6,0	l/dm ²
- tromle nikkel	0,2-0,5	l/dm ²
- stel nikkel	0,4-0,5	l/dm ²
- hårdchrom	0,2	l/dm ²
- tromle tin	0,5	l/dm ²

På baggrund af disse studier konkluderes det, at de fleste virksomheder kan udføre overfladebelægning med et vandforbrug pr. produceret arealenhed på 0,1-0.2 l/dm². Det understreges dog, at dette vandforbrug ikke skal anvendes som en normal grænseværdi, men som målsætning for den enkelte virksomheds vandforbrug (Miljøstyrelsen 1993). Dette er ellers et

eksempel på, hvorledes der kan opstilles krav baseret på ressourceforbrug pr. produceret enhed - en målestok for implementeringen af renere teknologi. Selv når de nødvendige data eksisterer, vægrer Miljøstyrelsen sig således for at indføre de nye reguleringsparadigmer.

Vedrørende luftforurening fra virksomhederne henvises til Miljøstyrelsens vejledning nr. 6/1990 om begrænsning af luftforurening fra virksomheder. Derudover henvises til data fremskaffet fra 12 virksomheder med 15-20 forskellige galvaniske processer. Problemet med disse data er, at de ikke er relateret til driften af de pågældende anlæg (Miljøstyrelsen 1993). Dataene er formentlig fremskaffet i relation til anvendelse af luftvejledningen fra 1990, der foreskriver en statistisk betragtning af emissionsmålinger, hvorfor de bagvedliggende produktionsmæssige data ikke kendes. Dette er et meget typisk eksempel på kontrolformer i relation til samspilparadigmet.

Herefter beskrives dels hvorledes et traditionelt renseanlæg (pH-fældning) for galvanospildevand skal opbygges, dels opremses en række miljøforbedrende tekniske foranstaltninger; sparskyl, modstrømsskyl, ionbytning, inddampning, elektrolyse, elektrodialyse, membranfiltrering, kemisk fældning m.v. Til sidst er der dels gjort plads til et særskilt kapitel med danske eksempler på renere teknologitiltag, dels et kapitel med svenske og norske eksempler på samme. Det manglende kapitel udkom senere samme år (Miljøstyrelsen 1993). Eksemplerne skaber en udmærket platform for dialog mellem virksomhed og myndighed men de repræsenterer stadig ingen mulighed for myndigheden til at påbyde implementeringen af renere teknologi. Det kan således kun ske ved frivillig aftale parterne imellem.

Vedrørende spildevandsudledningskrav angives grænseværdierne fra en PARCOM-rekommendation, se figur 3.4 og Bilag B, der er min oversættelse af rekkommendationen fra engelsk til dansk. Det er imidlertid vanskelig at bestemme reguleringsparadigmet for denne PARCOM-rekommendation, idet det ikke er entydigt, hvilken baggrund de udarbejdede koncentrationsgrænseværdier har. I PARCOM-rekommendationen hedder det:

“Due to the diversity of the production processes in this sector, no emission limit values for the pollutant load have been set. However, general technical requirements relating to the production process as well as maximum permissible concentrations for noxious substances in the effluent have been established. As regards the technical requirements, a multitude of technical solutions have become available with which this sector's diversity can be adequately taken into account; this means technologies exist for plants of great differing sizes and production structures. These technologies satisfy the requirements laid down in the Recommendation and are also economically feasible.” (PARCOM 1992)

Dette tyder på, at der er anvendt niveauet fra de gængse rensetekniske foranstaltninger, der typisk har været anvendt dels i denne branche dels hvor tungmetaller har været udledt med spildevand. Selvom der ved udarbejdelse af PARCOM-rekommendationen tilsyneladende har været intentioner om anvendelse af et rationaletudnyttelsesparadigme har det ikke været muligt

p.g.a. branchens kompleksitet at etablere en kravformulering byggende på et samspilsparadigme.

Det centrale oparbejdningsanlæg

Brancheorienteringen for galvanoindustri henviser iøvrigt til et projekt iværksat og støttet af Miljøstyrelsen vedrørende tilvejebringelse af en genvindingscentral for tungmetalhydroxydslam. Projektet formodes færdigudarbejdet i 1995, hvor der påny forventes at tage stilling til regelgrundlaget i brancheorienteringen. Yderligere tiltag overvejes vedrørende produkter. Metalbelægningen har til formål at modvirke korrosion af de producerede produkter, d.v.s. forlænge produkternes levetid. Under forbrugs- og kassationsfaserne vil disse metaller tilføres miljøet. I konceptet for genindvindingsanlægget skal der derfor indgå overvejelser vedrørende returtagning af galvaniserede kasserede produkter ikke kun fra galvanoindustrien men også for beslægtede brancher (Miljøstyrelsen 1993).

I 1993 var tankerne om oparbejdningsanlægget, at det skulle kunne håndtere følgende:

- Udlejning og regenerering af ionbyttere.
- Rensning og regenerering af procesbade.
- Behandling og oparbejdning af metalhydroxydslam, eluater og halvkonzentrater.
- Formidling af affaldsprodukter til potentielle brugere (affaldsbørs)
- Udlejning af udstyr til rensning af procesbade - herunder service og rådgivning.
- Udvinning af tungmetaller fra visse typer fast affald - f.eks. returgods.
- Vejledning af gamle og nye kunder (Dahl, F. 1997).

Imidlertid blev afrapporteringen ikke som oprindeligt planlagt færdig i 1995, men først sidst i 1997. Konklusionen på undersøgelserne ændrede fuldstændigt forudsætningerne for de oprindelige tanker. Der blev taget udgangspunkt i et projekt udarbejdet af et russisk firma; ERG, der efter forlydender havde et pilotanlæg stående på et militært område i St. Petersburg, Rusland (Dahl, F. 1997). Imodsætning til at tage udgangspunkt i genbrugsionbyttersystem kan det russiske anlæg oparbejde slam af blandede metalhydroxider. Derved er det ikke længere nødvendigt, at de enkelte virksomheder behandler deres spildstrømme separat metal for metal. Det russiske anlæg passer særdeles godt til de almindelige fældningsanlæg, der er gængs renseteknik i de fleste danske galvanovirksomheder (Dahl, F. 1997). Miljøstyrelsen har endnu ikke taget stilling til, om anlægget skal etableres i Danmark, men der er bevilget støtte til et projekt i Kaliningrad, hvor der med russisk ekspertise og dansk producerede materialer skal opbygges et anlæg til behandling af blandede metalhydroxider (Dahl, F. 1997).

Det er tydeligt at "Brancheorienteringen for galvanoindustri" arbejder med en kredsløbstankegang ved denne fokus på genindvinning af tungmetaller fra brugte galvaniserede produkter. Imidlertid fører denne fokusering ikke til nogle nye vejledende kravformuleringer. Sammen-

fattende kan det konkluderes, at "Brancheorienteringen for galvanoidindustri" på trods af flere ellers ganske udemærkede tilløb ikke formår at sætte sig udover det i forvejen eksisterende reguleringsparadigme; samspilparadigmet. Det følgende vil derfor fokusere på om "Orientering om referencer vedrørende renere teknologi ved miljøgodkendelser" fra 1994 formår at bringe reguleringen ind i et nyt reguleringsparadigme. Idet der, som antydtes i gennemgangen af PARCOM-rekommendationens kravfastsættelse, er noget, der tyder på, at disse internationale aftaler bygger på et rationaleudnyttelsesparadigme som grundprincip.

3.22 Orientering om referencer vedrørende renere teknologi ved miljøgodkendelser

I 1994 udsendes de planlagte brancheorienteringer ikke. Derimod eller måske i stedet for udsendes en generel orientering, der bilagsliste punkt for bilagsliste punkt gennemgår referencer til forskellige rapporter udarbejdet i Miljøstyrelsens egen serie; Miljøprojekter, referencer til arbejdsmiljøforhold samt referencer til de internationale miljøaftaler Danmark indgår i - især ved henvisninger til Helsinki og Oslo/Paris konventionerne (HELCOM og PARCOM). Sekretariatene for disse to internationale miljøaftaler udsender rekommandationer, der vedrørende regulering af industrien bygger på branchevise fastsatte regler efter princippet om Best Available Technology (BAT).

Først gennemgås konvention for konvention definitionerne af Best Available Technology (BAT) for at kunne fastslå, at dette udgangspunktet for opstillingen af de efterfølgende kravfastsættelser. Kravfastsættelserne vil blive gennemgået nærmere for derigennem at afdække om det faktisk er lykkedes for disse to internationale miljøsamarbejder at implementere rationaleudnyttelsesparadigmet i kravfastsættelsen. Det der således står til undersøgelse er om, at "Orientering om referencer om renere teknologi ved miljøgodkendelser" er den reelle omend indirekte implementering af rationaleudnyttelsesparadigmet i Danmark.

Oslo og Paris Konventionerne

Oslo Kommissionen (OSCOM) blev nedsat for at forebygge dumpning fra skibe og fly i Nordsøen. Den blev nedsat på baggrund af Oslo Konventionen i Oslo 1972 og trådte ikraft i 1974. Paris Kommissionen (PARCOM) blev nedsat for at forebygge forurening af Nordsøen fra landbaserede kilder. Den blev nedsat på baggrund af Paris Konventionen i Paris 1974 og trådte ikraft i 1978. Det er således kun PARCOM, der udsender rekommandationer vedrørende industriudledninger. Begge konventioner er underskrevet af Belgien, Danmark, EU, Frankrig, Tyskland, Island, Irland, Holland, Norge, Portugal, Spanien, Sverige og Storbritannien.

I 1988 udsendes det første oplæg til anvendelse af Best Available Technology som begreb i de

enkelte rekommandationer. I 1992 slås konventionerne sammen, hvilket får den betydning at BAT indarbejdes i selve konventionsteksten (Oslo and Paris Commissions 1995). Imidlertid indgår BAT ikke i de definitioner, der beskrives i indledningen, men er kun nævnt i et annex:

- “When adopting programmes and measures for the purpose of this Annex, the Contracting Parties shall require, either individually or jointly, the use of
- best available techniques for point sources
 - best environmental practice for point and diffuse sources including, where appropriate, clean technology” (Oslo and Paris Commissions 1995).

Best Environmental Practice (BEP) er en udvidelse af BAT således, at den samme praksis også gælder for diffuse kilder som forurening fra landbrug, biler m.v. Samtidigt er der i denne definition af BEP/BAT en antydning af skelnen mellem rensetekniske og produktionsteknologiske løsninger.

Grænseværdier fra PARCOM

De første rekommandationer PARCOM udsender vedrørende industrielt spildevand hidrører udledninger af henholdsvis kviksølv i 1981 og cadmium i 1984 fra nærmere specificerede virksomheder, d.v.s. BAT-standarder, hvor virksomhedstyperne er udvalgt på baggrund af et ønske om regulering af enkelt stoffer, jvnf. figur 3.7. Ved sammenlægningen af Oslo og Paris konventionerne i 1992 oplystes hvilke rekommandationer, der er gældende. Rekommandationer, hvorfra grænseværdierne i figur 3.7 stammer fra, indgår af uforklarlige årsager imidlertid ikke i denne opstilling, og det kan ikke umiddelbart gennemskues hvilke rekommandationer, der erstatter disse.

I figur 3.8 er angivet grænseværdier for udledning af spildevand fra rekommandationer og beslutninger udsendt af PARCOM, der indgår i førnævnte opstilling. Rekommandationerne har et branchevist udgangspunkt imodsætning til det i 1980'erne anvendte enkelt stof udgangspunkt. PARCOM benytter både teknologibaserede koncentrationsgrænseværdier og præstationsgrænseværdier, idet det varierer fra industri til industri, hvilken type grænseværdier, der er anvendt. I rekommandationer vedrørende aluminiumsindustri, jern- og metalindustri og sekundær metalindustri anvendes begge former for teknologibaserede grænseværdier. Vedrørende pulp- og papirindustri anvendes udelukkende præstationsgrænseværdier. Også farmaceutisk industri har en præstationsgrænseværdi, men den er udelukkende rettet mod krav til en effektivitet af en renseteknik. I rekommandationer vedrørende organisk kemisk industri, metaloverflade behandlingsindustri og tekstilindustri benyttes udelukkende teknologi baserede koncentrationsgrænseværdier.

Kapitel 3: Analyse af regelværket bag udarbejdelse af miljøgodkendelser

Industri	Koncentrationsgrænseværdi	Præstationsgrænseværdi
Ekstraktion og raffinering af zink, bly og cadmium industri	0,2 mg/l	-
Fremstilling af cadmiumholdige produkter	0,2 mg/l	0,5 g/kg
Fremstilling af pigmenter	0,2 mg/l	0,3 g/kg
Fremstilling af stabilisatorer	0,2 mg/l	0,5 g/kg
Fremstilling af primær og sekundær batterier	0,2 mg/l	1,5 g/kg
Galvanisering	0,2 mg/l	0,3 g/kg

Industri	Koncentrationsgrænseværdi	Præstationsgrænseværdi
Kemisk industri, der benytter kviksølv som katalysator: a. Vinyl chlorid produktion b. Andre	0,05 mg/l 0,05 mg/l	0,1 g/t 5 g/kg
Fremstilling af kviksølvkatalysatorer	0,05 mg/l	0,7 g/kg
Fremstilling af organiske og uorganiske kviksølvforbindelser	0,05 mg/l	0,05 g/kg
Fremstilling af primær kviksølvbatterier	0,05 mg/l	0,03 g/kg
Kviksølv genindvindingsanlæg samt ekstraktion og raffinering af metaller	0,5 mg/l	-
Anlæg for behandling af farligt affald	0,05 mg/l	-

Figur 3.7: Spildevands relaterede grænseværdier for cadmium og kviksølv for udvalgte virksomhedstyper (Mortensen, J.P. 1996). Fortsat fra forrige side.

Hvis rekommendationen for metaloverfladebelægningsindustrien i figur 3.8 sammenlignes med rekommendationen for cadmium i figur 3.7 indgår cadmiumoverfladebelægning i begge rekommendationer med hvert sit sæt af grænseværdier. Vedrørende den teknologi baserede koncentrationsgrænseværdi er grænseværdien den samme, men cadmium rekommendationen indeholder en præstationsgrænseværdi imodsætning til overfladebelægningsrekommendationen. Bortset fra metaloverflade (galvano) behandlingsindustrien og tekstilindustrien synes rationaleudnyttelsesparadigmet således at være implementeret.

Udledningsgrænseværdier for forskellige brancher baseret på BAT		
Brancher	Koncentrationsgrænseværdier	Præstations grænseværdier
Pulp- og papir industri:		
COD:	-	10-80 Kg/t
TSS:	-	2-8 Kg/t
AOX:	-	1 Kg/t
Aluminium industri:		
Hexachlorethan:	0 mg/l	0 g/t
Jern- og metalindustri:		
Tot-N:	100 mg/l	30 g/t
COD:	200 mg/l	60 g/t
Phenol:	0,5 mg/l	0,15 g/t
SS:	35 mg/l	-
Sekundær metalindustri:		
SS:	-	10-50 g/t
Oil:	-	5-10 g/t
Nikkel:	1 mg/l	
Krom:	1 mg/l	
Krom (VI):	0,1 mg/l	
Zink:	2 mg/l	
Cadmium:	0,2 mg/l	
Organisk kemisk industri:		
COD:	10 mg/l	-
Metal Overfladebehandlings industri:		
Cadmium:	0,2 mg/l	-
Kviksølv:	0,05 mg/l	-
Krom:	0,5 mg/l	-
Krom (VI):	0,1 mg/l	-
Kobber:	0,5 mg/l	-
Bly:	0,5 mg/l	-
Nikkel:	0,5 mg/l	-
Sølv:	0,1 mg/l	-
Tin:	2 mg/l	-
Zink:	0,5-2 mg/l	-
Fri cyanide:	0,2 mg/l	-
VOX:	0,1 mg/l	-
Farmaceutisk industri:		
COD:	-	75%
Textil industri:		
PCB:	0	-
LD ₅₀ :	200 mg/Kg	-
Krom:	0,1-4 mg/l	-
Magnesium:	1 mg/l	-
Jern:	2,5 mg/l	-
Cobolt:	0,5 mg/l	-
Nikkel:	0,2 mg/l	-
Kobber:	0,25-0,5 mg/l	-
Zink:	1,5 mg/l	-
Arsen:	0,05 mg/l	-
Selen:	0,02 mg/l	-
Sølv:	0,1 mg/l	-
Cadmium:	0-0,02 mg/l	-
Tin:	0,25 mg/l	-
Antimon:	0,05 mg/l	-
Barium:	0,1 mg/l	-
Kviksølv:	0,004 mg/l	-
Bly:	0,1 mg/l	-

Figur 3.8: BAT baserede udledningsgrænseværdier fra PARCOM rekommendationer (Mortensen, J.P. 1996).

Helsinki Konventionen

Helsinki Kommissionen (HELCOM) er resultatet af Helsinki konventionen fra 1974 og har til formål at beskytte miljøet i Østersøen. Den blev underskrevet af Danmark, Finland, Øst - og Vest Tyskland, Polen, Sverige og Sovjet Unionen. P.g.a. udviklingen i Øst Europa blev konventionen revideret i 1992 og underskrevet af Danmark, Finland, Estland, Tyskland, Letland, Lithauen, Polen, Rusland, Sverige og Det Europæiske Fællesskab (EF).

HELCOM oprettede en aktivitets gruppe og fire kommiteer: Miljø, Teknologi, Maritim og Forureningsbekæmpelse Kommiteerne. Aktivitets gruppen har siden 1992 arbejdet med et fælles miljøprogram; The Joint Comprehensive Action Programme, imens Kommiteerne siden 1979 har arbejdet med forberedelse og udsendelse af vedtaget rekommendationer. Det er i disse rekommendationer BAT skal findes.

Rekommendationerne omhandler først og fremmest aktiviteter, der foregår i Østersøen, men også spildevandsudledninger fra byområder og bestemte typer af industri har fået udarbejdet rekommendationer. I starten af 1990'erne udkom et voksende antal af rekommendationer vedrørende aktiviteter i Østersøens opland og dermed også rekommendationer vedrørende industri (Mortensen, J.P. 1996).

I 1991 udsendte HELCOM en rekommendation vedrørende en definition af BAT. Definitionen er som følger:

"the term "best available technology" is taken to mean the latest stage of development (state of the art) of processes, of facilities or of methods of operation which indicate the practical suitability of a particular measure for limiting discharges. In determining whether a set of processes, facilities and methods of operation constitute the best available technology in general or individual cases, special consideration should be given to:

- comparable processes, facilities and methods of operation which have been recently successfully tried out;
- technological advances and changes in scientific knowledge and understanding;
- the economic feasibility of such technology;
- time limits for application;
- the nature and volume of the effluents concerned;
- the precautionary principle, i.e. action should be taken when there is reason

to assume that certain damage or harmful effects on the living resources of the sea are likely to be caused by discharged substances, even where there is no scientific evidence to prove a causal link between discharges and effects caused by substances, e.g. those considered to be harmful due to their toxicity, persistency and liability to bioaccumulate", (HELCOM 1991)

Derudover tilføjer HELCOM at:

- "- if the reduction of emissions resulting from the use of best available technology does not lead to environmentally acceptable results, additional measures be applied;
- in order to attain the objectives, the intensified exchange of information and knowledge regarding best available technology be promoted;
- the definition of best available technology be reviewed, when appropriate", (HELCOM 1991)

hvilket kan tolkes som en del af et BAT program, der ikke har noget med selve definitionen af BAT at gøre, men som er nødvendigt at tage med for, at BAT skal kunne optræde i en miljøstrategisk sammenhæng. Udover en definition af BAT definerer HELCOM i en rekommendation året efter et andet supplerende begreb: Best Environmental Practice (BEP). BEP adskiller sig ikke væsentligt fra BAT udover, at BEP inddrager dels ikke-industrielle aktiviteter som landbrug; dels livscyklusanalyser.

Grænseværdier fra HELCOM

Helsinki Konventionen har nedsat en kommission (HELCOM), der udsender rekommendationer for forskellige aktiviteter heriblandt spildevandsudledningsgrænseværdier for forskellige brancher baseret på en BAT-strategi. I figur 3.9 er angivet grænseværdierne for udledning af spildevand i de forskellige rekommendationer fra HELCOM. HELCOM benytter både teknologi baserede koncentrationsgrænseværdier og præstations grænseværdier, idet det varierer fra industri til industri, hvilken type grænseværdier, der er anvendt.

For spildevandsudledninger fra raffinaderier, chloralkali industri, læder industri og renselanlæg benyttes begge typer af teknologibaserede grænseværdier. For kemisk industri, produktion af pesticider, glas industri, metaloverfladebehandlings industri og tekstil industri benyttes kun teknologi baserede koncentrationsgrænseværdier. For pulp og papir industri, jern og metal industri og forbrændingsanlæg til husholdningsaffald benyttes kun præstationsgrænseværdier.

Kapitel 3: Analyse af regelværket bag udarbejdelse af miljøgodkendelser

Udledningsgrænseværdier for forskellige brancher baseret på BAT				
Brancher		Koncentrationsgrænseværdier	Præstations grænseværdier	
Raffinaderier:	Olje:	5 mg/l	3 g/t	
Chloralkali industri:	Kviksølv:	0,3 mg/l	1 g/t	
Pulp- og papir industri	COD:	-	30-200 kg/t	
	Tot-P	-	0,05-0,15 kg/t	
	AOX:	-	1-3 kg/t	
	BOD:	-	6-20 kg/t	
Jern og metal industri:	Opløst stof:	-	20-100 g/t	
	Olje:	-	5-10 g/t	
	Zink:	-	1 g/t	
	Bly:	-	0,1 g/t	
Kemisk industri:	Kviksølv	0,05 mg/l	-	
	Kadmium:	0,2 mg/l	-	
	Kobber:	0,5 mg/l	-	
	Nikkel	1 mg/l	-	
	Bly	0,5 mg/l	-	
	Krom:	0,5 mg/l	-	
	Krom (VI)	0,1 mg/l	-	
	Zink:	2 mg/l	-	
	AOX	1 mg/l	-	
	AOX	1 mg/l	-	
	Kobber:	0,5 mg/l	-	
	Krom:	0,5 mg/l	-	
	Krom (VI):	0,1 mg/l	-	
Produktion af pesticider	Zink:	2 mg/l	-	
	Arsenik:	0,3 mg/l	-	
	Toxicitet på fisk:	GF = 2	-	
	Toxicitet på Daphnier:	Gp = 8	-	
	Toxicitet på Alger:	GA = 16	-	
	Toxicitet på Bakterier:	GB = 8	-	
	Glas industri	Bly	1 mg/l	-
		Arsenik	0,3 mg/l	-
		Antimon:	0,5 mg/l	-
		Fluorid	30 mg/l	-
Metal Overfladebehandlings industri:	Kadmium:	0,2 mg/l	-	
	Kviksølv:	0,05 mg/l	-	
	Krom:	0,7 mg/l	-	
	Krom (VI):	0,2 mg/l	-	
	Kobber:	0,5 mg/l	-	
	Bly	0,5 mg/l	-	
	Nikkel:	1 mg/l	-	
	Sølv:	0,2 mg/l	-	
	Zink:	2 mg/l	-	
	Ubundet cyanide:	0,2 mg/l	-	
	VOX:	0,1 mg/l	-	
Læder industri:	Vandforbrug:	-	50 m ³ /t	
	Krom	1,5 mg/l	75 g/t	
	COD	-	20 kg/t	
	Tot-N	-	8 kg/t	
Textil industri	COD:	160 mg/l	-	
	Tot-P:	2 mg/l	-	
	Farve:	436 nm	-	
	Aktivt Chlor	1 mg/l	-	
	AOX:	1 mg/l	-	
	Krom (VI)	0,2 mg/l	-	
	Krom:	0,7 mg/l	-	
	Kobber	0,5 mg/l	-	
	Zink:	2 mg/l	-	
	Forbrænding af husholdnings affald	Cadmium:	-	15 mg/t
Kviksølv:		-	15 mg/t	
Bly:		-	30 mg/t	
Cobolt:		-	150 mg/t	
Kobber		-	150 mg/t	
Krom:		-	150 mg/t	
Nikkel:		-	150 mg/t	
Zink:		-	300 mg/t	
Renseanlæg:	BOD:	15 mg/l	90% of BOD	
	N:	10-15 mg/l	75% of tot-N	
	P:	1,5 mg/l	-	

Figur 3.9: BAT baserede udledningsgrænseværdier fra HELCOM rekkommendationer (Mortensen, J.P. 1996).

Miljøbegreberne i rekommandationerne fra de internationale aftaler

De tidlige rekommandationer fra PARCOM vedrørende industri udfoldes om enkelte særlige giftige stoffer. På baggrund af disse stoffers anvendelse i industrien er enkelte brancher udpeget som reguleringsramt. For virksomhederne i disse brancher er der udarbejdet særlige regler både som udledningskrav og som præstationskrav. Det skal dog understreges, at de præstationskrav, der formuleres er formuleret som udledning af stof i spildevandet pr. produceret enhed. Det betyder, at der dels ikke fokuseres på virksomhedernes samlede miljøpræstation dels ikke tages stilling til om det skal være produktionsmæssige ændringer eller rensetekniske løsninger, der foretrækkes. Senere rekommandationer fra begge miljøregimer ændrer denne enkeltstof indfaldsvinkel til et udgangspunkt i de enkelte brancher indeholdende virksomheder, der udleder spildevand (Mortensen, J.P. 1996).

Rekommandationerne fra PARCOM og HELCOM illustrerer udviklingen af BAT begrebet. Disse miljøaftaler omhandler en ensliggørelse af regelværkene i de forskellige deltagende national stater og ikke en egentlig udnyttelse af virksomhedernes rationaler men snare en sikring af, at virksomhederne ikke kan udnytte "robuste recipienter" eller svag national miljøreguleringsindsats. På trods af tilsyneladende forsøg på at rykke fokus fra rensetekniske løsninger over på produktionstekniske lykkes dette i praksis kun i begrænset omfang. Idet udarbejdelse af disse rekommandationer bygger på bidrag fra de forskellige national stater, der hver især bygger deres ekspertise på den eksisterende traditionelle måde at anskue regelværk på, kan det ikke undre, at rekommandationerne har svært ved at skifte til det nye reguleringsparadigme.

Såfremt at kravfastlæggelsen vedrørende tungmetaludledningen fra virksomheder i brancher, der ikke er udarbejdet præstationsgrænseværdier for, sammenlignes, er der bortset fra kromniveauet en slående overensstemmelse på tværs af brancherne. Dette bestyrker en mistanke om, at på trods af ellers velmenende formåls erklæringer er disse krav stadig fundamentet i kendskab til alment kendte rensetekniske tiltag i dette tilfælde til et almindeligt tungmetalfædningsanlæg. Det er altså heller ikke lykkedes for Helsinki konventionen at implementere rationaleudnyttelsesparadigmet i større omfang.

3.3 Vejledningssystemet

På baggrund af analysen af brancheorienteringer m.v. kan det opsummerende konstateres, at;

- de udarbejdede brancheorienteringer på nær brancheorienteringen for galvanoidindustri udelukkende henviste til vejledningssystemet ved kravfastlæggelsen,
- Miljøstyrelsen ikke har udarbejdet mere end 6 brancheorienteringer dækkende 5 bilagslistepunkter ud af de totale ca. 80 bilagslistepunkter, og
- det for de internationale miljøkonventioner; HELCOM og PARCOM, der henvises til i "Orientering om referencer om renere teknologi ved miljø-

godkendelser”, kun i mindre omfang er lykkedes at implementere rationaleudnyttelsesparadigmet.

Det følgende vil derfor undersøge om der i forandringer i vejledningssystemet skulle være sket ændringer for kravfastsættelser i retning af implementering af rationale- og kredsløbsparadigmerne. Selvom vejledningssystemet har en generel karakter og ikke tager udgangspunkt i en branchevis regulering, kan der gennem relevante henvisninger være udarbejdet et system, der forbereder en implementering af de nye reguleringsparadigmer. Dette skal i såfald være kommenteret i samspil med opstillingen af de forskellige kravværdier. Derfor analyseres vejledningssystemet for dels fastlæggelsen af kravværdier dels studeres bemærkninger her til.

Analysen af vejledningssystemet tager udgangspunkt i Miljøstyrelsens vejledninger udarbejdet fra 1974 og frem, der i følgende rækkefølge vedrører; støj, luft, spildevand og affald. Vejledningerne gennemgås for kravformuleringer og reguleringsparadigme i spil, hvilket fastslås løbende for hver enkelte emissionsform. Vedrørende spildevand inddrages vandmiljøhandlingsplanen og relevante EU-direktiver. EU-direktiverne spiller også en rolle vedrørende reguleringen af affald.

3.31 Støjvejledningerne

I støjvejledningen fra 1974 fastsættes krav til maksimale tilladte støjniveauer i henhold til planlægning af arealanvendelsen. Støjniveauerne varierer derudover efter tidspunktet på døgnet støjen fremkommer. Forskellige arealanvendelser besidder således forskellige krav til maksimalt tilladte støjniveauer på forskellige tidspunkter af døgnet (Miljøstyrelsen 1974). Støjniveauer og tidspunkter er angivet i figur 3.10.

I 1984 udsender Miljøstyrelsen to støjvejledninger, hvoraf den ene vejledning udelukkende er helliget måling af støj. Den anden vejledning indeholder en uddybning af samme princip som i vejledningen fra 1974. Der er tilføjet yderligere to arealanvendelser kolonihaveområder og det åbne land (incl. landsbyer og landbrugsarealer) samt slettet kravet til maksimale støjniveauer (spidsværdier) om natten for arealer anvendt til erhvervsområder og erhvervsområder med forbud mod generende virksomhed (Miljøstyrelsen 1984).

I 1979 udsender Miljøstyrelsen en særskilt vejledning om “Støj fra skydebaner”, som er den første i en række støjvejledninger for et særskilt område eller aktivitet. I de følgende år udsender Miljøstyrelsen en række vejledninger vedrørende bestemte aktiviteter. Således udsendes en vejledning om støj fra motorsportsbaner i 1985, to vejledninger vedrørende støj og vibrationer fra jernbaner i 1985 samt en vejledning vedrørende flyvepladser og lufthavne i 1988.

Område	dag kl. 07 - 18	aften kl. 18 - 22, søn- og helligdage kl. 07 - 18 samt lørdag kl. 14 - 18.	Nat kl. 22 - 07.
1. Erhvervsområder	70	70	70
2. Erhvervsområder med forbud mod generende virksomhed	60	60	60
3. Områder for blandet bolig- og erhvervsbebyggelse	55	45	40
4. Etageboligområder	50	45	40
5. Områder for åben og lav boligbebyggelse	45	40	35
6. Sommerhusområder	40	35	35

Figur 3.10: Vejledende maksimalgrænser for ekstern støj fra virksomheder angivet som det ækvivalente, konstante, korrigerede lydniveau i dB (A) udendørs. Støjens spidsværdier bør om natten ikke overskride de i skemaet anførte maksimale støjniveauer med mere end 15 dB (A) (Miljøstyrelsen 1974).

I 1994 udsender Miljøstyrelsen en vejledning om “Støj fra flyvepladser”. Denne vejledning omhandler flyvepladseres særlige forhold vedrørende støjemission. Flystøj adskiller sig fra anden støjemission ved både at være mobil og placeret i luften. Vejledningen angiver således hvordan støjen skal måles, beregnes (opdelt på flytyper) og vurderes i relation til boliger og anden arealanvendelse herunder er angivet særlige følsomme naturområder, hvor overflyvning i lav højde bør undgås. Derudover angives støjgrænser for støj forårsaget af fly ved start og landing (Miljøstyrelsen 1994), jvnf. figur 3.11.

I 1995 udsender Miljøstyrelsen to vejledninger om skydebaner, hvoraf den ene omhandler skydebaners miljøforhold i relation til miljøgodkendelser og den anden, hvordan beregninger og målinger af støj fra skydebaner skal udføres (Miljøstyrelsen 1995).

I 1996 udsender Miljøstyrelsen en vejledning om “ supplement til vejledning om ekstern støj fra virksomheder”. Denne vejledning adskiller sig fra de andre vejledninger ved blot at være en vejledning, der prøver at relatere sig i forhold til udviklingen af det øvrige regelgrundlag. Således relateres vejledningen dels til Den Europæiske Unions fælles europæiske godkendelsesordning, det såkaldte IPPC-direktiv, og dels til ændring af miljøbeskyttelsesloven i 1991 og indkaldelsen af ansøgning om miljøgodkendelser fra eksisterende virksomheder på bilagslisten (Miljøstyrelsen 1996).

Arealanvendelse	Almen flyveplads	Lufthavn/Flyvestation
Boligområder og støjfølsomme bygninger til offentlige formål (skoler, hospitaler, plejehjem o.l.)	45 dB	55 dB
Spredt bebyggelse i det åbne land	50 dB	60 dB
Liberale erhverv (hoteller, kontorer o.l.)	60 dB	60 dB
Rekreative områder med overnatning (sommerhuse, kolonihaver, campingpladser o.l.)	45 dB	60 dB
Andre rekreative områder uden overnatning	50 dB	55 dB

Figur 3.11: Vejledende grænseværdier for støjbelastning udendørs fra startende og landende fly, beregnet efter DENL-metoden (nærmer beskrevet beregningsmodel i vejledningen om støj fra flyvepladser) (Miljøstyrelsen 1994).

I 1997 udsender Miljøstyrelsen endnu en særlig støjvejledning. Denne gang om støj og vibrationer fra jernbaner. Denne vejledning retter sig mod implementering af endnu et EU-direktiv, det såkaldte VVM-direktiv. Jernbaner er ikke omfattet af miljøbeskyttelseslovens bilagsliste og skal derfor ikke miljøgodkendes, men er derimod omfattet af EU's direktiv vedrørende VVM redegørelser. Dette foranlediger Miljøstyrelsen til at udsende denne særlige støjvejledning (Miljøstyrelsen 1997).

Miljøbegrebet i støjvejdninger

Støjvejdninger er fra starten rettet mod løsning af lokale miljøkonflikter, der søges forebygget gennem den fysiske planlægning. Der tages således udgangspunkt i arealanvendelsen og der fastsættes maximale tilladte støjniveauer i relation til denne anvendelse. Som konsekvens af forskellige typiske anvendelser som f.eks., at der ved beboelse er et behov for nattero, fastsættes de maximale tilladte støjniveauer forskelligt afhængigt af tidspunktet på døgnet.

Monitoreringen af støjniveauet foregår ved måling direkte ved støjkilden, hvorefter støjen i et tilfældigt netværkspunkt beregnes. I andre tilfælde måles støjen i det punkt, hvor klager befinder sig. Imidlertid har det vist sig, at der er forskel på opfattelsen af lydkilder, og såkaldte naturlige kilder som fuglefløjt om morgenen godt kan tolereres i et boligområde, selvom det langt overskrider grænseværdier, hvorimod hanegal sjældent tolereres.

Støjreguleringen tager udgangspunkt i lokale miljøproblemer; en miljøkvalitet og kan derfor betegnes som havende et snævert miljøbegreb. Reguleringen lider da også af bidrag fra "naturlige" kilder, der er så karakteristisk for denne måde at bygge regelsæt op på.

3.32 Luftvejledningerne

Luftvejledningen fra 1974 omfatter følgende virksomhedstyper og anlæg:

1. Jern- og stålværker
2. Støberier
3. Omsmeltningsvirksomheder for ikke jernholdige metaller
4. Overfladebehandlingsanlæg for jern, stål og metal
5. Cementfabrikker
6. Kalk- og mørtelværker
7. Stenknuseværker
8. Asfalt- og vejmaterialefabrikker
9. Svovlsyrefabrikker
10. Klor-alkalifabrikker
11. Sulfitcellulosefabrikker
12. Fueloliefyrede anlæg af nærmere angivet karakter
13. Kulfyrede anlæg af nærmere angivet karakter (Miljøstyrelsen 1974).

Vejledningen fastsætter specifikke emissionsgrænseværdier for de nævnte virksomhedstyper og anlæg vedrørende parametrene støv, svovldioxid, svovltrioxid, klor samt afstandskrav til boligbebyggelse, hvor det er relevant. Vejledningen indeholder ingen krav til luftkvalitet (immissionskoncentration) i almindelighed, men henviser til udenlandsk litteratur ved afgørelser i forbindelse med kapitel 5-godkendelser. Der skal dog i følge vejledningen tilstræbes dels en bedst mulig begrænsning dels en tilfredsstillende fortynding. Fortyndning skal ske gennem forlængelse af skorstenshøjder og der angives både en vejledning i måling og vurdering af resultater, samt beregning af skorstenshøjder (Miljøstyrelsen 1974).

Den næste luftvejledning kommer i 1976 og omhandler begrænsning af luftforurening fra oliefyrede anlæg. Denne luftvejledning fastlægger;

- at svovldioxidemissionen vil være den begrænsende faktor for dimensionering af fyringsanlæg og skorstenshøjder,
- at et områdes immissionskoncentrationsbidrag ikke bør overstige 0,75 mg svovldioxid/m³ luft målt som middelværdi i 30 minutter mere end højst 15 gange per måned (1 % af tiden). Såfremt baggrundspåvirkningen i et område ikke er påvist ved målinger, skal der regnes med et bidrag på 0,10 mg/m³,
- at uanset det beregnede bidrags størrelse kan der for det enkelte fyringsanlæg kun tillades et bidrag på højst 0,35 mg/m³. Denne bestemmelse gælder for frit beliggende fyringsanlæg. For andre fyringsanlæg bør den multipliceres med 0,6 i byområders centrale dele og 0,8 i alle andre tilfælde (Miljøstyrelsen 1976).

Vejledningen indeholder endvidere retningslinier for vedligeholdelse, registrering og måling

af data og nøgletal samt beregningsgrundlag for beregning af skorstenshøjder (Miljøstyrelsen 1976). Den næste luftvejledning kommer i 1978 og omhandler begrænsning af luftforurening fra virksomheder, der emitterer cellulosefortyndere til luften. Vejledningen fastlægger, hvad cellulosefortyndere består af:

- 40-50% ægte opløsningsmidler: Acetone, ethylacetat, methylethylketon, methylisobutylketon, butylacetat, ethylglykol, ethylglykolacetat o.lgn.
- 10-20% latente opløsningsmidler: Alkoholer f.eks. isopropanol, isobutanol.
- 30-50% fortyndingsmidler: Toluen, xylen, benzin o.lgn. (benzen anvendes ikke) (Miljøstyrelsen 1978).

Vejledningen er en henvisning til de vesttyske standarder beskrevet i "Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft" (TA Luft, 28. August 1974), hvori der angives anbefalede maksimale immissionskoncentrationsværdier (Miljøstyrelsen 1978).

I 1985 udsender Miljøstyrelsen en vejledning om lugtemissioner. Vejledningen omhandler lugtimmissionsgrænseværdier i relation til arealanvendelsen samt bestemmelser vedrørende målinger og beregninger (monitorering) (Miljøstyrelsen 1985).

I 1990 udsender Miljøstyrelsen en vejledning om "Begrænsning af luftforurening fra virksomheder", der ophæver vejledningerne fra 1974, 1976 og 1978. Vejledningen fra 1985 er stadig gældende. Udgangspunktet er principielt det samme som i TA-luft, men vejledningen har dog udarbejdet egne lister over stoffer med tilhørende immissionskoncentrationsgrænseværdier og krav til BAT for rensetekniske foranstaltninger (Miljøstyrelsen 1990).

Luftvejledningen fra 1990 omfatter dels metoder til beregning af emissionsgrænseværdier dels metoder til beregning af skorstenshøjder. Emissionsgrænseværdierne beregnes på baggrund af maksimalt tilladte immissionskoncentrationsværdier (B-værdier) uden indregning af eventuel baggrundsbelastning i 1,5 m over jordens overflade opstillet på forskellige lister for en række enkelte stoffer. Stoffer er inddelt i to hovedgrupper. Den første hovedgruppe består af stoffer, der er særligt farlige for sundheden eller særligt skadeligt for miljøet. Hovedgruppen er inddelt i to lister afhængig af om, at de anvendes i stort volumen i Danmark eller i mindre grad. Den anden hovedgruppe er inddelt i stofgrupper samt for nogle af gruppernes vedkommende i klasser:

- Uorganisk støv af farlig art (Klasse I, II og III)
- NO_x
- SO₂
- Damp- eller gasformige uorganiske stoffer (Klasse I, II, III, IV og V) (bortset fra NO_x og SO₂)
- Organiske stoffer (Klasse I, II, og III)
- Støv iøvrigt (Miljøstyrelsen 1990).

Beregning af skorstenshøjder beregnes ved hjælp af den såkaldte OML-model, Operationel Meteorologisk Luftkvalitetsmodel på baggrund af stoffernes immissionskoncentrationsværdier. Der anvendes to variationer af modellen afhængig af om der er tale om et afkast (punktledning) eller flere. Formålet med OML-modellen er at sikre en tilstrækkelig skorstenshøjde til, at stofferne fortyndes i tilstrækkeligt omfang til, at de maksimalt tilladte immissionskoncentrationsværdier kan overholdes.

Kravvilkår inddeles efter hvordan grænserne fastsættes;

- ved krav om begrænsning af mængder og koncentration af nogle eller alle stoffer, som virksomheden udsender,
- ved krav til luftkvaliteten i virksomhedens omgivelser,
- ved krav til virksomhedens indretning og drift,
- ved krav til maksimal anlægskapacitet og anvendelse af nærmere specificerede råvaretyper/stofkategorier (Miljøstyrelsen 1990).

Umiddelbart kunne det se ud som om, at disse vilkårsfastsættelser betyder, at myndighederne kan tage stilling til virksomhedens produktionsmæssige forhold men det fremgår af det følgende vedrørende kontrolvilkår, at krav vedrørende virksomhedens indretning og drift, maksimal anlægskapacitet m.v. kun vedrører etablering og drift af rensetekniske foranstaltninger. Fokus på kontrolfunktionen rettes derfor også kun på den pågældende emission (Miljøstyrelsen 1990).

Kontrolvilkårene inddeles afhængigt af typen af emissionsmålinger; kontinuerlige målinger, stikprøve målinger og præstationsmålinger. Kontrol byggende på kontinuerlige målesystemer foretrækkes. Der hvor dette ikke er muligt anvendes stikprøve målinger. Stikprøvemålinger bygger på prøver udtaget med en midlingstid på en time og vil kun give en meget begrænset dokumentation for udledningens samlede omfang. Derfor angives en statistisk beregningsmetode til dokumentation for kravvilkårenes overholdelse. Denne statistisk beregningsmetode forudsætter at den tidsmæssige fordeling af de pågældende emissioner er logaritmisk normalfordelte, d.v.s., at såfremt emissionerne kunne måles kontinuert ville logaritmen til f.eks. en-times-middelværdier være normalfordelte. Præstationsmålekontrol er rettet mod effektiviteten af en renseteknisk foranstaltning og grænseværdien skal derfor altid være overholdt. Selve målingen foregår på samme vis som ved stikprøve målinger.

Miljøbegrebet i luftvejledningerne

De første luftvejledninger fokuserer ikke kun på lokale miljøproblemer men også på regionale miljøproblemer. Derfor arbejder de ikke kun med et immissionsbidrag til omgivelserne men også med fastlæggelse af emissioner beregnet på baggrund af bedst tilgængelige rensetekniske foranstaltning. Der veksles dog mellem hvilket princip, der skal være det dominerende både historisk og i relation til hvilke miljøproblemer, der er sat i fokus.

I 1990 inddrages begrebet BAT, men kun i en renseteknisk forståelse og sammenhænge. Det væsentligste princip er stadig at beregne immissionskoncentrationsbidraget og derefter fastlægge skorsthøjden. Når denne bliver urealistisk stor inddrages rensetekniske foranstaltninger. Miljøbegrebet i luftvejledningerne kan derfor betegnes som snævert dog med en mindre udvidelse i retning af håndtering af regionale miljøproblemer, d.v.s. skiftende mellem interesseadskillelses- og samspilparadigmet.

Monitoreringen foregår oftest i punktkilder/afkastør, men der forekommer versionen f.eks. ved industrilakerer, hvor forbruget og indholdet af organiske opløsningsmidler i råvarene/lakken benyttes som udgangspunkt for beregning af immissionskoncentrationsbidraget. Dette sker i erkendelse af, at målingerne i afkastør ikke fanger den diffuse udledning, der måske har været filtreret gennem en arbejder lunge.

3.33 Spildevandsvejledningerne

I spildevandssammenhænge har Miljøstyrelsen udsendt en vejledning i 1974 indeholdende grænseværdier, en vejledning i 1981 indeholdende retningslinier for afløbskontrol ved særskilt udledning af industrispildevand, to vejledninger i 1983 indeholdende retningslinier for recipientkvalitetsplanlægning; den første om vandløb og søer og den anden om kystvande og i 1994 udsendes en vejledning omhandlende tilslutning af industrispildevand til offentlige kloaksystemer. I 1987 vedtog Folketinget vandmiljøhandlingsplanen uden om vejledningssystemet og denne indeholdte et spildevandsreguleringsgrundlag med kravfastsættelse.

Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 6 i 1974 - den første spildevandsvejledning - tager et recipient differentieret udgangspunkt ved fastlæggelsen af grænseværdier. Recipienterne inddeles i 4 klasser, der bedst kan betegnes som en geografisk klassifikation:

Klasse a:	Søer, vandløb til søer og lukkede fjorde.
Klasse b:	Vandløb til åbne fjorde, sunde, bæltter og hav.
Klasse c:	Lukkede fjorde og andre lukkede salt og brakvande.
Klasse d:	Åbne bugter, sunde, bæltter og hav (Miljøstyrelsen 1974).

Til hver klasse er der knyttet et sæt maximale tilladelige udledningsgrænseværdier, jvnf. figur 3.12, der er beregnet på baggrund af generelliserede maximale ønskede immissionskoncentrationer. For at beskytte renseanlæg blev der opstillet grænseværdier for indløbskoncentrationer, der herefter kunne fordeles på de forskellige bidragende kilder (Miljøstyrelsen 1974):

Bly	1 mg/l
Krom (total)	2 mg/l
Kobber	1 mg/l
Nikkel	1 mg/l
Sølv	0,1 mg/l
Zink	2 mg/l
Arsen	1 mg/l

Kapitel 3: Analyse af regelværket for vilkårsfastsættelser

Cyanid	0,1 mg/l
Phenol	5 mg/l
Mineralske olier	10 mg/l
Anioniske detergenter	10 mg/l
Temperatur, max.	35 C°
pH	6,5 - 9

For afledning af industrispildevand blev der kun udarbejdet to særskilte grænseværdier: Temperatur, max.: 35 C° og pH: 6 - 9 (Miljøstyrelsen 1974).

Parameter	Klasse a:	Klasse b:	Klasse c:	Klasse d:
pH	6,5-8,5	6,5-8,5	6-9	-
Temperature	30°C	30°C	30°C	35°C
BOD	20 mg/l	20 mg/l	100 mg/l	400 mg/l
NH ₃ -N: (NH ₃ +NH ₄ ⁺)	2 mg/l	-	-	-
Tot-P	1 mg/l	-	1 mg/l	-
Flyde stoffer	0,5 ml/l	0,5 ml/l	1 ml/l	1ml/l
SS	30 mg/l	30 mg/l	80 mg/l	-
Cr	0,2 mg/l	0,2 mg/l	0,2 mg/l	0,2 mg/l
Cu	0,1 mg/l	0,1 mg/l	0,2 mg/l	0,5 mg/l
Zn	0,5 mg/l	0,5 mg/l	1 mg/l	1 mg/l
Pb	0,1 mg/l	0,1 mg/l	0,5 mg/l	0,5 mg/l
Ni	0,2 mg/l	0,2 mg/l	0,5 mg/l	0,5 mg/l
Ag	0,05 mg/l	0,05 mg/l	0,05 mg/l	0,1 mg/l
As	0,5 mg/l	0,5 mg/l	0,5 mg/l	1 mg/l
Cd	0,1 mg/l	0,1 mg/l	0,1 mg/l	0,2 mg/l
SH ₄	2 mg/l	2 mg/l	5 mg/l	-
Cl ₂	0,3 mg/l	0,3 mg/l	0,5 mg/l	-
Phenoler	0,2 mg/l	0,2 mg/l	0,2 mg/l	-
Mineralsk olie	5 mg/l	5 mg/l	5 mg/l	10 mg/l
Anioniske detergenter	2 mg/l	2 mg/l	5 mg/l	10 mg/l

Figur 3.12: Recipient differentierede udledningsgrænseværdier fra spildevandsvejledningen fra 1974 (Miljøstyrelsen 1974).

Vejledningen fra 1981 om særskilt udledning af industrispildevand omhandler kun formulering af kontrolkrav vedrørende virksomheder med direkte udledning til recipient. Samtidigt udgav Dansk Ingeniørforening en anvisning for vandforureningskontrol, der fastlægger principperne for monitorering af industrispildevand også for virksomheder, der udleder spildevand til offentlige renselanlæg. Denne vendes der tilbage til senere ved gennemgangen af de konkrete kontrolfunktioner i næste kapitel.

Ved udsendelsen af recipientkvalitetsplanlægningsvejledningerne fra 1983 ændres regelgrundlaget fra at være baseret på generelle immissionskoncentrationsgrænseværdier fastsat efter en generelliseret geografisk/hydraulisk opfattelse til at omfatte et planlægningssystem for overfladevandrecipienter, der kan sammenlignes med den fysiske planlægning for arealanvendelsen på land. På denne måde bliver spildevandsudledninger indrullet i den fysiske planlægning. Derudover ændres principperne fra fastlæggelse af miljøkvaliteter ved anvendelse af kemiske målemetoder til at være baseret på biologisk monitorering. I henhold til det såkaldte saprobieindeks fastlægges en konkret forureningsgrad, der holdes op mod, hvad vandrecipienten skal anvendes til ganske svarende til planlægningen vedrørende arealanvendelsen.

I 1980'erne udsendte EF direktiver vedrørende spildevandsudledninger fra industrier karakteriseret ved indhold af særlig toksiske enkeltstoffer som DDT og PCB samt tungmetallerne kviksølv og cadmium. Disse direktiver er med lov implementeret i Danmark, grænseværdierne er vist i figur 3.13. Disse arbejder med grænseværdier formuleret som spild pr. produceret enhed (Miljøstyrelsen 1994) og nogle af dem er sammenfaldende med grænseværdier i de tidlige rekommendationer fra PARCOM i figur 3.7.

Tetrachlormethan relevant industri	Grænseværdi	Enhed
Produktion af tetrachlormethan ved perchlorering	40-80	Metode med vask: g CCl ₄ pr. ton af den totale produktionskapacitet for CCl ₄ og chlorethylen
	1,5-3	
	2,5-5	Metode uden vask: g CCl ₄ pr ton af den totale produktionskapacitet for CCl ₄ og chlorethylen
	1,5-3	
Produktion af chlormethan ved chlorering af metan	10-20	g CCl ₄ pr ton af den totale produktionskapacitet for chlormethan
	1,5-3	

Figur 3.13: Grænseværdier (BAT-standarder) importeret fra EF (fortsættes på næste side) (Miljøstyrelsen 1994).

Kapitel 3: Analyse af regelværket for vilkårsfastsættelser

(kviksølv relevant) Industri	Grænseværdi	Enhed
1. Kemiske industrier, der anvender kviksølv som katalysator: Produktion af vinylchlorid	0,05 0,1	mg/l g/t vinylchlorid
Anden produktion	0,05 5	mg/l g/kg behandlet kviksølv
2. Fremstilling af vinylchlorid katalysatorer, der anvendes til vinylchloridproduktion	0,05 0,7	mg/l g/kg behandlet kviksølv
3. Fremstilling af organiske og uorganiske kviksølvforbindelser	0,05 0,05	mg/l g/kg behandlet kviksølv
4. Fremstilling af primære batterier, der indeholder kviksølv	0,05 0,03	mg/l g/kg behandlet kviksølv
5. Non-ferro metalindustrier: - anlæg for genindvinding af kviksølv	0,05	mg/l
- udvinding og raffinering af non-ferro metaller	0,05	mg/l
6. Anlæg for behandling af kviksølvindeholdende kemikalieaffald	0,05	mg/l
7. Chloralkali industri: - chlorproduktion enheden	0,05 0,5	mg/l g/chlor enhed
- samlet spildevandsudledning	0,05 1	mg/l g/total anlæg

(cadmium relevant) Industri	Grænseværdi	Enhed
Zinkbrydning, raffinering af bly og zink samt non-ferro metaller - og metallisk cadmium industri	0,2	mg/l
Fremstilling af cadmiumholdige produkter	0,2 0,5	mg/l g/kg behandlet cadmium
Fremstilling af pigmenter	0,2 0,3	mg/l g/kg behandlet cadmium
Fremstilling af stabilisatorer	0,2 0,5	mg/l g/kg behandlet cadmium
Fremstilling af primære og sekundære batterier	0,2 1,5	mg/l g/kg behandlet cadmium
Cadmiering	0,2 0,3	mg/l g/kg behandlet cadmium

Figur 3.13: Grænseværdier (BAT-standarder) importeret fra EF (fortsættes på næste side) (Miljøstyrelsen 1994).

Kapitel 3: Analyse af regelværket for vilkårsfastsættelser

Type af industrianlæg	Grænseværdi	Enhed
Produktion af DDT, herunder forarbejdning af DDT indenfor samme anlæg	4-8	g/t producerede eller anvendte stoffer
	0,2-0,4	mg/l
Produktion af PCPNa ved hydrolyse af hexachlorbenzen	25-50	g/t produktionskapacitet/udnyttelseskapacitet
	1-2	mg/l

Figur 3.13: Grænseværdier (BAT-standarder) importeret fra EU (fortsat fra forrige side) (Miljøstyrelsen 1994).

Renseanlæg og kloaksystemer

I 1987 vedtager Folketinget vandmiljøhandlingsplanen, der indeholder grænseværdier for BI, COD, kvælstof og fosfor ved udledning direkte til recipient, jvnf. figur 3.14. Baggrunden for grænseværdierne i vandmiljøhandlingsplanen er en generel økotoxikologisk vurdering af den enkelte parameter og dens bidrag til eutrofieringen m.v. ikke kun i de indre danske farvande men også i internationale farvande som Kattegat, Øresund og Østersøen. Grundlaget for grænseværdifastsættelsen er uklar og formentligt en blanding af, hvad der er økonomisk og teknisk muligt ved traditionel rensning af husholdningsspildevand og på en vurdering af den potentielle effekt. Grænseværdierne gælder for alle direkte udledninger uanset om de stammer fra rensenanlæg eller fra virksomheder m.v. (Miljøstyrelsen 1987).

Parameter	Grænseværdi
<u>Direkte udledning:</u>	<u>Vandmiljøhandlingsplanen</u>
BI	15 mg/l
COD	75 mg/l
Tot-N	8 mg/l
Tot-P	1,5 mg/l

Figur 3.14: Økotoxikologiske vurderede emissionsgrænseværdier fra Vandmiljøhandlingsplanen fra 1987 (Miljøministeriet 1987).

På baggrund af Vandmiljøhandlingsplanens krav om spildevandsrensning stiger mængden af slam fra spildevandsreanseanlæggene. Samtidigt har EF udsendt et direktiv i 1986 med seneste implementering i 1989. Derfor ændres reglerne vedrørende spildevandsslams anvendelse på landbrugsjord i 1990. Der udarbejdes en liste over affaldsprodukter med jordbrugsmæssig værdi, som kan anvendes uden forudgående tilladelse, såfremt der foreligger den nødvendige dokumentation for, at affaldsproduktet lever op til de opstillede grænseværdier henholdsvis vedrørende gødningsværdi, hygiejne og jordkvalitet herunder især tungmetaller (Miljøstyrelsen 1990). Denne bekendtgørelse får stor betydning for udarbejdelsen af den senere spildevandvejledning fra 1994.

I 1991 vedtager EF det såkaldte byspildevandsdirektiv, der omfatter de samme tiltag som den danske vandmiljøhandlingsplan fra 1987 jvnf. figur 3.14 og sammenlign med figur 3.15. Der er dog variationer, f.eks. omfatter byspildevandsdirektivet ikke alle virksomheder, der udleder direkte til recipient men kun de i et bilag specificerede virksomhedstyper (EF-Tidende 1991):

1. Forarbejdning af mælk
2. Fremstilling af frugt- og grøntsagsprodukter
3. Fremstilling og aftapning på flasker af alkoholfrie drikkevarer
4. Forarbejdning af kartofler
5. Kødindustrien
6. Bryggerier
7. Fremstilling af alkohol og alkoholholdige drikkevarer
8. Fremstilling af foder på basis af planteprodukter
9. Fremstilling af gelatine og lim af huder, skind og ben
10. Malterier
11. Fiskeforarbejdning

Byspildevand (reanseanlæg)	Koncentrationsgrænseværdi i mg/l	Effektivitetsgrænseværdi i %
BOD	25	70-90
COD	125	75
Suspenderet stof	35-60	70-90
Total-P	1-2	80
Total-N	10-15	70-80

Figur 3.15: Grænseværdier fra EF's byspildevandsdirektiv (EF-Tidende 1991).

Miljøstyrelsen udsender en ny vejledning om Tilslutning af industrispildevand til kommunale spildevandsanlæg i 1994, der omhandler spildevandsudledninger til kloaksystem, indeholder krav om hensyn til overfladevandsrecipienten, krav om hensyn til kloaksystem og renseanlæg samt til disponering af spildevandsslam. Disse krav er i det følgende oplistet i punkter: 1. Arbejdsmiljø for kloakarbejdere og hensyn til kloakanlægsnaboere. 2. Tilstopning og korrosion m.v. i afløbssystemet. 3. Renseanlæggets processer. 4. Anvendelsesmuligheder for slam. 5. Nedbørsbetingede overløb. 6. Udledningskrav til renseanlæg (Miljøstyrelsen 1994).

Hensynet til renseanlæg frembragte en ny biologisk effekt parameter; nitrifikationshæmning. Den blev valgt på baggrund af en vurdering af hvad, der er den mest ømfindtlige proces på et normalt spildevandsrenseanlæg med biologisk kvælstoffjernelse.

Spildevandsslam introducerede et komplementært beregningsgrundlag for vurdering af spildevandsudledninger til offentlig kloak. Beregningsgrundlaget valgtes på baggrund af et politisk ønske om at anvende spildevandsslam på landbrugsjord. Beregning af grænseværdierne for tungmetaller i figur 3.16 havde således to recipient udgangspunkter; det rensede spildevand udledt til overfladevand og det tilbageblevende spildevandsslams udbringelse på landbrugsjord. Den maximale indløbskoncentration til et renseanlæg blev derefter beregnet på baggrund af den begrænsende faktor. Ved samtidigt at introducere et princip om ikke at acceptere fortynding i kloaksystemet blev disse maximale indløbskoncentrationer til et renseanlæg også grænseværdier for udledning af industrispildevand (Miljøstyrelsen 1994).

For organiske stoffer, der ikke indgår i grænseværdilisten i figur 3.16, blev der udarbejdet en systematisk økotoksikologisk miljøvurderingsmetodik, hvor de ovennævnte hensyn er indarbejdet. Samtidigt er der i spildevandsvejledningen opstillet en liste over en række stoffer, der er inddelt efter stoffernes toksiske karakteristika (A, B og C). Spildevandsvejledningen fra 1994 angiver således dels grænseværdier for en række undersøgte stoffer især tungmetaller, dels lister over en række organiske stoffer med deres respektive økotoksikologiske karakteristika, dels en systematik til at miljøvurdere yderligere ikke beskrevne stoffer (Miljøstyrelsen 1994). Den nye vejledning angiver også kontrolniveauer og -funktioner m.v. Ved fastlæggelse af kontrolfunktioner graduérer spildevandsvejledningen de forskellige virksomheders spildevandsudledning i relation til kontrolfunktionen (Miljøstyrelsen 1994), jvnf. figur 3.17.

Parameter	Grænseværdi
pH	6,5 - 9
Temperatur	< 50°C
Bundfældeligt stof	50 ml/l
Suspenderet stof	300 mg/l
Chlorid	1000 mg/l
Sulfat	500 mg/l
Cyanider total	1 mg/l
Bly	0,1 mg/l
Cadmium	0,003 mg/l
Krom	0,3 mg/l
Kobber	0,5 mg/l
Kviksølv	0,003 mg/l
Nikkel	0,25 mg/l
Zink	3 mg/l
Sølv	0,25 mg/l
Olie/fedt	50 mg/l
Mineralsk olie	10 mg/l
Nitrifikationshæmning (ved 200 ml/l)	< 50%

Figur 3.16: Økotoksikologiske vurderede emissionsgrænseværdier for industrispildevandsudledning til offentlig kloak fra spildevandsvejledningen i 1994 (Miljøstyrelsen 1994).

I spildevandsvejledningen henvises til, at der skal udføres en virksomhedsgennemgang som baggrund for udarbejdelse af en spildevandstilladelse. Gennemgangen skal sikre, at alle de indgående råvarer vurderes og karakteriseres i relation til en spildevandsudledning. Imidlertid gives der ingen anvisning i, hvordan denne gennemgang kan anvendes som baggrund for tilrettelæggelse af eventuelle monitorerings- og kontrolfunktioner. Der henvises i monitorerings- og kontrolsammenhæng til DIF's anvisning for vandforureningskontrol, 1. udgave maj 1981, d.v.s., at emissionsmønstre og belastningsgrad skal fastlægges på baggrund af en statistisk behandling af emissionsmålinger. Udgangspunktet er 12 prøver pr. år ved almindelig emissionskontrol (Miljøstyrelsen 1994).

Kapitel 3: Analyse af regelværket for vilkårsfastsættelser

	Uproblematisk virksomheder		Virksomheder med særlige forhold	
	0	I	Liste B	Liste A Tungmetal*)
Kontrolniveau	0	I	II	III
Virksomhedstype	Helt små		Større	
Kontrol	Engang		Løbende	Intensiv
Antal prøver pr. år	I**)	1-6	4-8	DIF's anvisning
Basale fysiske/kemiske parametre	+	+	+	+
Andre relevante kemiske parametre	+		+	+
Effekter på renseanlæg		***)	+	+
Afviklingsplan for liste A stoffer				+
Driftsjournal	+	+	+	+

*) Virksomheder særligt domineret af specifikke liste B stoffer eller tungmetaller bør ligeledes kontrolleres efter kontrolniveau III.

***) Engangskontrol i forbindelse med tilslutning.

***) Virksomheder med spildevand karakteriseret ved et stort antal liste C stoffer eller særligt domineret af specifikke liste C stoffer bør undersøges for hæmmende effekter overfor renseanlæggets processer

Figur 3.17: Retningslinier for gradueret afløbskontrol (Miljøstyrelsen 1994).

Miljøbegrebet i spildevandsvejledningerne m.v.

Spildevandsvejledninger bygger i 1970'erne på immissionskoncentrationer som miljøkvalitetskriterier. I 1983 tilføjes biologiske miljøkvalitetskriterier samtidigt med, at reguleringen af vandmiljøet knyttes til den fysiske planlægning via recipientkvalitetsplanlægningen. Der tages klart udgangspunkt i lokale miljøproblemer og de har derfor et snævert miljøbegreb.

Imidlertid udsender EF flere direktiver vedrørende bestemte særlige toksiske stoffer relateret til bestemte industrier. Disse er fastsat ud fra konkurrencemæssige hensyn ens for alle de virksomheder, der er for de pågældende brancher. Disse virksomhedstyper findes enten typisk ikke i Danmark eller også er de op gennem 1980'erne blevet lukket og flyttet til udlandet.

I 1987 griber Folketinget ind og fastsætter grænseværdier direkte gennem det, der benævnes for Vandmiljøhandlingsplanen. Princippet for fastlæggelsen af grænseværdier er en blanding af en vurdering af et "worst case" scenarie og hvad den gængse rensetekniske formåen kan præstere. Niveauet passer ualmindeligt godt til, hvad I. Krüger A/S kan levere af rensetekniske foranstaltninger.

Den efterfølgende spildevandsvejledning i 1994 følger dog det traditionelle udgangspunkt i recipienten, omend recipienten er blevet udvidet udover vandområdet til at indeholde kloaksystem, kloakarbejdere, renseanlæg og slammodtagende landbrugsjorde. Miljøbegrebet i spildevandsvejledningerne kan derfor betragtes som snævert omend det ind imellem er blevet sat ud af funktion. Det er dog lykkedes, at få spildevandsvejledningen i 1994 til at danne bro mellem disse forskellige reguleringstiltag. Spildevandsreguleringen har udviklet sig fra at være baseret på et stofligt miljøbegreb tilknyttet interesseadskillellesparadigmet til et samspilparadigme

3.34 Affaldsbehandlingsanlæg

Til sammenligning med vejledningerne for støj, luft og spildevand er der ikke fulgt samme linie vedrørende affald. Affaldsvejledningerne beskæftiger sig først og fremmest med lokalisering af affaldsdeponering i henhold til planlovgivningen, derefter med opdeling i typer og behandling. Der levnes ingen mulighed for at stille krav til begrænsning af affaldsmængder og art. Den første affaldsvejledning fra 1974 omhandler det, der benævnes kontrollerede lossepladser. Planlægning og indretning af lossepladserne skal omhandle følgende punkter:

- | | |
|------------------------|---|
| Forberedende analyser: | Landskabelige hensyn, pladsens opland, pladsens levetid, affaldstype affaldsmængde og behandlingsmetode, pladsens udnyttelse efter anvendelsens ophør, topografi, eksisterende vandindvindingsanlæg, planlagte vandindvindinger, jordbunds- og grundvandsforhold og nabohensyn. |
| Forundersøgelser: | Lokaltopografi, legale muligheder, jordbundsforhold grundvandsforhold, overfladevand og tilkørselsforhold. |
| Projektering: | Sikring af ferskvandsressourcer, udsivning af affaldet, afstrømmende overfladevand og tilstrømmende overfladevand. |
| Arrangementskrav: | Etapeplaner, fremtidig udnyttelse, intern transport og parkering, kontrolfunktioner, forsyning kommunikation, personalefaciliteter, maskinel udrustning, håndtering af special affald, eventuelle aktiviteter i tilknytning til lossepladsen, indhegning og afskærmning. |
| Generelle drifts- | Pladsens ledelse, tilkørselskontrol, håndtering af special affald, ar- |

Kapitel 3: Analyse af regelværket for vilkårsfastsættelser

bestemmelser: bejdsrutiner, sikkerhedsinstruks, kontrolrutiner og publikumsservice.

Driftskrav ved ubehandlet og komprimeret affald: Arbejdsgang, afdækning, støv- og røggener og tilplantning.

Driftskrav ved formalet affald: Afdækning og kompostering.

Deponering af forbrændningsprodukter fra forbrændingsanlæg: Sikring mod udsivning og afdækning (Miljøstyrelsen 1974).

Affaldet blev inddelt i en række grupper bestemt af oprindelse; 1. Husholdning, 2. Handels-, butiks- og kontorerhverv, 3. Håndværk og industri, 4. Landbrug, gartneri og skovbrug, 5. Fiskeri, 6. Bygge- og anlægsvirksomhed, 7. Gade, park og have, 8. Hospitaler, 9. Energifremstilling, 10. Forbrændingsanlæg, 11. Spildevandsanlæg, 12. Diverse og bestanddele afhængig af oprindelse og farlighed. Der blev udarbejdet en positivliste over affald, der gerne måtte anbringes på kontrolleret losseplads og en negativ liste over affald, der ikke måtte anbringes på kontrolleret losseplads (Miljøstyrelsen 1974).

Udover at regelværket rettes mod miljøforholdene på de forskellige affaldsbehandlingsanlæg som deponier og forbrændingsanlæg fokuseres kravene til virksomhedernes affaldsemissioner på aflevering til godkendte modtagere, sortering og opbevaring. I 1976 udsendes en vejledning særligt vedrørende sygehusaffald. Derudover bliver modtagefaciliteterne på Kommune Kemi A/S i Nyborg klar til at kunne modtage henholdsvis olie- og kemikalieaffald. Den tilsvarende udarbejdelse af regelværk bliver til bekendtgørelse om kemikalieaffald i 1976 og bekendtgørelse om olieaffald m.v. i 1977.

Lossepladsvejledningen ændres i 1982 men principper er stadig de samme som i 1974. I 1983 kommer der en vejledning vedrørende anvendelse af flyveaske, d.v.s. en vejledning vedrørende anvendelsen af kraftværkernes affald og altså ingen kvantificerede krav. Det samme gælder for de to vejledninger, der udkommer vedrørende sygehusaffald i 1974 og 1984 (Miljøstyrelsen 1974, 1983 og 1984).

I 1984 udsendes den første vejledning vedrørende anvendelse af spildevandsslam på landbrugsjorde. Heri angives jordkvalitetskriterier i relation til at anvende spildevandsslam på jorde, der skal anvendes til dyrkning af konsumafgrøder, jvnf. gennemgangen af spildevandsvejledninger (Miljøstyrelsen 1984).

Forsøg med brancheregulering

I 1985 udkommer dels en vejledning om papirindsamling i offentlige institutioner dels en vejledning om affaldsforbrændingsanlæg. Vejledningen vedrørende affaldsforbrændingsanlæg gennemgås nærmere, fordi den indeholder grænseværdier, der strider imod grænseværdierne i de senere kommende vejledninger for spildevand og luft. I 1986 indføres en tvungen miljøgodkendelsesprocedure for affaldsforbrændingsanlæg, hvor alle forbrændingsanlæg inden 1. juni 1987 skal være miljøgodkendte. Dette er til dels forårsaget af Seveso-direktivet fra EF og dioxin-diskussionerne dels af et ønske om at forsøge med en tvungen miljøgodkendelsesordning af eksisterende anlæg. Udover at henvise til de eksisterende vejledninger vedrørende emissioner repræsenterer denne vejledning et tiltag i retning af en miljøregulering særskilt af en branche baseret delvist på en teknologivurdering. Således er der særlige regler dels for affald-, luft- og spildevandsemissioner, dels for kontrol, registrering og afrapportering (Miljøstyrelsen 1985). Emissionsgrænseværdierne fremgår af figur 3.18.

<u>Luftemissioner</u>			
Emne	Månedsmiddelværdi	Årsmiddelværdi	Kontrolmetoder
Partikler	40 mg/Nm ³	-	Kontinuerlig
HCL	100 mg/Nm ³ / 700 g/t aff.	-	Kontinuerlig
Cd	-	100 µg/Nm ³ / 700 mg/t aff.	Stikprøve
Hg	-	1,4 mg/Nm ³ / 11 g/t aff.	Stikprøve
HF	-	100 µg/Nm ³ / 700 mg/t aff.	Stikprøve
SO ₂	-	2 mg/Nm ³ / 14 g/t aff.	Stikprøve
TOC	-	300 mg/Nm ³ / 2,1 kg/t aff.	Stikprøve/Præstationsmåling
PCDD + PCDF	-	1 ng/Nm ³ / 6 µg/t aff.	Stikprøve
<u>Spildevand:</u>			
	Cd	0,5 mg/l	
	Pb	1,0 mg/l	
	Hg	0,05 mg/l	
	pH	6 - 10	

Figur 3.18: Særlige emissionsgrænseværdier vedrørende affaldsforbrændingsanlæg (Miljøstyrelsen 1985).

Reglerne vedrørende affaldshåndtering er følgende:

- Udskilt flyveaske evt. med andre restprodukter fra tør eller halvtør røggasrensning, skal opbevares og transporteres adskilt fra slagge.
- Udfældet slam fra våd eller kondenseret røggasrensning skal opbevares og transporteres adskilt fra slagge.

- Opbevaring af slagge, udskilt aske og andre faste restprodukter på udendørs opbevaring bør ske i lukkede beholdere. Opbevaringen må ikke give anledning til nedsivning af perkulat i jorden.

Udover regler for affaldsforbrænding er der særlige regler for henholdsvis forbrænding af sygehusaffald og krematorier, der især omhandler indretning af ovnene.

På baggrund af nye dioxindiskussioner forårsaget af ulykken i Seveso i Italien udsender EF i 1989 to direktiver vedrørende henholdsvis luftforurening og affaldsforbrænding, der implementeres i den danske miljølovgivning ved udsendelse af en bekendtgørelse om affaldsforbrændingsanlæg i 1991 og tilhørende vejledning i 1993. Grænseværdierne er angivet i figur 3.19. Med udsendelsen af denne vejledning bortfalder de særlige regler vedrørende udledning af spildevand, jvnf. figur 3.18. Der fokuseres nu kun på luftemissionerne, hvor der opstilles en række specifikke udledningskrav. Derudover er der stadig opretholdt særlige regler vedrørende forbrænding af sygehusaffald og krematorier vedrørende indretning af ovne (Miljøstyrelsen 1993).

Parameter	Talværdi mg/norm. m ³	Kontrolperiode	Kontrolmetode
CO	100	Time	Kontinuert
CO	150	90 % fraktil af døgnperiode, time	Kontinuert
HCL	50	Uge	Kontinuert
HCL	65	Døgn	Kontinuert
Partikler	30	Uge	Kontinuert
Partikler	40	Døgn	Kontinuert
Pb+Cr+Cu+Mn	5	År	Stikprøve
Pb	1	År	Stikprøve
Ni+As	1	År	Stikprøve
Cd+Hg	0,2	År	Stikprøve
HF	2	År	Stikprøve
SO ₂	300	År	Stikprøve
TOC	20	År	Stikprøve

Figur 3.19: Særlige luftemissionsgrænseværdier for forbrændingsanlæg (Miljøstyrelsen 1993).

Miljøbegrebet vedrørende reguleringen af affald

Historisk har reglerne vedrørende virksomhedernes affald kun været rettet mod, hvor det

skulle afleveres. Reguleringen er derfor sket indirekte gennem fastlæggelse af regler for de forskellige modtageanlæg; lossepladser og forbrændingsanlæg. Affald har derfor ikke været opfattet som emission på lige fod med andre emissioner som luft, spildevand og støj.

For at øge kontrollen med affaldsstrømmene udsender Miljøstyrelsen en vejledning i bortskaffelse af affald i 1990, hvorved kommunerne kan udarbejde regulativer vedrørende benyttelse af bestemte affaldsordninger m.v. I 1993 udbygges kontrollen med fastlæggelse af et nationalt registrerings- og indberetningssystem fra kommuner til Miljøstyrelsen ved udsendelsen af vejledning om anvendelse af ISAG på virksomheder, der bortskaffer affald.

Derudover har især forbrændingsanlæg været udsat for forsøg på brancheregulering, idet disse har været opfattet som en egentlig branche. Gennem først at brancheregulere på offentlige anlæg udsætter Miljøstyrelsen sig ikke for den samme risiko for sagsanlæg ved fejlslagen udarbejdelse af regelværk. De enkelte forbrændingsanlæg kan på lige fod med spildevandsanlæggene gennemføre et valg om kravene skal indfries ved opbygning af nye rensetekniske foranstaltninger eller om der skal stilles krav til leverandørerne.

Det er vanskeligt på den ene side at bestemme miljøbegrebet for affald, fordi det ikke indgår i vejledningssystemet som en emission på lige fod med de andre, og derfor falder udenfor et miljøbegreb. Kravene til behandlingsanlæggene er dog en klar understregning af samspilsreguleringsparadigmet, hvorfor miljøbegrebet på den anden side også kan betragtes som lidt udvidet. Selvom affald i godkendelsesbekendtgørelser inddrages som emission på lige fod med andre er der ingen begrænsende reguleringsmulighed.

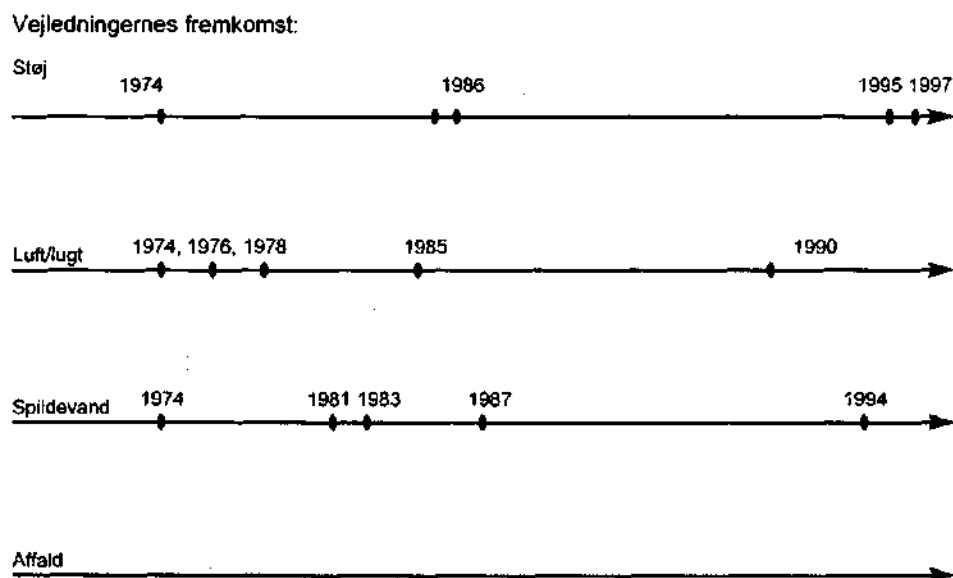
3.4 De anvendte reguleringsparadigmer i regelværket

Ved ændringen af miljøbeskyttelsesloven i 1991 indførtes et udvidet miljøbegreb i formålet med miljøreguleringen ved at renere teknologi skulle fremmes. Brancheorienteringerne blev den del af regelværket, der skulle dække dette udvidet miljøbegreb. Imidlertid er det ikke lykkedes at udarbejde brancheorienteringer i et omfang eller med et indhold, der på nogen måde kan sige at dække denne ændring af de miljøpolitiske målsætninger.

Miljøbegrebet i vejledningssystemet ligger fast på et udgangspunkt i omgivelsernes miljøkvaliteter, hvilket i sig selv er logisk nok. Imidlertid er det introduktionen af redskaberne til at efterleve de nye miljøpolitiske målsætninger, der lider af både manglende kvantitet og kvalitet: Dels er der udarbejdet alt for få brancheorienteringer dels er deres funktion i relation til vejledningssystemet slet ikke tydeligt gjort, dels svarer indholdet hverken til målsætningen om dynamik i reguleringen eller til nye måder at fastsætte krav til virksomhederne på.

Udviklingen af vejledningerne er sket successivt siden 1974. Der er dog ingen overordnet linie i udviklingen af dem og anvendelse af bagved liggende miljøbegreber, idet de skiftevis uden kronologi har bygget på interesseadskillelses- og samspilsparadigmerne. Det mest

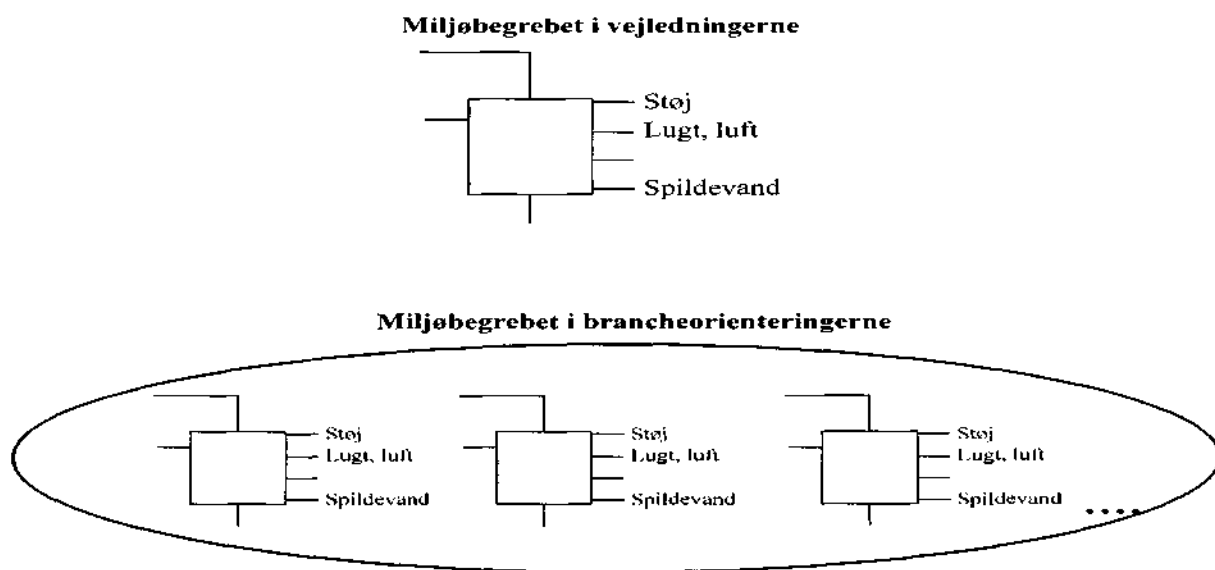
karakteristiske er at der ikke stilles emissionskrav til affald, hvilket betyder at virksomhederne principielt kan producere så meget affald som de finder for velbefindende. I relation til emissionskravene kan udviklingen af vejledningssystemet, derfor beskrives som i 3.20.



Figur 3.20: Den kronologiske udvikling af vejledninger med indhold af kravvilkår (Fallov, J. 1998).

I studiet af vejledningssystemet kan det konstateres, at vejledningerne skifter mellem de bagvedliggende miljøbegreber, der er knyttet til henholdsvis interesseadskillelses- og samspilsparadigmerne. Der er ingen kronologi eller koordinering mellem de forskellige mediers eller emissionformers udvikling i anvendelse af de bagvedliggende stofflige miljøbegreber.

Brancheorienteringen vedrørende galvanoidindustri er den eneste brancheorientering, der indeholder egentlige retningslinier for kravformuleringer. Ved nærmere undersøgelse kan det konstateres, at disse krav bygger på et generelt kendskab til rensetekniske foranstaltninger og ikke på produktions teknologiske forhold. En illustration af det stofflige miljøbegreb i brancheorienteringerne sammenlignet med det stofflige miljøbegreb i vejledninger er vist i figur 3.21.



Figur 3.21: Miljøbegrebet i brancheorienteringerne adskiller sig ikke fra miljøbegrebet i vejledningerne med mindre undtagelser i brancheorienteringerne for galvanoidindustri og lak- og farveindustri.

Idet der i overvejende grad henvises til vejledningssystemet ved kravfastsættelse kan miljøbegrebet i brancheorienteringerne ikke siges at have rykket det generelle billede af den danske miljøreguleringsindsats fra at ligge et sted mellem de to første miljøreguleringsparadigmer. Det er således tydeligt, at Miljøstyrelsen ikke har formået at implementere de nyere miljøpolitiske målsætninger i regelgrundlaget for de udførende miljømyndigheder, der derfor i denne sammenhænge kommer til at stå uden nogen som helst opbakning. En lille åbning kan dog findes i den omtalte generelle orientering, der bl.a. omhandler referencer til de internationale miljøaftaler i HELCOM og PARCOM og som Danmark har underskrevet og forpligtiget sig til at efterleve.

Selvom der er indført et nyt reguleringsregime, der politisk set er blevet i stand som en modsætning til det eksisterende, afskaffes de tidligere regler ikke. Det betyder, at vejledningssystemet stadig er i funktion som det egentlige grundlag for udarbejdelse af miljøgodkendelser i det mindste indtil, der udarbejdes et nyt regelværk, der dels fastsætter de nye principper dels placerer regelværkene i forhold til hinanden.

Vedrørende Lars Goldschmidts opdeling af virksomhederne i forskellige kategorier kan denne opdeling også forstås som en inddeling af de aktiviteter, der foregår på en almindelig virksomhed uanset, hvilken kategori virksomheden placeres i. Pointen i første omgang er at

føre aktiviteterne op fra de grusomme til det onde almindelige lovlydige niveau. Ses opdelingen på denne måde, fungerer inddelingen som en udpegning af aktiviteter, den enkelte virksomhed skal prioritere. Dette arbejde er der i sagens natur regler for, idet disse aktiviteter er udpeget på baggrund af deres manglende efterlevelse af den eksisterende lovgivning (vejledningssystemet).

Forholdene vedrørende almindelige lovlydige aktiviteter, der ønskes bragt op i den gode kategori er meget anderledes. Dette arbejde kræver, at der arbejdes med prioriterede målsætninger udover den eksisterende lovgivning. Den enkelte tilsynsførende har derfor et behov for en nyskabelse i regelværket med det formål at indarbejde målsætninger i miljøgodkendelser og spildevandstilladelser. Såfremt intentionerne i miljøbeskyttelseslovens formålsparagraffer i 1991 skal efterleves, må der derfor fokuseres på reguleringsformer, der indeholder stillingtagen til fremtidig teknologisk udvikling. Dette opfyldes ikke i regelværket omend der kan findes uudnyttede eksempler, f.eks. i brancheorienteringerne og de internationale miljøkonventioner.

3.5 IPPC-direktivet

Udover ændringen af miljøbeskyttelsesloven i 1991 introducerer EU i 1996 en egen miljøgodkendelsesordning; Directive of Integrated Prevention of Pollution & Control (IPPC), der skal være implementeret i EU medlemslandene fra 4. oktober 1999 og som har et klart udgangspunkt i et rationaleudnyttelsesparadigme. Det har imidlertid kun været muligt at studere den formelle implementering og ikke den faktiske fastlæggelse af kravformuleringer m.v. i de såkaldte "BAT-notes", fordi de første af disse først er udkommet i udkast ultimatum 1999. Miljøstyrelsen har dog udarbejdet en ny godkendelsesbekendtgørelse (Miljøstyrelsen 1999), hvor af det fremgår, hvilke retningslinier, der skal følges fremover. Denne bliver derfor gennemgået for at se om, der er en yderligere åbning mod implementeringen af de nye reguleringsparadigmer.

Godkendelsesordningen vedrører i første omgang kun nyetablerende virksomheder og efter 8 år også eksisterende. Direktivet bygger på, at virksomhederne indsender ansøgning om miljøgodkendelse ganske som i det danske miljøgodkendelsessystem, men derudover er der en række forskelle, der vil blive gennemgået i det følgende. I Artikel 6 om ansøgning om miljøgodkendelse beskrives kravene til indholdet:

“- arten og mængden af forudselige emissioner fra anlægget til de enkelte miljømedier samt en redegørelse for emissionernes signifikante miljøpåvirkninger.” (EF-tidende 1996).

Dette betyder, at ansøgningerne skal indeholde en miljøvurdering. I Danmark er traditionen den, at det er myndighederne, der foretager denne vurdering på baggrund af den projektbeskrivelse ansøgeren har forelagt. Der er således en modsætning mellem IPPC direktivet og den

danske miljøgodkendelses ordning, jvnf. figur 3.22:

Procedurer		
	IPPC-godkendelser	Miljøgodkendelser
Ansøgning fra virksomhed	1. Projektbeskrivelse 2. Miljøvurdering	1. Projektbeskrivelse
Myndighedssagsbehandling	1. Offentliggørelse 2. Godkendelse 3. Offentliggørelse	1. Miljøvurdering 2. Godkendelse 3. Offentliggørelse

Figur 3.22: Forskelle mellem godkendelsesprocedurer for IPPC direktivet og de traditionelle danske kapitel 5 godkendelser.

I Artikel 15 i IPPC direktivet om adgang til oplysninger og offentlighedens indsigt i godkendelsesproceduren beskrives det:

“1. Uden at tilsidesætte Rådets direktiv 90/313/EØF af 7. juni 1990 om fri adgang til miljøoplysninger (1), træffer medlemsstaterne de nødvendige foranstaltninger for at sikre væsentlige ændringer i et passende tidsrum bliver gjort tilgængelige for offentligheden, således at denne kan udtale sig, inden den kompetente myndighed træffer sin afgørelse.

Denne afgørelse inklusive mindst en kopi af godkendelsen og eventuelle senere ajourføringer heraf, skal ligeledes stilles til rådighed for offentligheden.” (EF-Tidende 1996).

Dette giver mulighed for debat om miljøvurderinger inden den endelige miljøgodkendelse udarbejdes. Fokuseres der på kravene til miljøvurderinger er der også forskelle mellem direktivets bestemmelser og det danske miljøgodkendelsessystem. I henhold til Artikel 10 hedder det:

“Hvor miljøkvalitetsnormer kræver strengere betingelser end dem, der kan opnås ved anvendelse af den bedste tilgængelige teknik, skal der især stilles yderligere vilkår i godkendelsen, uden at andre foranstaltninger, der kan træffes for at overholde miljøkvalitetsnormerne, berøres heraf.” (EF-Tidende 1996).

På baggrund af artikel 10 kan det afledes, at der først skal foretages en teknologivurdering og dernæst en vurdering af, om de lokale forhold kan klare den pågældende type af aktivitet. Såfremt dette ikke er tilfældet kan der stilles yderligere vilkår, f.eks. om flytning eller

rensning af emissioner. I det danske godkendelsessystem er der ingen retningslinier for rækkefølgen af vurderinger, men fordi de miljøkvalitetsbaserede vurderinger er de historisk traditionelle, og fordi teknologivurderinger i praksis ikke er generelt implementeret, foretages vurderingerne i en anden rækkefølge. EU direktivet understreger således imodsætning til det danske miljøgodkendelsessystem, at renere teknologi løsninger skal vurderes før f.eks. rensetekniske.

I Artikel 9 om vilkår i godkendelsen angives, at godkendelsen skal indeholde emissionsgrænseværdier. Det understreges, at der skal etableres emissionsgrænseværdier for stoffer eller effektgrupper m.v. der kan forårsage både lokale, regionale og globale recipienteffekter. Også her er der således en udvidelse og præcisering af, hvilke miljøvurderinger, der skal foretages. Imidlertid fokuserer artiklen kun på emissionsgrænseværdier (EF-Tidende 1996), hvorfor der kan stilles spørgsmål om BAT alligevel opfattes som rensetekniske løsninger og ikke som produktionsmæssige relationer. Det kan kun afgøres ved et nærmere studie af, hvorledes teknologivurderinger tænkes implementeret.

Figur 3.23 illustrerer hvilke dele af forskellige miljøvurderinger henholdsvis det danske system indeholder, EUs' samt en opgørelse over mangler sat i relation til et udvidet miljøbegreb. Det kan iagttages, at IPPC-godkendelserne udvider arbejdet med miljøvurderinger ganske betragteligt, men stadig indenfor en forståelsesramme, der er omfattet af den eksisterende miljøbeskyttelseslov. Tages der udgangspunkt i reglerne vedrørende galvanoidindustri som de fremgår af bilagslisten til IPPC direktivet adskiller de sig fra den danske bilagsliste ved at indeholde en mængdegrænse:

“Anlæg til overfladebehandling med metaller og plastmaterialer ved en elektrolytisk eller kemisk proces, hvis anvendte kars volume er på mere end 30 m³.” (EF-Tidende 1996).

Selvom denne formulering synes klar og utvetydig, er den faktisk det modsatte. Skal det kun være de omtalte proceskars volume eller skal de efterfølgende skyllekars volumener indregnes. Er skyllekarrene ikke en del af produktionsprocessen - produktionen kan jo ikke foregå uden dem og det er der tungmetallerne kommer i kontakt med det, der senere afledes som spildevand - eller er det ikke? Diskussionen kunne være rent teoretisk men set i relation til den danske galvanoidindustri, vil den første fortolkning betyde, at næsten ingen danske galvanovirksomheder vil henhøre under ordningen, imens den anden vil medføre at stort set samtlige er underlagt. Procedurene er i hvert fald forskellige og det er således uklart for galvanovirksomhederne om de tilhører den ene eller den anden gruppe.

Miljøvurdering			
	Kap. 5-godkendelser	IPPC-godkendelser	Mangler
Projektbeskrivelse/miljøteknisk beskrivelse	Produktion	Produktion	Produktionskæde Forbrugs- og kassationsfase
Typer af vurderinger	Lokale recipienteffekter	Lokale, regionale og globale effekter Spildpræstation	Ressourceforbrug Ressourceforbrug pr. leveret ydelse
Forbedringsmuligheder (effekter og system)	Lokalområde Virksomhedsniveau	Alle recipienteffekter Ressourceforbrug Brancheniveau	Produktionskædeniveau

Figur 3.23: Forskelle mellem miljøvurderingsgrundlag for de traditionelle danske kapitel 5 godkendelser, IPPC-direktivet og miljøvurderingerne i relation til et udvidet miljøbegreb.

Til at understøtte implementeringen af BAT har EU startet et arbejde med udarbejdelse af nogle vejledninger - de såkaldte "BAT-notes", der har til formål at understøtte ansøgnings- og godkendelsesarbejdet. BAT-notes udarbejdes branche for branche i relation til den bilagsliste i direktivet, der angiver, hvilke virksomhedstyper, der er omfattet af ordningen. I henhold til (Frank Bill 1999) lederen af Miljøstyrelsens industrikontor kommer disse BAT-notes til at indeholde grænseværdier formuleret som indhold pr. produceret enhed.

Bekendtgørelse om godkendelse af listevirksomhed

Forskellen til IPPC er, at det ikke længere er miljømyndigheden, der skal foretage miljøvurderingen men virksomheden selv, når der foretages ansøgning jvnf. figur 3.23. Den af virksomhederne foretagne miljøvurdering skal naturligvis vurderes (kontrolleres) af miljømyndighederne. Det gøres i følge godkendelsesbekendtgørelsens § 12 stk. 1 ved at kontrollere:

- “1) at virksomheden har truffet de nødvendige foranstaltninger til at forebygge og begrænse forureningen ved anvendelse af bedste tilgængelige teknik, og
- 2) at virksomheden i øvrigt kan drives på stedet uden at påføre omgivelserne forurening som er uforenelig med hensynet til omgivelsernes kvalitet, jf. lovens kapitel 1.” (Miljøstyrelsen 1999).

Punktet vedrørende renere teknologi fra 1993 er med dette indgreb fuldstændig fjernet fra vurderingsgrundlaget. Godkendelsebekendtgørelsen lever således ikke op til formålparagraffen i miljøbeskyttelsesloven. Imidlertid uddybes § 12 stk. 1 i det efterfølgende punkt ved, at der ved vurderingen skal lægges vægt på:

- “1) at mulighederne for begrænsning af energi- og råvareforbruget er udnyttet,
- 2) at mulighederne for at substituere særligt skadelige eller betænkelige stoffer med mindre skadelige eller betænkelige stoffer er udnyttet,
- 3) at mulighederne for at optimere produktionsprocesserne er udnyttet, f.eks. ved benyttelse af lukkede systemer, og
- 4) at affaldsfrembringelse undgås, og hvor dette ikke kan lade sig gøre, at mulighederne for genanvendelse og recirkulation er udnyttet.

I det omfang forureningen ikke kan forebygges, jf. nr. 1-4, skal der lægges vægt på, om mulighederne for at anvende bedst tilgængelige rensningsteknik er udnyttet.”

Bortset fra en letkøbt kommentar om, at lukkede systemer ikke behøver miljøgodkendelse, idet de er lukkede, er disse punkter en ganske udemærket huskeliste for vurderingsgrundlaget. Derudover åbnes der i henhold til § 12 stk. 3 en mulighed for at inddrage pendling i belastningsopgørelserne, men om dette omfatter hele pendlingsområdet eller blot nærtrafikken umiddelbart ind og ud af virksomheden, er uklart. Vurderingsgrundlaget uddybes i § 13 stk. 2 ved en uddybning af, hvad den miljøtekniske vurdering skal indeholde og hvilke krav, der af myndighederne kan formuleres til virksomhederne:

- “1) emissionsgrænseværdier, maksimal luftmængde og afkasthøjde for hvert afkast, hvor der udledes forurenende stoffer til luften,
- 2) emissions- og immissionsgrænseværdier samt maksimal spildevandsmængde for hvert afløb, hvor der udledes forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet,
- 3) støjgrænser,
- 4) krav til den egenkontrol, som virksomheden skal foretage, herunder angivelse af målemetoder, målingernes hyppighed, metode til at vurdere om grænseværdierne er overholdt, tidspunkterne for indberetning af resultaterne af egenkontrollen, samt om prøvetagning og analyse kan udføres af virksomheden selv eller skal udføres af et akkrediteret laboratorium,
- 5) krav til beskyttelse af jord og grundvand,
- 6) krav til håndtering og opbevaring af affald på virksomheden, herunder angivelse af den maksimale mængde der må opbevares på virksomheden,
- 7) krav til begrænsning af lugtgener,
- 8) krav om hvordan virksomheden skal forholde sig i unormale driftssituationer, og
- 9) andre krav til virksomhedens indretning og drift, der er nødvendige for at sikre, at virksomheden ikke påføre omgivelserne væsentlig forurening, herunder uheld.” (Miljøstyrelsen 1999).

Denne uddybning af kravvilkår illustrerer klart, at der ikke skal fokuseres på spild pr. produceret enhed og dermed renere teknologi. Renere teknologi skal vurderes men vurderingen skal ikke indgå som grundlag for kravformuleringen. Der arbejdes ikke med målsætninger hverken på kort eller lang sigt og kravformuleringerne skal udelukkende relateres til statiske niveauer, der principielt gælder til evig tid.

Sammenlignes IPPC direktivet med det danske miljøgodkendelsessystem lægges der fra EU's side op til et integreret godkendelsessystem. Den danske udgave af et integreret godkendelsessystem er et system, hvor reglerne er baseret på en kravfastsættelse emissionsform for emissionsform, og som begrænsningsmæssigt er begrundet i de lokale omgivelser. Det integrerede består af, at det kun er en myndighed, der udsteder en samlet godkendelse. Myndigheden samler de forskellige godkendelsesvilkår for de forskellige emissionsformer sammen i en skrivelse. Det integrerede i den danske miljøgodkendelsesordning kan derfor ses som den hæfteklamme, der holder papirerne sammen. Hvorledes EU opfatter et integreret miljøgodkendelsessystem bliver derfor interessant og vil fremtræde i de omtalte "BAT-notes".

4. Undersøgelse af de udførende miljømyndigheders regelanvendelse

De udførende miljømyndigheder kan med eller uden hjælp fra regelværket implementere de miljøpolitiske målsætninger i miljøgodkendelsernes krav- og kontrolvilkår. Imidlertid forefindes der ikke mange undersøgelser af implementering af miljøpolitiske målsætninger, der rækker længere end undersøgelser af formel implementering i regelværket. Undersøgelser af de miljøpolitiske målsætnings implementering i vilkår udarbejdet til virksomheder eller af den fysiske implementering forefindes kun i et meget begrænset omfang. I denne forbindelse skal resultaterne fra fire undersøgelser fremhæves og nævnes:

I en desværre ikke færdig udført undersøgelse (Andersson, M. 1993) tages der udgangspunkt i miljøgodkendelsernes miljøtekniske beskrivelser, hvorfor der opnås et resultat, at miljøgodkendelser indholder et stort element af renere teknologitiltag. Undersøgelsen afslører imidlertid ikke om renere teknologitiltagene afspejles i kravfastsættelsen. Selvom der i nogle miljøtekniske beskrivelser og vurderinger kan være beskrevet meget om renere teknologi, er det ikke nødvendigvis afspejlet i krav- og kontrolvilkårene, hvorfor et renere teknologi tiltag kan risikere at være forgæves, idet forandringer i virksomhedens økonomiske grundlag og sammensætning senere kan fordre en anden fokus med et ringere resultat for miljøet tilfølgende.

Per Christensen undersøger i 1993, d.v.s. før både udsendelsen af brancheorienteringen for galvanoindustri i 1993 og spildevandsvejledningen fra 1994, om de udførende miljømyndigheder efterlever deres tilsynsforpligtigelser og håndhæver miljøbeskyttelsesloven i "Galvanobranchen, regulering og innovation". Med valget af galvanoindustrien som objekt for undersøgelsen fokuseres der på problemerne vedrørende tungmetalholdigt spildevand. Per Christensen undersøger sagsbehandlingsforløbene for 14 galvanovirksomheder. Undersøgelsen fokuserer på, hvorledes kravene formuleres og sanktioneres. Vedrørende kontrolfunktion og prøvetagningsproblematikken kommenteres forholdene således:

"For det andet kan det præciseres, at grænseværdien skal ses i relation til, hvordan **prøveudtagningen** foregår. Her skelnes mellem tids- og mængdeproportionale prøvetagninger. Fælles for disse er, at prøverne opsamles over et længere tidsrum (en arbejdsdag eller et døgn). Prøverne bliver dermed reelt et "gennemsnit" af den koncentration af stofferne, der har været i løbet af arbejdsdagen eller døgnet. Siden starten af firserne har der om langt de fleste koncentrationsgrænseværdier været påkrævet, at de skulle være udtaget på en af de nævnte måder."

Per Christensen vurderer sagsforløbet for de pågældende 14 virksomheder, og han kan konstantere, at kommunerne i mange tilfælde tidligere var meget tilbageholdende i deres reaktionsmønstre. Dette tilskrives et politisk ønske om at tage et virksomhedshensyn frem for et miljøhensyn. På baggrund af det reducerede indhold af tungmetaller i de offentlige renseanlægs slam konkluderes miljøet at være blevet forbedret (Christensen, P 1993).

Den reelle relation mellem myndighederne og virksomhederne kommer imidlertid ikke frem i Per Christensens undersøgelse. Det kunne jo være, at årsagen til, at nogle kommuner ikke griber ind, er, at måleresultaterne ikke afspejler påtalelige produktionsvariationer men usikkerheden i selve prøvetagningen som den er konstateret i Gladsaxe industrikvarter. Forbedringerne kunne være fremkommet ved et øget fokus på de rensetekniske foranstaltninger som i tilfældet beskrevet i forrige kapitel med Astral Galvano A/S. Derudover er forbedringerne formentligt opnået ved inkrementelle rensetekniske foranstaltninger og ikke ved innovationer af produktionsteknikken.

(Binder, J.C. m.fl. 1996) undersøgte i 1996 ved hjælp af interviews og rundbordssamtaler, hvorledes renere teknologi var blevet og kunne blive integreret i miljøsagsbehandlingen. De når frem til, at renere teknologi ikke er blevet integreret, idet der kun er ganske få eksempler på en egentlig implementering. Der snakkes således mere end der handles.

I en senere undersøgelse fra 1998 (Bauer, B. m.fl. 1998) undersøges implementeringen af renere teknologi krav formuleret i miljøgodkendelser og spildevandstilladelser. Undersøgelsen har forespurgt i samtlige kommuner og amter og er kommet frem til 27 konkrete eksempler på indarbejdelse af renere teknologi i vilkår. De 27 eksempler kan inddeles i forskellige typer afhængig af hvorledes renere teknologi vilkåret er formuleret;

- der er 18 eksempler på, at vilkårene er formuleret som generelle bemærkninger om renere teknologi uden en egentlig fastlæggelse af målsætning,
- der er 4 eksempler på, at vilkårene er formuleret som krav om indførelse af en bestemt teknik, og
- der er 5 eksempler på, at vilkårene er formuleret som handlingsplaner med krav om opnåelse af et bestemt emissionsniveau. De tre af eksemplerne omhandler opnåelse af niveauer fastsat i vejledningssystemet og kan derfor betragtes som en slags frist for en lovliggørelse mere end som et krav om renere teknologi. De to sidste eksempler omhandler handlingsplaner med krav udover hvad, der kan forlanges i relation til vejledningssystemet.

Der eksisterer ingen eksempler på, at spild pr. produceret enhed anvendes som kravfastsættelse selvom, det nævnes flere steder i eksemplerne som en fremtidig mulighed, når dataregistreringen er kommet på plads.

Krav- og kontrolvilkår

Analysen af regelværket i forrige kapitel viste, at netop ved overgangen fra samspilparadigmet til rationaleudnyttelsesparadigmet er der umiddelbare vanskeligheder med implementeringen, hvoraf en del af problemerne hidrører fra manglen af de nødvendige data til at kunne formulere krav til virksomhedernes miljøpræstationer som spild pr. produceret enhed. Disse data vil kun kunne fremskaffes via, at myndighederne fastsætter krav til virksomhedernes registreringer herunder præstationsmålinger.

For at klarlægge forskellene på kontrolformerne med fokus på samspils- og rationaleudnyttelsesparadigmerne udvælges en enkelte virksomhed; Astral Galvano A/S, der er en galvanovirksomhed lokaliseret i Gladsaxe industri kvarter. Der fokuseres på de ændringer i krav- og kontrolvilkårsformuleringen Gladsaxe Kommune har gennemført i revisioner af spildevandstilladelsen udarbejdet til Astral Galvano A/S, hvor tilladelsen i starten af 1990'erne indeholdte ganske traditionelle statistiske kravvilkår, der efterfølgende er blevet udviklet.

Ved opstilling af kontrolvilkår skal der tages stilling til monitorering og de usikkerheder, der kan relateres her til. Vedrørende monitorering af spildevand har der gennem en række af undersøgelser (Dybdahl, H.P. m.fl. 1995), (Grüttner, H. 1994), (Mortensen, J.P. 1992-95) og (Nielsen, U. 1997) været konstateret problemer ved anvendelse af de i Danmark normalt anvendte mobile spildevandsprøvetagere, der ikke har kunnet udtage spildevandsprøver hyppigt nok til at kunne opfange de indholdsvariationer, der typisk er fra urensset industrispildevand. Monitoreringsproblemerne har medført et ønske om udvikling af on-line måleudstyr så tidligt som i 1989 (Jansen, J. la C. & Lynggaard-Jensen, A. 1989).

Monitoreringsproblemerne ved målinger i kloakrør bliver sat i relief, når kravformuleringen ændres til en belastningsopgørelse pr. produceret enhed. Disse belastningsopgørelser bygger på registreringer af forbruget af rå- og hjælpestoffer, samt af de forløb disse gennemgår inden, de enten ender som produkt eller spild, der så kan udledes i luft -, fast - eller flydende form (Grüttner, H. m.fl. 1994), (Mortensen, J.P. 1995), (Andersen, I.T. & Jensen, A.S. 1997) og (Nielsen, U. 1997). Der eksisterer imidlertid ingen retningslinier for, hvorledes denne form for monitorering kan anvendes til kontrol, hvorfor målinger i kloakrør ofte fastholdes som kontrolfunktion. Dette vil blive belyst yderligere gennem Astral Galvano A/S eksemplet.

Monitoreringsproblemerne ved målinger i kloakrør og sammenholdelsen med massebalanceregistreringer på virksomhederne illustrerer samtidigt et konkret sammenstød mellem de to paradigmer i miljøreguleringen. Resultaterne stiller de udførende miljømyndigheder overfor et konkret valg; skal de udførende miljømyndigheder tage målingerne, der i gennem en lang årrække har været udført af myndighederne selv, til indtægt, eller skal de omlægge kontrolfunktionen til massebalanceregistreringer foretaget af virksomhederne. Fremkomsten af resultater ved massebalanceregistreringer, der ikke passer til målingerne i kloakrøret, mistænkeliggør virksomhederne og de anklages ofte for bevidst snyd. Karakteriseringen af virksomhedernes vilje kan derfor forværres uden, at de bagvedliggende stofflige sammenhænge og miljøkonsekvenser har ændret sig.

Denne afhandlings metode til at undersøge implementeringen af renere teknologi i miljøreguleringen er at indsamle miljøgodkendelser for at undersøge formuleringer af krav- og kontrolvilkår. En indsamling af samtlige miljøgodkendelser i Danmark ligger imidlertid udenfor rammerne for denne afhandling. Derfor udvælges en branche, hvor regelværket er mest udviklet i retning af implementering af renere teknologi i vilkårsformuleringerne; galvanoidustrien. Dette valg kan yderligere begrundes ud fra, at de udførende miljømyndigheder i relation til reguleringen af andre virksomheder i andre brancher har haft den største

mulige opbakning til at udarbejde renere teknologi vilkår i netop denne branche. Miljøgodkendelser udarbejdet til galvanovirksomheder kan derfor betragtes som valget af en eks-emplarisk "Case" uden dog at kunne afvise eller eftervise, at der ikke forekommer udarbejdelse af renere teknologi vilkår i miljøgodkendelser til virksomheder i andre brancher.

4.1 Fremgangsmåde for indsamling af miljøgodkendelser

Til indsamling af miljøgodkendelser udarbejdet til galvanovirksomheder rekvireredes der to lister over virksomheder fra brancheforeningen, Dansk Galvanisør Union. Den ene liste var en oversigt over medlemmer af brancheforeningen, hvilket også omfattede virksomheder, der var knyttet til branchen dels som leverandører af kemikalier dels som rådgivere, men som ikke selv foretager galvanisk drift. Den anden liste var en opstilling af galvaniske virksomheder som brancheforeningen havde kendskab til. Det var denne liste samt personligt kendskab til yderligere virksomheder med galvanisk drift, der var udgangspunktet for udsending af breve til kommuner vedrørende miljøgodkendelser til galvanovirksomhederne.

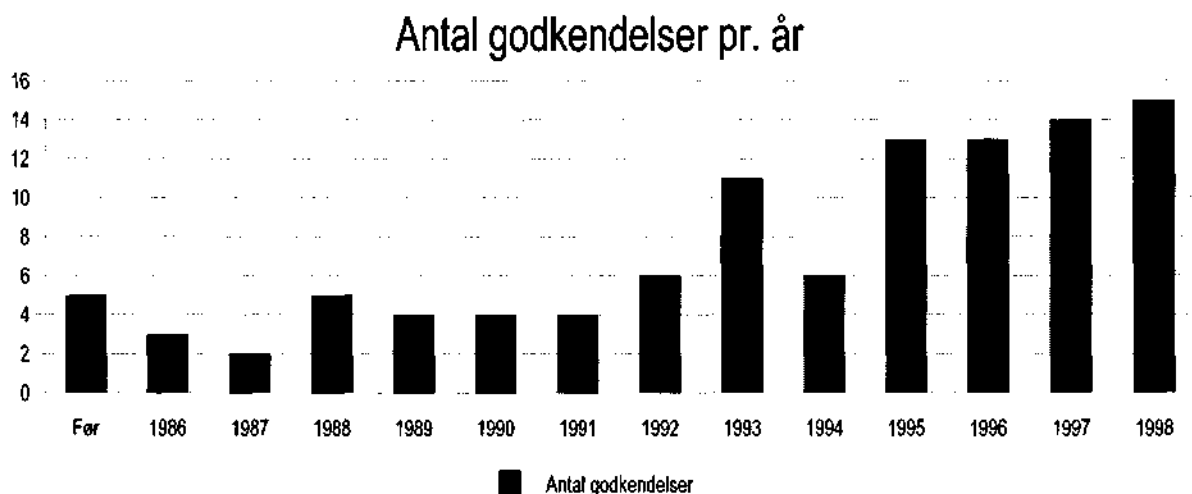
I første runde udsendtes i november 1997 breve til 86 kommuner og et amt med forespørgelse om udlevering af kopi af miljøgodkendelser på ialt 174 virksomheder. I første runde indkom der svar fra 66 kommuner, hvilket giver en svarprocent på 77 %. Et enkelt brev kom retur med en melding om, at adressaten var ukendt. Denne kommune samt de 19 resterende kommuner, der ikke svarede, dækkede 45 virksomheder. Vedrørende disse 45 virksomheder kunne den manglende besvarelse fra kommunerne skyldes, at virksomhederne ikke eksisterer. Imidlertid er Ålborg Kommune blandt de kommuner, der ikke har svaret. Det er ikke sandsynligt, at der i Ålborg kommune ikke er lokaliseret galvanovirksomheder, imens at dette godt kan være tilfældet i mange af de små kommuner, der ikke har svaret. Tre kommuner har sendt en miljøgodkendelse på en galvanovirksomhed, der ikke fremgik af brevet. Der er således indkommet svar vedrørende 132 virksomheder i første runde, hvilket svarer til en svarprocent vedrørende virksomhederne på 76 %.

I anden runde udsendtes 11 breve til 9 kommuner og to amter dækkende det samme antal af virksomheder. Der er indkommet 7 svar svarende til en svarprocent på 64 %. Den samlede svarprocent på virksomhederne er således forøget til 80 %. Resultatet vedrørende de 139 virksomheder er;

- at 5 virksomheder er nedlagte, hvoraf der er fremsendt en enkelt miljøgodkendelse fra 1993 på en virksomhed, der er nedlagt i 1997.
- at 15 virksomheder bedriver ikke galvanisk produktion og har derfor ingen miljøgodkendelse af galvaniske anlæg.
- at 11 virksomheder er lokaliseret i andre kommuner end angivet i brevene, hvor der enten allerede er fremsendt et brev til eller som er ukendt. Af disse er det lykkedes at få 2 godkendelser fremsendt på baggrund af, at

- brevmottager kommunen har videresendt brevet til rette kommune.
- at det ikke vides, hvor 3 af virksomhederne har deres tilhørskommune
- at yderligere 15 af virksomhederne skal have udarbejdet en miljøgodkendelse i 1998, hvoraf den ene godkendelse er en revidering af en godkendelse fra 1989, der er fremsendt.
- at antal modtaget godkendelser beløber sig til 90 i alt og fordeler sig på forskellige tilblivelses år som angivet i figur 4.1.

Det præcise antal af galvanovirksomheder kan nok aldrig fastlægges præcist, fordi disse virksomheder ofte er meget små og starter op og lukker ned i en uendelighed. En tidligere undersøgelse (Nielsen, U. & Svendsen, J.H. 1995), der er baseret på de samme to lister fra Galvanisør Unionen, der er anvendt i denne undersøgelse, fastslår, at der er 144 galvanovirksomheder i Danmark. Ud af de 174 virksomheder er 119 virksomheders eksistens blevet bekræftet af kommunerne, imens 20 enten ikke bedriver galvanisk produktion eller er lukkede. Hvis det samme gælder for blot 10 ud af de 45 virksomheder, hvor kommunerne ikke har besvaret, passer antallet med den tidligere undersøgelse.



Figur 4.1: Antal miljøgodkendelser udarbejdet til galvanovirksomheder. BEMÆRK: 1998 er et forventet antal på baggrund af udmeldinger fra kommunerne.

I 1989 var der store diskussioner om spildevandsslams anvendelse på landbrugsjord og de kommende grænseværdier for dette. Dette er afspejlet i en top af spildevandstilladelser udarbejdet til galvanovirksomheder netop dette år. Det fremgår dog ikke af figur 4.1, fordi

mange af spildevandstilladelseerne uden ændringer indgår i de senere udarbejdede miljøgodkendelser. De recipiendififferentierede principper i relation til interesseadskillelsesparadigmet er dermed blevet overført til nyere godkendelser - nogle gange med modifikationer i retning af bemærkninger om renere teknologi, men oftest helt ukritisk uden refleksioner om nye reguleringsprincipper.

4.11 Fremgangsmåde ved identifikation af det bagvedliggende miljøbegreb

Undersøgelsen af miljøgodkendelserne kan inddeles i flere perioder afhængigt af udviklingen af de forskellige reguleringsgrundlag. Det gældende reguleringsgrundlag fra 1974 benyttede et princip om vurdering af, hvad den lokale recipient kunne tåle, og derefter blev de forskellige virksomheders andele fordelt efter et først til mølle princip, eller såfremt rummet allerede var overfyldt, fik virksomhederne besked på at reducere deres udledninger til et passende niveau. Der blev fra myndighedernes side ikke stillet krav til nogen som helst form for teknologivurdering, d.v.s., om der blev benyttet renere teknologi eller renseteknik.

I tilfælde af plads i den lokale recipient afspejler den recipientbaserede grænseværdifastsættelsen den anvendte teknologi, fordi det er virksomhedernes behov, der bliver tilgodeset. Således vil især varmforzinkere, virksomheder med fosfateringsanlæg og til en vis grad kromateringsanlæg have udledningskrav, der adskiller sig fra resten af branchen, fordi deres behov for udledning af tungmetaltholdigt spildevand er markant anderledes. Varmforzinkernes spildevand opstår som overfladeafstrømning af udendørs arealer, der er belastet af varmforzinkernes luftemissioner, imens virksomheder, der fosfaterer og kromaterer, har spildevand, der ofte dels er mængdemæssigt begrænset, dels for fosfateringsspildevandets vedkommende har et markant mindre indhold af tungmetaller end resten af branchen.

I overfyldte områder afspejler grænseværdien effektiviteten af den valgte rensetekniske foranstaltning. Således vil den typiske rensetekniske løsning for galvanovirksomheder være implementering af de traditionelle og velafprøvede pH-fældningsanlæg. I de senere år er ionbyttere blevet introduceret som den gængse rensetekniske foranstaltning, fordi denne umiddelbart hænger sammen med den tidlige strategi for et oparbejdningsanlæg samtidigt med at der kan opnås et lavere udledningsniveau.

I 1991 ændres formålparagrafferne i miljøbeskyttelsesloven og det nye reguleringsgrundlag bliver for galvanoindustriens vedkommende til udsendelsen af to brancheorienteringer i 1993. Brancheorienteringen vedrørende galvanoindustrien indeholder dels BAT princippet som præsenteret i PARCOM rekkommendationen fra 1992, men som desværre ikke er gennemført i kravfastlæggelsen, dels er der en ansats til udvikling af et regelgrundlag baseret på præstationskrav for vandforbruget. Der tages dog et forbehold for at anvende disse som regulære grænseværdier.

I 1994 udsendes vejledning om tilslutning af industrispildevand til offentlig kloak, der bygger på et helt andet princip end den forrige spildevandsvejledning. Princippet går ud på, at den beregnede maksimale indløbsbelastning på et renseanlæg for at overholde henholdsvis udledningskravene i relation til de vandige recipienters kvalitetskrav og kravene vedrørende spildevandsslams anvendelse på landbrugsjord, benyttes som generelle grænseværdier for udledning af industrispildevand. Princippet bygger på, at f.eks. galvanisk spildevand *potentielt* kan tilledes renseanlægget uden fortynding af husholdningsspildevand, og derfor bør effekten beregnes som en ufortyndet udledning. Spildevandet reguleres således ikke mere efter en konkret økotoxikologisk vurdering, men efter den potentielle effekt de udledte stoffer kan forårsage på et gennemsnitligt betraget renseanlæg.

Idet brugen af de gamle principper aldrig har været aflivet ved indførelse af nye, må det formodes, at alle principperne stadig er i anvendelse. Således fungerer mindst to miljøbegreber og tre forskellige regelværk side om side i det danske reguleringsgrundlag for udledning af spildevand og det følgende vil vise om alle tre regelværk også er i live i dag. Undersøgelsen vil blive koncentreret om miljøgodkendelsernes spildevandsvilkår. En miljøgodkendelse består normalt af tre dele: En miljøteknisk beskrivelse, vilkår og en miljøteknisk vurdering. Såfremt kravvilkårene (grænseværdierne) ikke entydigt afslører, hvilket miljøbegreb, der er det dominerende, vil især kontrolvilkårene og - såfremt den er udarbejdet - den miljøtekniske vurdering afsløre de bagvedliggende begrundelser.

På baggrund af forrige kapitels karakterisering af de forskellige eksisterende regelværk karakteriseres spildevandsvejledningen fra 1974 som tilhørende interesseadskillelsesparadigmet, der bygger på individuelle kravfastsættelser differentieret i relation til den lokale recipient, jvnf. figur 4.2. Denne form for kravfastsættelse kan vanskeliggøre bestemmelsen af hvilket paradigme, der er i spil, alene ud fra grænseværdifastsættelsen. Det er derfor ofte nødvendigt at gennemgå den miljøtekniske vurdering, før det kan fastslås, hvilket reguleringsparadigme, der er benyttet. Spildevandsvejledningen fra 1994 tilhører samspilparadigmet og kan ganske klart bestemmes gennem kravfastsættelsen som det fremgår af figur 4.2. Brancheorienteringen tilhører også samspilparadigmet omend, der anvendes et andet princip for fastlæggelsen af kravværdier, hvilket også ganske klart kan bestemmes.

Identifikationen af det bagvedliggende miljøbegreb i miljøgodkendelserne identificeres ved i første omgang at konstatere hvilket regelværk, der har været anvendt til kravfastsættelsen. Anvendes et regelværk i samspilparadigmet, jvnf. figur 4.2, er det bagvedliggende miljøbegreb, derved fastlagt. Anvendes andre grænseværdier er det nødvendigt at studere den miljøtekniske vurdering nærmere. Heri vil det fremgå om de andre grænseværdier er fremkommet og baseret på baggrund af en vurdering af en oplandsfordeling eller en vurdering af virksomhedens mulige miljøpræstation. F.eks. kan gennemførte vandbesparelser medføre et forhøjet koncentrationsgrænseværdiniveau.

Reguleringsparadigme Regelværk	Parametre							
	Ni mg/l	Cr mg/l	Cu mg/l	Zn mg/l	Hg mg/l	Ag mg/l	Cd mg/l	Pb mg/l
<u>Interesseadskillelse:</u> Spildevandsvejledning, 1974	-	-	-	-	-	-	-	-
<u>Samspil:</u> Worst Case: Spildevandsvejledning, 1994	0,25	0,3	0,5	3,0	0,003	0,25	0,003	0,1
<u>Renseteknisk foranstaltning:</u> Brancheorientering, 1993	0,5	0,5	0,5	2,0	0,05	0,1	0,2	0,5
<u>Rationaleudnyttelse:</u>								
<u>Kredsløb:</u>								

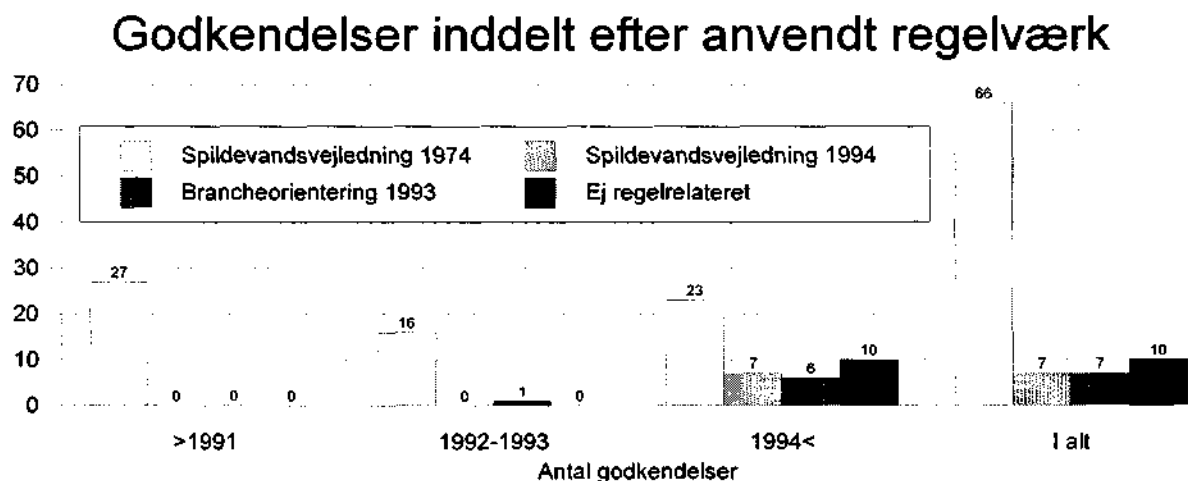
- individuel kravfastsættelse differentieret efter det lokale miljø.

Figur 4.2: Regelværkets grænseværdifastsættelser relateret til miljøparadigmer og tungmetaludledning i spildevand (Miljøstyrelsen 1974, 1993 og 1994).

4.2 Anvendte regelværk i miljøgodkendelserne

I undersøgelsen, jeg udførte i slutningen af 1997, er der ud af de 90 godkendelser, der er modtaget, 27 godkendelser udarbejdet før 1992, 17 godkendelser udarbejdet fra 1992 til 1994 og fra 1994 og frem er der udarbejdet 46 miljøgodkendelser. Sammenholdt med udviklingen i regelværket udgør 27 af miljøgodkendelserne perioden fra før formålparagraffen i miljøbeskyttelsesloven fik indføjet renere teknologi som målsætning. 61 af godkendelserne er fra efter ændringen af formålparagraffen i miljøbeskyttelsesloven og skal i princippet indeholde en afvejning og vurdering af renere teknologi omend regelgrundlaget først var på plads i 1993. 46 af miljøgodkendelserne stammer fra perioden efter 1994, hvor de recipientbaserede udledningskrav ændrer princip fra vurderinger og fordeling mellem områdets virksomheder af faktisk forekommende effekter til potentielle effekter.

Kun de 46 miljøgodkendelser repræsenterer godkendelser, hvor kommunerne har haft et reelt valg mellem de mange forskellige regelværk. Ud af de 46 miljøgodkendelser er 23 baseret på en recipientdifferentieret princip/spildevandsvejledningen fra 1974, 7 efter spildevandsvejledningen fra 1994, 6 efter brancheorienteringen og 10 har indarbejdet anden form for teknologi vurderinger, jvnf. figur 4.3. Det ligner tilsyneladende en fiasko for spildevandsvejledningen fra 1994 og tildels for brancheorienteringen samt en klar sejer for de recipientdifferentierede principper.

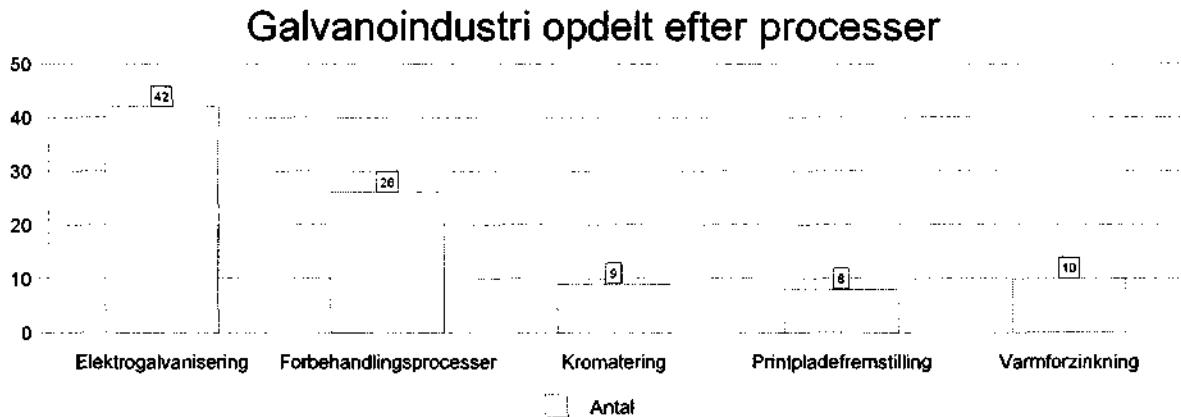


Figur 4.3: Miljøgodkendelser og spildevandstilladelser inddelt efter, hvilket regelværk de er udarbejdet efter: Spildevandsvejledningen fra 1974 relateret til interesseadskillelsesparadigmet. Spildevandsvejledningen fra 1994 relateret til samspilsparadigmet, Brancheorienteringen fra 1993 relateret til samspilsparadigmet og anden teknologivurdering, hvor regelværk ikke er angivet.

Galvanoindustrien inddeles i en række underbrancher afhængig af de processer de udfører. Dette vil til en vis grad afspejles i spildevandstilladelse. I figur 4.4 er virksomhederne inddelt i 5 procesgrupper. Der er en markant forskel på virksomhedernes indhold af tungmetaller i spildevandet afhængigt af de nævnte processer. Varmforzinkere vil i de fleste tilfælde ikke have spildevandudledning direkte fra skyllekar m.v. men typisk kun have spildevand dels fra befæstede arealer, der er forurenet fra udsugningsanlæggene, dels afværgvand fra oprensningsprojekter af jordforurening. Vedrørende kromateringsanlæg er det i to tilfælde lykkedes at lukke kredsløbene (med en minimal rest, der sendes til Kommune Kemi A/S). Fosfatering, anodisering, kromatering, alkalisk affedtning og afstripping foretages ofte som forbehandling i forbindelse med en senere lakering. Indholdet i spildevandet er ofte i et markant lavere niveau end for elektrogalvanisører og afhænger dels af det materiale emnet er lavet af, dels af den uønskede belægning, der kan være alt fra gammel maling, smøreolier, krom m.v.

Brancheorienteringen for galvanoindustri henvender sig hovedsageligt til elektrogalvanisering, men det er tydeligt, at en stor andel af virksomhederne ikke kan relateres til denne. Varmforzinkning har en egen brancheorientering, men det kunne have været formålstjenstligt, at også kromatering, fosfatering, anodisering, bejdsning, alkalisk affedtning, afstripping og printpladefremstilling havde deres egne brancheorienteringer, eller at de alle var integrerede i det samme regelgrundlag med tydelig angivelse af, hvornår hvilke regler gælder. Det virker

meningsløst at tale om skyllevandsforbrug pr. belagt m² overflade, når der er tale om en printpladeproduktion eller spildevandsudledning fra en varmforzinkning.



Figur 4.4: Galvanoindustrien opdelt i processer. Nogle virksomheder kan have flere processer og vil derfor være repræsenteret i mere end en type.

I det følgende gennemgås kravfastlæggelsen; d.v.s. grænseværdianvendelsen for de forskellige underbrancher i galvanoindustrien; printpladefremstilling, bejdsning, varmforzinkning, fosfateringsanlæg og kromateringsanlæg med undtagelse af elektrogalvanisering, der efterfølgende gennemgås nærmere for både kravformulering og kontrolform. Pånær to miljøgodkendelser vedrørende kromatering samt miljøgodkendelser vedrørende elektrogalvanisering er alle disse miljøgodkendelser relateret til spildevandsvejledningen fra 1974, fordi de dels oftest ligger langt lavere i koncentrationsniveau end de to andre regelværk, dels er udledningerne oftest mængdemæssigt relativt små.

Printpladefremstilling

Printpladefremstilling er en proces, hvor der ikke belægges med et materiale ovenpå et andet. Variationerne i grænseværdierne er ikke særlige store og skyldes, at en stor del af printpladefremstillerne er lokaliseret i samme geografiske område - Horsens området.

Udledningskrav til printpladefremstilling			
	Cu; mg/l	Tin; mg/l	Pb; mg/l
Hedensted	1,0		
Horsens	1,0	1,0	
Horsens	1,0	5,0	1,0
Horsens	1,0	5,0	
Hvidovre	1,0	2,0	
Nykøbing-Rørvig	2,1		
Odense	1,0	1,0	0,5
Støvring	0,75	1,0	0,1
Variation	0,75-2,1	1,0-5,0	0,1-1,0

Figur 4.5: Grænseværdier for udvalgte parametre udarbejdet af kommuner til forskellige printpladefremstillere.

Bejdsning

Bejdsning er en proces, der afslutter produktionen på en maskinfabrik. Processen adskiller sig fra elektrogalvanisering ved at være en proces, der har til hensigt at fjerne rester fra svejse-sømme m.v. imodsætning til at udføre en belægning. Skyllevandet herfra kan dog have et indhold af tungmetaller i størrelsesordenen med de elektrogalvaniske processer. Normalt vil der blive forlangt rensning af spildevand fra bejdseprocesser.

Varmforzinkning

Luftudsugning fra gryder og produktionslokaler i varmforzinkningindustrien betyder en kraftig udledning af zink til luften. De befæstede arealer udenfor vil derfor være belastet med betydelige mængder af zink. Regnvandsvand fra disse arealer vil være belastet med ikke ubetydelige mængder af zink. En eventuel vejledende koncentrationsgrænseværdi kan ikke opstilles, fordi koncentrationen af zink er afhængig af dels regnmængden, der varierer, og dels arealets størrelse og nærhed til luftafkast.

Udover den regnvandsbetingede udledning har ældre varmforzinkere gennem årene dels ofte haft udendørslagre, dels ikke haft befæstede arealer. Dette har betydet, at jorden omkring produktionsbygninger m.v. er forurenet med store mængder zink. De ældre virksomheder vil

derfor ofte også have et problem med afledning af vand stammende fra jordforureningsafværgeprojekter. Der kan ikke angives nogle produktionsbaserede grænseværdier for denne type af udledning, idet den er afhængig af omfanget af forureningen i jorden og tilrettelæggelsen af afværgeforanstaltningen.

Udledningskrav til bejdsning				
	Ni mg/l	Cr mg/l	Flourid mg/l	Tot. olie mg/l
Gladsaxe	1,0	1,0	30	50
Sønderhald	1,5	0,5	20	5
Vejle	6,0	3,0		
Variation	1,0-6,0	0,5-3,0	20-30	5-50

Figur 4.6: Grænseværdier for udvalgte parametre udarbejdet af kommuner til forskellige virksomheder med bejdsning.

Udledningskrav til varmforzinkningsindustri		
	Zn; mg/l	Olie; mg/l
Herning	10	50
Ringkøbing Amt	2	
Støvring	0,45	
Variation	0,45-10,0	50

Figur 4.7: Grænseværdier for udledning af spildevand fra varmforzinkningsindustrien.

Fosfateringsanlæg

Kendetegnende for fosfatering er, at det ofte benyttes i tilknytning til lakering af metalemner - det kan være jern-, aluminium- eller stålemner. De målte niveauer for tungmetallindhold i det udledte spildevand er erfaringsmæssigt mindre end 0,05 mg/l. De fleste kommuner fastsætter

derfor ikke grænseværdier og krav om kontrol af tungmetaller på nær for kroms vedkommende, men vælger at fokusere på indholdet af fosfat og i relation til kloakerør; pH og temperatur. Årsagen til fokus på krom skyldes, at mange virksomheder, der har et fosfateringsanlæg, også har et kromateringsanlæg eller anden galvanisk behandlingsanlæg. Myndighederne har således ikke differentieret kravene til spildevandet fra de forskellige processer, men har samlet kravene i et vilkår.

Udledningskrav til fosfateringsanlæg								
	Anioniske detergenter mg/l	Tot-P mg/l	Min. Olie mg/l	Tot. Olie mg/l	Ni mg/l	Cr mg/l	Zn mg/l	Cu mg/l
Birkerød	10	20		18		0,4		
Bjerringbro	5	9,8	10	50	0,2	0,25	3,33	1,17
Brønderslev						1	1,74	
Brønderslev		10						
Egvad		10				0,3	3	
Galten			10		0,1	0,2	5,0	0,5
Hobro						0,10		
Hobro					1,0	1,0		
Nykøbing F		20	20	100		1,0	2,0	
Skjern	5	10				0,2	0,5	0,1
Them	5					0,2		
Trundholm	1		5		0,2			
Ølstykke	10		10					
Variation	1-10	9,8-20	5-20	18-100	0,1-1,0	0,1-1,0	0,5-5,0	0,1-1,17

Figur 4.8: Grænseværdier for udvalgte parametre udarbejdet af kommuner til forskellige virksomheder med fosfateringsanlæg.

Kromateringsanlæg

Flere virksomheder med kromateringsanlæg har fået udarbejdet miljøgodkendelser, hvori der indgår, at der ikke må udledes spildevand fra denne type af processer. Nogle gange er begrundelsen forholdene for det lokale renseanlæg - andre gange er det begrundet i en vurdering af de teknologiske muligheder.

Kromatering har i relation til andre produktionsforløb to funktioner; for det første som en del af en forbehandling f.eks. inden en lakering eller for det andet som en efterbehandling efter en forzinkning, elektroformikling eller en elektroforkobring for at sikre produktet en slidstærk og skinnende overflade.

Udledningskrav til kromateringsanlæg					
	Cr; mg/l	Zn; mg/l	Cu; mg/l	Tot. olie mg/l	Min. olie mg/l
Egvad	0,3				
Gladsaxe	0,3	3,0	0,5		
Hedensted	6,0				
Korsør	0,2			10	50
Nykøbing F.	1,0	2,0		100	20
Skjern	0,2	0,5	0,1	25	
Variation	0,2-6,0	0,5-3,0	0,1-0,5	10-100	20-50

Figur 4.9: Grænseværdier for udvalgte parametre udarbejdet af kommuner til forskellige virksomheder med kromateringsanlæg.

Det er især ved den første funktion myndighederne har gennemtruffet en nulspildevandsudledning, hvilket fra virksomhedernes side har kunnet lade sig gøre, fordi anvendelsen af kromateringen dels foregår i et relativt mindre omfang end, når det drejer sig om efterbehandling, hvor alle emner som regel skal have denne type behandling, dels fordi der er udviklet og efterhånden også gennemprøvede oparbejdningsanlæg til både kromateringsbade og skyllebade således, at frarensset eluat fra skyllevand kan ledes tilbage til procesbadet. Eksempler på nulspildevandsudledningskrav stammer fra Hundested og Odense kommuner og indgår som to ud af de 10 eksempler som ikke er regelrelateret på figur 4.3 .

Det kan dog diskuteres om, at det er et renere teknologi tiltag, og om, at de to eksempler tilhører et rationaledudnyttelsesparadigme. Ifølge de miljøtekniske beskrivelser argumenteres der imidlertid for, at oparbejdningsanlæg eksisterer, og ikke, at det lokale renseanlæg ikke kan "bære" udledningen af krom, jvnf. spildevandsvejledningen fra 1974. Med denne begrundelse er disse godkendelser blevet udvalgt som 2 af de 10 eksempler på miljøgodkendelser, der ikke er regelrelateret.

En del elektrogalvanisører vil dog have etableret et fælles fældningsanlæg for skyllevand stammende fra kromateringsbade og de elektrokemiske processer. Ofte vil en del af det rensede skyllevand recirkuleres, hvorved der spares vand. Såfremt at det besluttes at recirkulere kromholdigt skyllevand særskilt i et kromkredsløb, vil det få den betydning, at det samlede vandforbrug vil stige, samt at der skal foretages en ændring af det eksisterende fældningsanlæg. Miljømæssigt set må et forøget vandforbrug være at foretrække fremfor en udledning af kromholdigt spildevand.

Elektrogalvanisører

De resterende 8 ud af de 10 miljøgodkendelser, der ikke følger et regelværk jvnf. figur 4.3, er at finde i miljøgodkendelser udarbejdet til elektrogalvanisører. Alle 8 miljøgodkendelser indeholder kravvilkår med forhøjede koncentrationsgrænseværdier, der i den miljøtekniske vurdering begrundes ud fra omfattende tiltag til reduktion af vandforbrug. Det vurderes, at udledningen af tungmetaller mængdemæssigt er den samme uanset koncentration, hvorfor en vandbesparelse tilgodeses ved at fastlægge koncentrationskravvilkårene højere end de anbefalede koncentrationskravvilkår i branchevejledningen fra 1993 og spildevandsvejledningen fra 1994. En lige så stor yderligere andel af elektrogalvanisørerne har også forhøjede udløbskrav. I den miljøtekniske vurdering begrundes dette valg med, at det lokale renseanlæg ikke er overbelastet med tungmetaller - altså en tydelig reference til spildevandsvejledningen fra 1974, hvorfor disse regnes for tilhørende interesseadskillelsesparadigmet.

Vandbesparelser betyder, at koncentrationen af tungmetaller stiger. Imidlertid har de fleste danske elektrogalvaniske virksomheder etableret en eller anden form for rensning. En reduktion af mængden, der skal renses, samtidigt med, at det spild, der skal renses, tilledes i højere gennemsnitlige koncentrationer med ingen eller kun minimale variationer i sammenligning med tidligere, vil få den effekt, at rensningen vil blive mere effektiv. Der kan således forventes en forøget tungmetalholdig slammængde.

Det eneste eksempel på en præstationsgrænseværdi kommer fra Randers Kommune og vedrører kun vandforbruget. Randers Kommune sætter sig dels udover grænseværdierne i spildevandsvejledningen fra 1994 dels udover PARCOM grænseværdierne med højere koncentrationsgrænseværdier. Præstationskravene er knyttet til et krav om et maksimalt vandforbrug pr. dm^2 belagt overflade:

“Der må udledes 0,40 l processpildevand pr. dm² behandlet overflade for maskinerne 91 og 92, medens der må udledes 0,30 l/dm² fra maskine 94.”

Umiddelbart kan det ikke aflæses, hvilke type af produktionslinier, der er knyttet til hvilket vandforbrug. Sammenlignes der med erfaringstillene i brancheorienteringen jvnf. denne i kapitel 3, er det sandsynligt, at det store vandforbrug benyttes af nikkellinierne, imens det mindre vandforbrug er en kromlinie. De ligger iøvrigt i niveau med erfaringstillene fra brancheorienteringen.

4.3 Et eksempel på udviklingen af krav- og kontrolvilkår til elektrogalvanisører

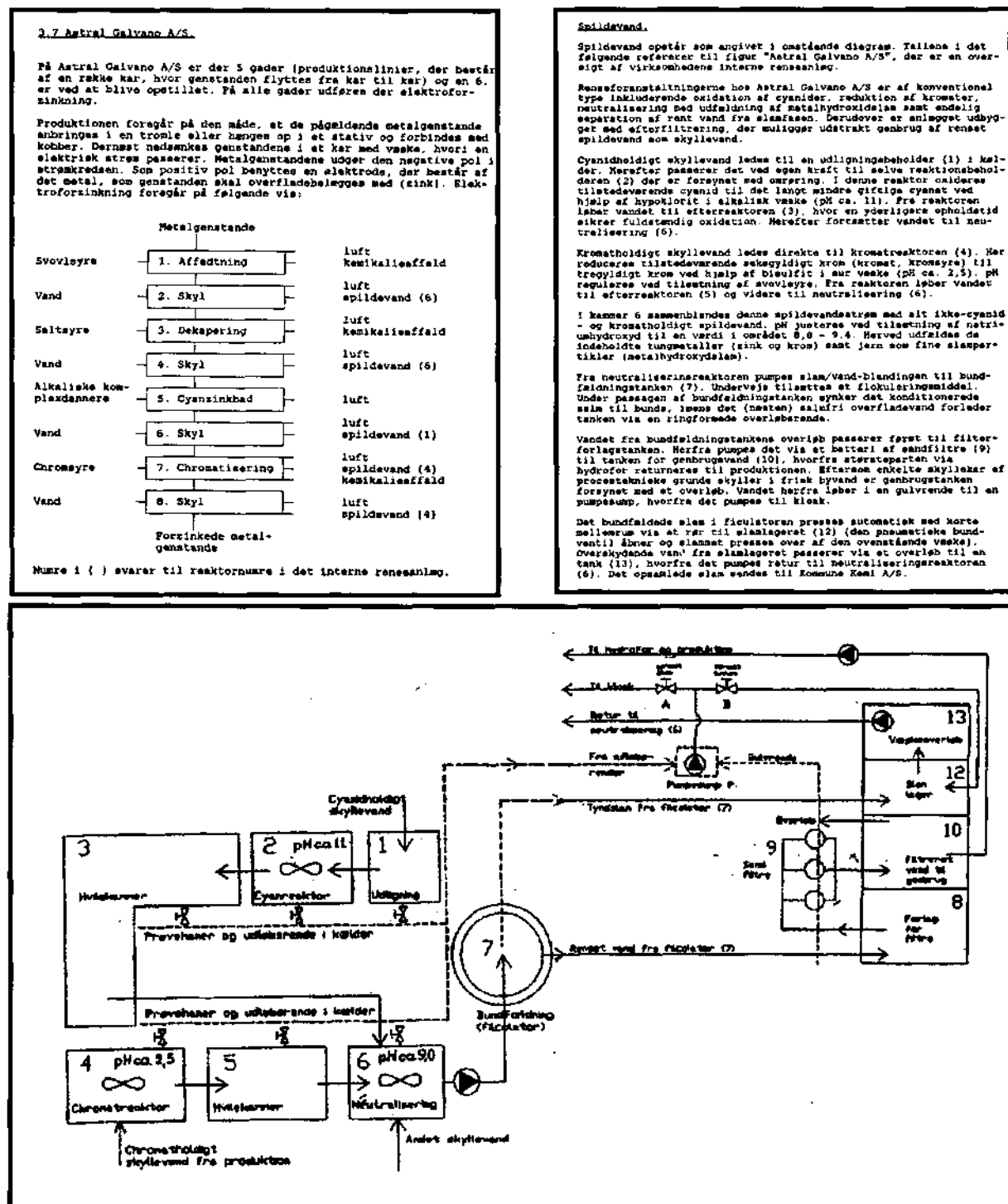
En del af spildevandstilladelserne har været revideret adskillige gange indenfor de sidste 10 år. Spildevandstilladelsen vedrørende Astral Galvano A/S udtages som et eksempel på et sådant godkendelsesforløb for at studere udviklingen af krav- og kontrolvilkår nærmere. Den sidste revision af Astral Galvano A/S indgår ikke i de 10 virksomheder, der fremgår af figur 4.3. Den følgende gennemgang af udviklingen og revision af miljøgodkendelser udarbejdet til Astral Galvano A/S vil belyse og begrunde den valgte karakterisering.

Kravvilkår i relation til samspilparadigmet

I det følgende tages der udgangspunkt i udviklingen af spildevandstilladelser udarbejdet af Gladsaxe Kommune til Astral Galvano A/S, fordi disse repræsenterer en udvikling fra et traditionelt udgangspunkt både i krav- og kontrolformulering til et forsøg på at indarbejde mere moderne kontrolformer. Godkendelsesforløbet for Astral Galvano A/S er udvalgt, fordi jeg dels selv har udarbejdet den første miljøgodkendelse og derfor kender den bagved liggende begrundelse, dels har jeg opretholdt kontakten til virksomheden, hvilket har givet mig mulighed for en løbende dialog dels med Tommy Larsen dels med Niels Kjærulf vedrørende virksomhedens miljøpræstation. Figur 4.10 er en forkortet miljøteknisk beskrivelse af Astral Galvano A/S anno 1993.

Egentlige retningslinier for udarbejdelse af kontrolvilkår blev ikke udarbejdet umiddelbart i 1974 med miljøbeskyttelseslovens ikrafttræden. I spildevandssammenhænge kommer de første retningslinier via Dansk Ingeniørforenings udsendelse af en Anvisning for vandforureningskontrol i 1981. Vilkårene formuleres på denne baggrund typisk således som i spildevandstilladelsen udarbejdet af Gladsaxe Kommune til Astral Galvano A/S i 1990 i figur 4.11.

Kapitel 4: Undersøgelse af de udførende miljømyndigheders regelanvendelse



Figur 4.10: Kvalitativ beskrivelse af produktion og rensningsanlæg på Astral Galvano A/S (Hansen, S. & Mortensen, J.P. 1991) & (Mortensen, J.P. & Nielsen, U. 1994)

4.	<u>Spildevandstilladelse i henhold til kapitel 4 i miljøbeskyttelsesloven.</u>
4.1	Spildevandsmængden udledt til offentlig kloak må max. antage 60 m ³ /dg og 21.000 m ³ /år, heraf fra produktionen 16.000 m ³ .
4.2	Spildevandets temperatur skal være under 35 ° C.
4.3	Spildevandets pH skal ligge i intervallet 6-9,5.
4.4	Mængden af tungmetaller udledt med spildevandet må max. antage: krom 16 kg/år kobber 16 kg/år zink 48 kg/år
4.5	Mængden af cyanid udledt med spildevandet må max. antage 16 kg/år.
4.6	Koncentrationerne af tungmetaller og cyanid udledt med spildevandet fra produktionen må antage: krom 1,0 mg/l kobber 1,0 mg/l zink 3,0 mg/l cyanid 1,0 mg/l

Figur 4.11: Kravvilkår i spildevandstilladelse fra 14. august 1990 udarbejdet af Gladsaxe Kommune til Astral Galvano A/S (Mortensen J.P & Nielsen, U. 1994).

Grænseværdierne er fastsat ud fra en generel opfattelse af, hvad galvanovirksomhederne kan klare ved anvendelse af traditionel renseteknik. Den egentlige bagvedliggende strategi er imidlertid at fordele mængder ligeligt mellem virksomhederne i oplandet, men Lynette oplandet, som det drejer sig om her, er så stort og kompliceret, at fordelingsnøglerne ikke er fastlagte. Lynette Oplandet dækker mellem 15 og 20 % af Danmarks punktudledte spildevandsmængder og er fordelt på 8 forskellige kommuner. Fordelingsnøgler forsøges således ikke fordelt mellem virksomheder men mellem kommuner. Det er i denne sammenhænge de i kapitel 2 nævnte undersøgelser i Gladsaxe industri kvarter skal ses.

Kontrolvilkår

I tilknytning til grænseværdierne i vilkårene udarbejdet til Astral Galvano A/S opstilles herefter en række kontrolvilkår, som angiver, hvem der står med ansvaret for udførelse af samt udgifterne til kontrollen, hvorledes kontrollen skal udføres og endeligt hvorledes, der skal afrapporteres, jvnf. figur 4.12.

<u>Egenkontrol</u>	
6.3	Til kontrol af vilkår 4.4, 4.5 og 4.6 skal der minimum hver anden måned udtages prøver umiddelbart efter virksomhedens interne renseanlæg i kammer 10. Der skal pr. gang udtages en blandingsprøve bestående af minimum 6 stikprøver fordelt over 1 døgn, hvor udledningen af spildevand fra virksomhedens produktion foregår.
6.4	Prøverne analyseres for koncentrationen af: <ul style="list-style-type: none">• krom, kobber og zink efter Dansk Standard 263,• cyanid efter Standard Methods 16. udgave 1985, nr. 412 B: Total cyanid efter destillation.
6.5	Prøverne skal udtages og analyseres af et af Gladsaxe Kommunes anerkendt laboratorium.
6.6	Vedrørende overholdelse af grænseværdier i vilkår 4.4, 4.5 og 4.6, anvendes Dansk Ingeniørforenings anvisning for vandforureningskontrol, 1. udgave, maj 1981, som beregningsgrundlag.
6.7	Målt på det enkelte stof tillades der en overskridelse på op til 50 % for en enkelt blandingsprøve, såfremt gennemsnittet af denne prøve og de 5 foregående overholder de i vilkår 4.6 opstillede grænseværdier. Ud af de 5 første prøver må højst 1 være over de før nævnte koncentrationsgrænseværdier.
6.8	Astral Galvano skal ved fremkomsten af hver enkelt analyseresultat sammenholde det med det foregående resultater og foretage en vurdering i forhold til udlederkravene. Såfremt udelederkravene ikke er overholdt skal virksomheden senest 14 dage efter fremkomsten af analyseresultatet indsende en redegørelse til Gladsaxe Kommune om, hvilke årsager der er til overskridelsen, samt om hvilke foranstaltninger virksomheden agter at iværksætte for at sikre, at udleder kravene overholdes.

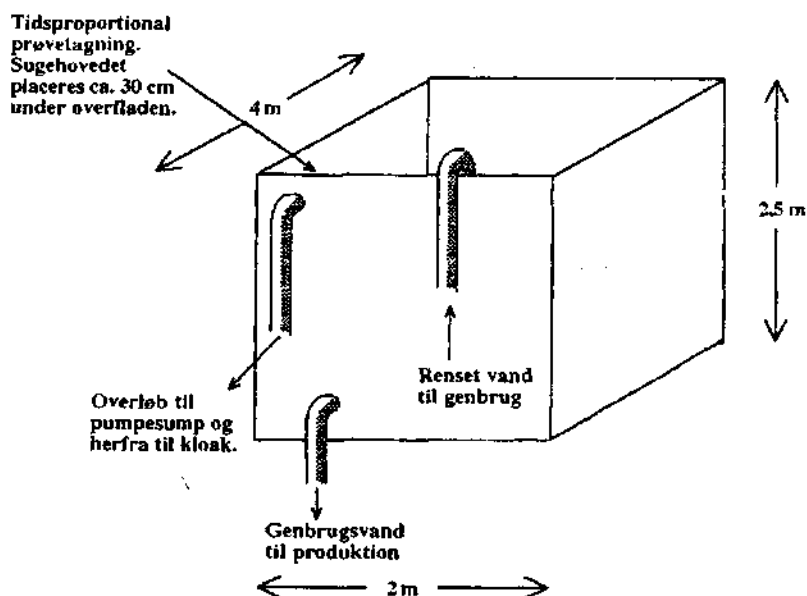
Figur 4.12: Kontrolvilkår i spildevandstilladelse fra 14. august 1990 udarbejdet af Gladsaxe Kommune til Astral Galvano A/S (Mortensen J.P. & Nielsen, U. 1994).

Formuleringen af prøvetagningsvilkåret er usædvanligt, fordi det nævner antallet af stikprøver, men skal ses i relation til spildevandsundersøgelserne i industrikvarteret og den debat om prøvetagning, undersøgelserne i Gladsaxe industrikvarter skabte. Normalt vil der ved prøvetagningen blot bemærkes, at den skal foretages i tilslutningspunktet til offentlig kloak og om der skal foretages tidsproportional eller mængde proportional prøvetagning, jvnf. (Christensen, P. 1993). På baggrund af resultaterne fra kontrolmålinger de to efterfølgende år, der svinger meget, foretages i 1993 en undersøgelse af prøvetagningsteknikken på Astral Galvano A/S.

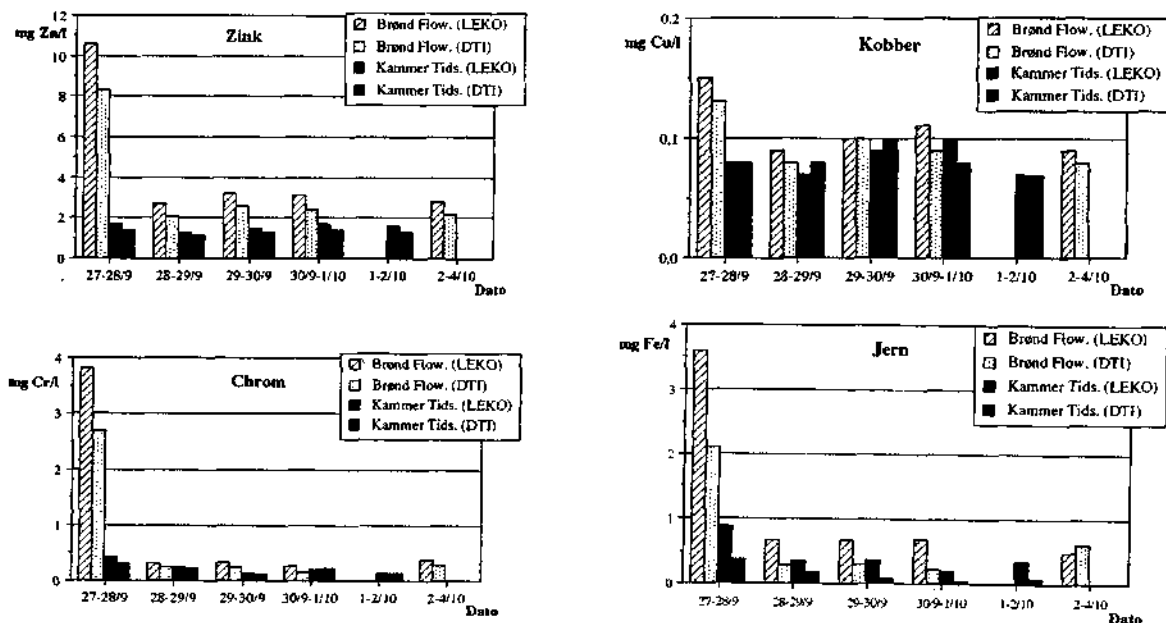
Prøvetagningsforsøg

I 1993 gennemføres et prøvetagningsforsøg på Astral Galvano A/S af Gladsaxe Kommune. Forsøget består af to prøvetagninger;

- den ene prøvetagning gennemføres som den foregår normalt på Astral Galvano A/S. En prøve blev udtaget fra renseanlæggets samlebeholder af en prøvetager indstillet til tidsproportional prøvetagning i et døgn, jvnf. figur 4.13, og
- den anden prøvetagning foregår som mængdeproportional prøvetagning i et døgn med mobile magnet-induktive flowmålere, jvnf. figur 4.14. Prøvetagningen foregår ikke helt nøjagtigt som på figur 4.14, fordi pumpen, der pumpede vandet ud fra renseanlægget, ikke var forsynet med en kontraventil. Flowmåleren blev derfor monteret med en kontraventil for at undgå vakuumeffekten og tømning af det fuldtløbende rør. Flowforløbet er vist i figur 4.15.



Figur 4.13: Tidsproportional prøvetagning i renseanlæggets samlebeholder på Astral Galvano A/S (Mortensen, J.P. & Nielsen, U. 1994).



Figur 4.16: Måleresultater fra dobbeltprøvetagningsforsøget på Astral Galvano A/S (Mortensen, J.P. & Nielsen, U. 1994).

Årsagen til at den flowproportionale prøvetagning får prøver med et større indhold af metaller har været debatteret meget. Årsagerne, der har været debatteret, er;

- * at ikke alt spildevand fra virksomheden ledes gennem deres interne renselanlæg, samt
- * at renselanlægget kan styres med et større eller mindre overløb af slamflydestoffer.

De to nævnte uregelmæssigheder er konstateret på virksomheden, hvorfor disse to forhold er blevet rettet.

4.31 Revision af krav- og kontrolvilkår

I ændringen af spildevandstilladelsen for Astral Galvano A/S i 1995 jvnf. figur 4.17 ændres kravvilkårene til at indeholde præstationskrav formuleret som spildevandsudledning pr. ressourceforbrug (zinkanode materiale), hvilket fastholdes i den senere revision i 1997 jvnf. figur 4.18 ved etablering af nyt renselanlæg (ionbyttere).

	Koncentration mg/l	Transportmængde g/ton zinkanode
Krom (Cr total)	0,5	40
Krom (Cr ⁶⁺)	0,1	8
Kobber (Cu)	0,5	40
Zink (Zn)	3	240
Cyanid (CN)	0,5	40

Figur 4.17: Grænseværdier for udledning af spildevand for Astral Galvano A/S (1995) (Gladsaxe Kommunes spildevandstilladelse af 16.12 1997).

Som det fremgår af figurene 4.17 og 4.18 skal spildevandsudledningen gøres op i forhold til forbruget af anodemateriale. Relationen mellem spildevandudledningen og forbruget er dog ikke entydig, fordi der ikke indgår en vurdering af det materiale, der medgår på produktet, kasseres via kassation af procesbade eller afleveres med slammet fra det interne renselanlæg. Reduktion af spildet pr. ressourceforbrug kan derfor ikke umiddelbart tilskrives en effektivisering af produktionsforløbet men kan ligesåvel stamme fra ændringer af produktet, forbedret procesbadvedligeholdelse ved rensetekniske foranstaltninger eller ved andre rensetekniske tiltag.

	Koncentration mg/l	Transportmængde g/ton zinkanode
Krom (Cr total)	0,3	24
Krom (Cr ⁶⁺)	0,1	8
Kobber (Cu)	0,5	40
Zink (Zn)	0,5	40
Cyanid (CN)	0,5	40

Figur 4.18: Grænseværdier for udledning af spildevand for Astral Galvano A/S (1995) (Gladsaxe Kommunes spildevandstilladelse af 16.12 1997).

Kontrolvilkårene ændres i 1997 til både at indeholde krav vedrørende statistisk behandlet målekontrol af udløb af forrenset procesvand samt krav om massebalancekontrol:

.....

- “2.9 Der udarbejdes årligt (i februar måned) en vandbalance på baggrund af data for vandforbrug, forbrug af genbrugsvand og afledning af spildevand. På denne baggrund beregnes udledning af sanitært spildevand. Årlige vandbalancer opbevares tilgængelige for tilsynsmyndigheden i mindst 5 år.

Der udarbejdes årligt (i februar måned) en massebalance for metaller, specielt chrom og zink. I massebalancen opgøres, hvor meget metal der udslæbes fra de galvaniske processer til virksomhedens renselanlæg. Mængden sammenlignes med tungmetal, som bortskaffes med slam til Kommune kemi og det metal, der afledes med virksomhedens spildevand.

.....

- 2.13 Beregning vedrørende kontrol af overholdelse af grænseværdi for transportmængde (se vilkår 1.4 og 1.5) benyttes nedenstående beregningsmetode for hvert tungmetal og for cyanid:

Der udregnes på baggrund af resultaterne fra de ifølge vilkår 2.10 udtagne prøver en middelværdi for mængden af tungmetal pr. kubikmeter udledt spildevand. Middelværdien multipliceres herefter med den årligt afledte spildevandsmængde. Til sidst divideres med det årlige zinkanodeforbrug.

$$M = \frac{1000 \times v \times \sum_{i=1}^N Q \times C}{A}$$

- M= Udledt mængde tungmetal eller cyanid pr. år, g/ton zink/zinkanode.
N= Antal prøver
Q= Målt spildevandsmængde, m³/dg.
C= Målt spildevandskoncentration af tungmetal, mg/l.
V= Målt samlet årligt afledt spildevandsmængde.
v= Målt samlet afledt spildevandsmængde for alle dage med prøver i m³.
A= Årligt forbrug af zinkanode.” (Gladsaxe Kommunes spildevandstil-ladelse af 16.12 1997)

Gennem formlens inddragelse af den målte spildevandsmængde det pågældende prøvedøgn forsøger Gladsaxe Kommune at tage højde for forskellige produktionsdøgnvariationer. Produktionsvariationer indenfor det pågældende døgn sammenholdt med delprøveudtagning reflekteres der stadig ikke over. På baggrund af forsøgene med den dobbelte prøvetagning

sikrer Gladsaxe Kommune sig, at Astral Galvano A/S dokumenterer, at alt spildevand ledes gennem samlebeholder, hvorfra der recirkuleres 90 % af procesvandforbruget.

Det kan konstateres, at Gladsaxe Kommune på trods af begrebet massebalance stadig benytter sig af den traditionelle kontrolform byggende på emissionsmålinger. Selvom hensigten med massebalancebetragtninger formodentligt er at få data nok til at kunne inddrage spild pr. produceret enhed i kravfastsættelsen, så er traditionen for emissionsmålinger som kontrolform stadig så dybtliggende, at Gladsaxe Kommune ikke formår at bringe sig udover traditionerne og ind i det nye reguleringsparadigme.

4.4 Reguleringsparadigmer anvendt i miljøgodkendelserne

Som det fremgik af forrige kapitel er regelværket for udarbejdelse af miljøgodkendelser ikke synderligt udviklet i Danmark. Studeres de udførende miljømyndigheders arbejde er det ikke kun regelværket, der er utidssvarende, men majoriteten af godkendelser relateres udelukkende til det absolut ældste regelværk fra 1974. Den udførte miljøregulering kan på denne baggrund med god grund benævnes for oldnordisk.

Langt de fleste miljøgodkendelser udarbejdet til galvanovirksomheder bygger stadig på principper fra spildevandsvejledningen fra 1974 og dermed på interesseadskillelsesparadigmet. På trods af den megen omtale af renere teknologi afspejles dette generelt hverken i regelsystemet, i kravvilkårene eller i de kontrolfunktioner, der stilles direkte til virksomhederne. Myndighederne kommunikerer altså stadig traditionelt, når det sker på skrift.

Gladsaxe Kommunes sagsbehandling af Astral Galvano A/S viser, hvor svært det er at bryde med det forrige reguleringsparadigme. Det er dog tydeligt, at den eksisterende kontrolform illustreret ved dobbeltprøvetagningsforsøget, skal revideres. Dette forsøger Gladsaxe Kommune, men støder dels på manglende data om produktionsforløb dels på regelværkets rammer for fastlæggelse af kontrolvilkår.

Der er dog sporadiske eksempler på, at enkelte sagsbehandlere og virksomheder kan finde sammen og udarbejde alternative udviklende forslag. På baggrund af omstændighederne, d.v.s. uden rygdækning i det implementeringsmæssige hieraki, sker disse forfriskende indslag på udarbejdelse af progressive vilkår desværre på et meget inkonsistent niveau og formentligt uden reel mulighed for sanktionering, idet de ved klager eller konflikter ofte vil blive underkendt i Miljøklagenævnet.

Strategien vedrørende implementering af rationaleudnyttelsesparadigmet ved hjælp af dialog støder således på nogle barrierer dels i manglende dataregistrering, dels i det eksisterende regelværk, hvor det hverken kan sikres, at disse manglende data tilvejebringes, eller angives

metoder hertil. Stilles vilkårene i henhold til regelværkene kommer de vilkår, der stilles til virksomheder til at stå i et modsætningsforhold til den måde, som de udførende miljømyndigheder via dialogen, anbefaler virksomheder at løse miljøproblemerne på. Sammenholdes dette med de politiske udmeldinger og målsætninger kommer de udførende miljømyndigheder til at tale med to tunger; en oralt - en anden på skrift.

5. Det hollandske miljøgodkendelsessystem

Rationaleudnyttelsesparadigmet er kun i meget begrænset omfang etableret i Danmark, hvorfor det har været nødvendigt at vende blikket mod udlandet for at se på, hvordan denne reguleringsform er formuleret, planlagt og evalueret (kritiseret). Beskrivelsen af de udenlandske systemer har til formål at indhente erfaringer, der kan anvendes som inspirationskilde til udarbejdelse af et dansk miljøreguleringsystem. I gennemgangen af det hollandske miljøgodkendelsessystem fokuseres dels på det samlede grundlag for udarbejdelse af miljøgodkendelser og spildevandstilladelser, dels på regelværket vedrørende galvanoidindustrien således, at der kan foretages komparative studier af både regelværket vedrørende miljøgodkendelser generelt og af regelværket specifikt for galvanoidindustrien.

Derudover har det været muligt at indsamle enkelte miljøgodkendelser fra Holland, der også kan sammenlignes. Imidlertid er indsamlingen af miljøgodkendelser udarbejdet til galvanovirkomheder i Holland ikke sket i et omfang (15 stk.), der kan siges at udgøre et udsnit eller repræsentativitet. Der er ca. 14.000 galvanovirkomheder i Holland (Info Mil 1998). De indsamlede miljøgodkendelser anvendes ikke direkte men underbygger blot de udtalelser, jeg har indsamlet via interviews af lokale miljøinspektører. Det empiriske materiale vedrørende miljøreguleringen i Holland er indsamlet under min udstationering i 1998 og 1999 i CSTM på Twente Universitet med god hjælp fra Peter Hofman.

Gennemgangen af systemerne rettes dels mod en beskrivelse af rammerne for fastlæggelse af regelværkene dels mod formuleringen af regelværkene selv. Der ses ofte en diskrepans imellem det, der er formuleret i målsætninger og den konkrete udformning af krav formuleret i regelværkene. Udformning af regelværkene er samtidigt det, der danner grundlaget for udformningen af kontrollen og betingelserne for at kunne udføre en egentlig evaluering af den pågældende reguleringsform.

Derudover udføres en komparativ analyse i næste kapitel af den BAT-baserede miljøregulering. Det er derfor nødvendigt at udvælge den samme branche for at kunne sammenligne på det konkrete niveau. Sammenligninger mellem forskellige brancher kan kun blive generelle, imens sammenligninger mellem krav, der dækker det samme område, kan give en idé om det teknologiske udviklingsniveau i den pågældende branche i de pågældende lande og dermed være en indikation på forskelle i den teknologiske udvikling.

Valg af branche fortæller imidlertid ikke om miljøreguleringen indenfor andre brancher er blevet udviklet yderligere i Holland. Det er kun reguleringen af galvanoidindustrien, der sammenlignes på det konkrete kravniveau. Der kan ikke generelliseres eller drages sammenligninger til andre brancher på dette niveau. Disse sammenligninger kan kun ske på reguleringsparadigme niveau. Holland har ligesom Danmark et integreret godkendelsessystem, hvor i princippet alle emissioner og miljøbelastninger er indeholdt.

5.1 Grundlaget for udarbejdelse af vilkår

I 1993 trådte en ny miljølov; The Environmental Management Act, i kraft. Den samlede alle godkendelser, der før var inddelt i separate godkendelsesprocedurer for hver sektor eller emissionsform, i en integreret miljøgodkendelsesprocedure (Bressers, H.Th.A. & Plettenburg, L.A. 1996). Imidlertid lykkedes det ikke helt at samle miljøgodkendelsessystemet i ét system, idet interesser indenfor spildevandsområdet ønskede, at spildevandsområdet skulle forblive en selvstændig enhed. Den administrative opbygning består således af to administrative systemer - centralt administrativt såvel som lokalt. Centralt administrativt består opbygningen således af to ministerier:

- Ministeriet for boliger, fysisk planlægning og miljø (VROM), der tager sig af de integrerede miljøgodkendelser, og
- Ministeriet for vand og transportforhold, der tager sig af spildevandsforhold.

De decentrale udførende miljømyndigheder er vedrørende varetagelsen af de integrerede miljøgodkendelser varetaget af henholdsvis provinser svarende til amtsniveauet i Danmark og kommuner. Arbejdsfordelingen er ligesom i Danmark, at provinsen tager sig af de større og mere komplicerede virksomheder, imens kommunerne tager sig af de mindre. Det er dog således, at alle virksomheder også detailbutikker som bagere, frisører og tandlæger skal have en integreret miljøgodkendelse, såfremt der ikke foreligger en slags branchebekendtgørelse vedrørende miljøforholdene i den pågældende branche. Arbejdsfordelingen kan lokalt aftales anderledes end de centralt fastsatte retningslinier, hvilket f.eks. er tilfældet i Enschede, hvor kommunen fører tilsyn med og udarbejder miljøgodkendelser til alle virksomheder (Meijerink, G. 1999).

De decentrale udførende miljømyndigheder er vedrørende varetagelsen af spildevandstilladelser varetaget af særlige vandbestyrelser, der ligesom det parallelle administrative niveau for de integrerede miljøgodkendelser er ledet af lokalt folkevalgte bestyrelser. Der er dog kun et niveau og der er også udvalgte repræsentanter særskilt for f.eks. industri og handel m.v. Der er ikke en geografisk overensstemmelse mellem vandbestyrelserne reguleringsområder og de kommunale og provinsoriske områder, idet vandbestyrelserne geografiske ansvarsområder ofte følger oplande eller områder mellem floder m.v., imens kommuner og provinser dækker områder i relation til den bymæssige udbredelse.

De generelle fastsatte retningslinier for kompetancefordeling er lidt anderledes på spildevandsområdet, idet spildevandstilladelser vedrørende direkte udledninger uanset virksomhed altid udarbejdes og udstedes af vandbestyrelserne. Dette gælder også for udledninger fra renseanlæg som vandbestyrelserne selv ejer og driver. Udledninger til kloaksystem fra mindre virksomheder, hvor der er udarbejdet brancheregler er det kommunen som udarbejder og udsteder spildevandstilladelser (Burer, H.R.M. 1999).

En integreret miljøgodkendelse omfatter energi- og ressourceforbrug, risiko- og brandforhold, samt forhold vedrørende støj, luft og affald men ikke spildevandsforhold, der som nævnt ad-

ministreres særskilt. Ansøgnings- og godkendelsesprocedurer er identisk med IPPC direktivets procedurer, hvilket bestyrker, at det er en hollandsk model EU har valgt og ikke en dansk. Miljøgodkendelserne kan inddeles i tre typer (Gemeente Enschede 1996):

- Normale miljøgodkendelser, der svarer til dem, der kendes fra Danmark byggende på vejledningssystemet - dog udvidet i relation til, at de hollandske godkendelser omfatter flere forhold og der er udarbejdet flere branchevejledninger af de decentrale myndigheders organisationer, jvnf. (CUWVO 1991).
- Rammegodkendelser, der kan gives til virksomheder, der har et certificeret miljøstyringssystem. Der er udgivet en særlig vejledning vedrørende udformning af denne form for miljøgodkendelser (VROM 1995).
- Aftalegodkendelser, der refererer til miljøaftaler (Covenants), der er indgået mellem den hollandske stat og brancheorganisationerne, om reduktion af udvalgte forureningsparametre (Gemeente Enschede 1996).

Traditionelle miljøgodkendelser og spildevandstilladelser

Gennemgangen af de normale miljøgodkendelser retter sig mod regelsystemet for spildevandstilladelser. Selvom disse tilladelser udarbejdes af en anden myndighed, er de i princippet bygget op efter samme regelsystem og er omfattet af den samme lov. Imidlertid gør den anden administrative opbygning, at der er muligheder for at udfylde rammerne på en anden måde. Reglerne vedrørende regulering af f.eks. støj bygger på en recipientbetragtning, hvor bidraget til omgivelserne fastlægges ud fra den fysiske planlægning og områdets anvendelse. Bidraget bestemmes på baggrund af målinger i udvalgte målepunkter i omgivelserne og en fastlæggelse af områdets arealanvendelse.

Regler vedrørende spildevandsafledning er blevet opdelt i brancher, hvor reglerne er blevet fastsat efter bedst tilgængelig renseteknik. Reglerne er successivt siden 1975 blevet udarbejdet af vandbestyrelsernes egen organisation; Coördinationatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (CUWVO), jvnf. figur 5.1.

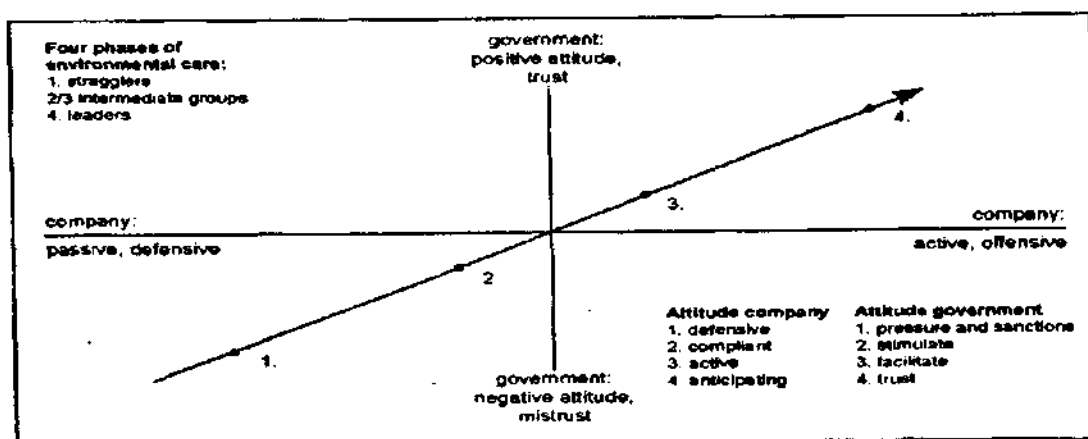
Kapitel 5: Det hollandske miljøgodkendelsessystem

Industriaktivitet	Grænseværdi	Industriaktivitet	Grænseværdi
Afsyringsvirksomheder:	-	Lak- og farveindustri:	
Tekstilfarverier:		Cd	0.1 mg/l
Zn	3 mg/l	Cr	2 mg/l
SS	20 mg/l	Cu	1 mg/l
Muslingefarme:		Pb	3 mg/l
Bundfældeligt stof	4 ml/l	Zn	3 mg/l
Grafisk industri:		Ni	3 mg/l
Cd	0,1 mg/l	Afværgeforanstaltninger:	
Cr(total)	2 mg/l	Benzen	0,010 mg/l
Cu	1 mg/l	Toluen	0,050 mg/l
Pb	3 mg/l	Ethylbenzen	0,050 mg/l
Ni	3 mg/l	Xylen	0,050 mg/l
Ag	1 mg/l	Total af MAH	0,100 mg/l
Zn	3 mg/l	Naphtalen	0,040 mg/l
CN	1 mg/l	Andre PAH	0,050 mg/l
Træimprægning:		Phenol	0,050 mg/l
Cd	0,1 mg/l	CN	0,100 mg/l
Cr (total)	2 mg/l	Hg	0,004 mg/l
Cu	1 mg/l	Cd	0,020 mg/l
Pb	3 mg/l	As	0,200 mg/l
Ni	3 mg/l	Cr	0,500 mg/l
Ag	1 mg/l	Cu	0,500 mg/l
Zn	3 mg/l	Ni	0,500 mg/l
CN	1 mg/l	Pb	0,500 mg/l
Husholdningsaffaldsdepoter:		Sn	0,500 mg/l
Udledning til kloak:		Zn	0,500 mg/l
Cd	0,050 mg/l	Chlorede hydrocarboner:	
Hg	0,005 mg/l	-aliphatisk, enkelt	0,010 mg/l
As	0,050 mg/l	-aliphatiske, total	0,020 mg/l
Zn+Cr+Ni+Pb+Cu	3 mg/l	-aromatisk, enkelt	0,010 mg/l
Benzen+toluen+ ethylbenzen +xy- len	0,5 mg/l	-aromatiske, total	0,020 mg/l
Direkte udledning:		Mineralsk olie	20 mg/l
Cd	0,025 mg/l	Laboratorier:	
Hg	0,0005 mg/l	Hg	0,01 mg/l
As	0,050 mg/l	Cd	0,02 mg/l
Zn+Cr+Ni+Pb+Cu	0,4 mg/l	Sum af andre metaller (5 stk.)	5 mg/l
Benzen+toluen+ ethylbenzen +xy- len	0,002 mg/l	Halogene organiske forbindelser	0,1 mg/l
Galvanoindustri:		Produktion af pesticider:	0-udledning
Cu	2 mg/l	Autoværksteder:	
Cr (total)	2 mg/l	Olieemulsioner	20 mg/l / 200 mg/l
Zn	3 mg/l	COD	200 mg/l
Pb	3 mg/l	Hospitaller:	-
Ni	3 mg/l	Fotografisk industri:	-
Ag	1 mg/l	Serigrafiske virksomheder:	-
CN	1 mg/l	Tandlæger:	-
Udledning til kloak:		Landbrug:	-
Mineralsk olie	200 mg/l	Bådpladser+Skibsværfter:	
Direkte udledning:		SS	100 mg/l
Mineralsk olie	30 mg/l	Olie til kloak	20 mg/l
		Olie direkte udledning	200 mg/l

Figur 5.1: BAT grænseværdier for spildevandsudledning (CUWVO 1991).

5.2 Rammegodkendelser og aftalegodkendelser

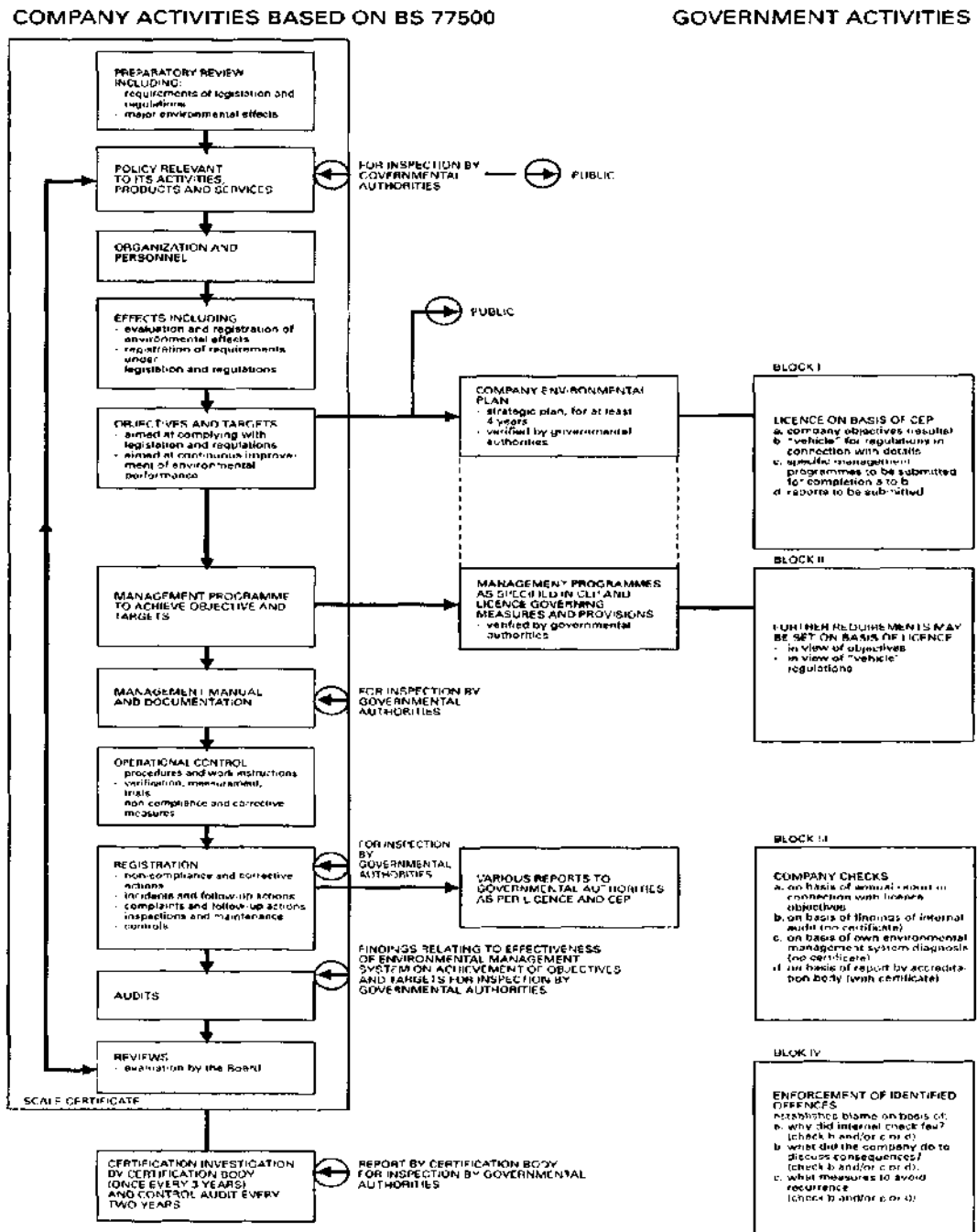
I kraft af arbejdet med at opbygge certificerede miljøledelsessystemer for virksomheder har det hollandske miljøministerium udarbejdet en vejledning for udarbejdelse af rammegodkendelser (VROM 1995). I denne inddeles virksomhederne efter deres miljømæssige fremtræden, d.v.s. efter hvorledes dialogen forløber med den lokale udførende miljømyndighed, jvnf. figur 5.2.



Figur 5.2: Relationer mellem myndigheder og virksomheder (VROM 1995).

Myndighedernes reaktion på virksomhedernes miljømæssige fremtræden tilpasses herefter tilsvarende i relation til at lade virksomhederne selv håndtere en stor andel af kontrolfunktionerne. Hvilke dele er illustreret i figur 5.3. Vejledningen fra VROM retter sig især mod virksomheder, der er certificeret efter den britiske standard; BS 7750, men også virksomheder, der er registreret efter EUs miljøledelsesforordning; EMAS kan komme i betragtning. BS 7750 er i dag udgået og overtaget af en international standard i ISO 14.000 serien. Rammegodkendelsen overlader således en meget stor del af tilrettelæggelsen og udførelsen af kontrolfunktionerne til virksomhederne selv.

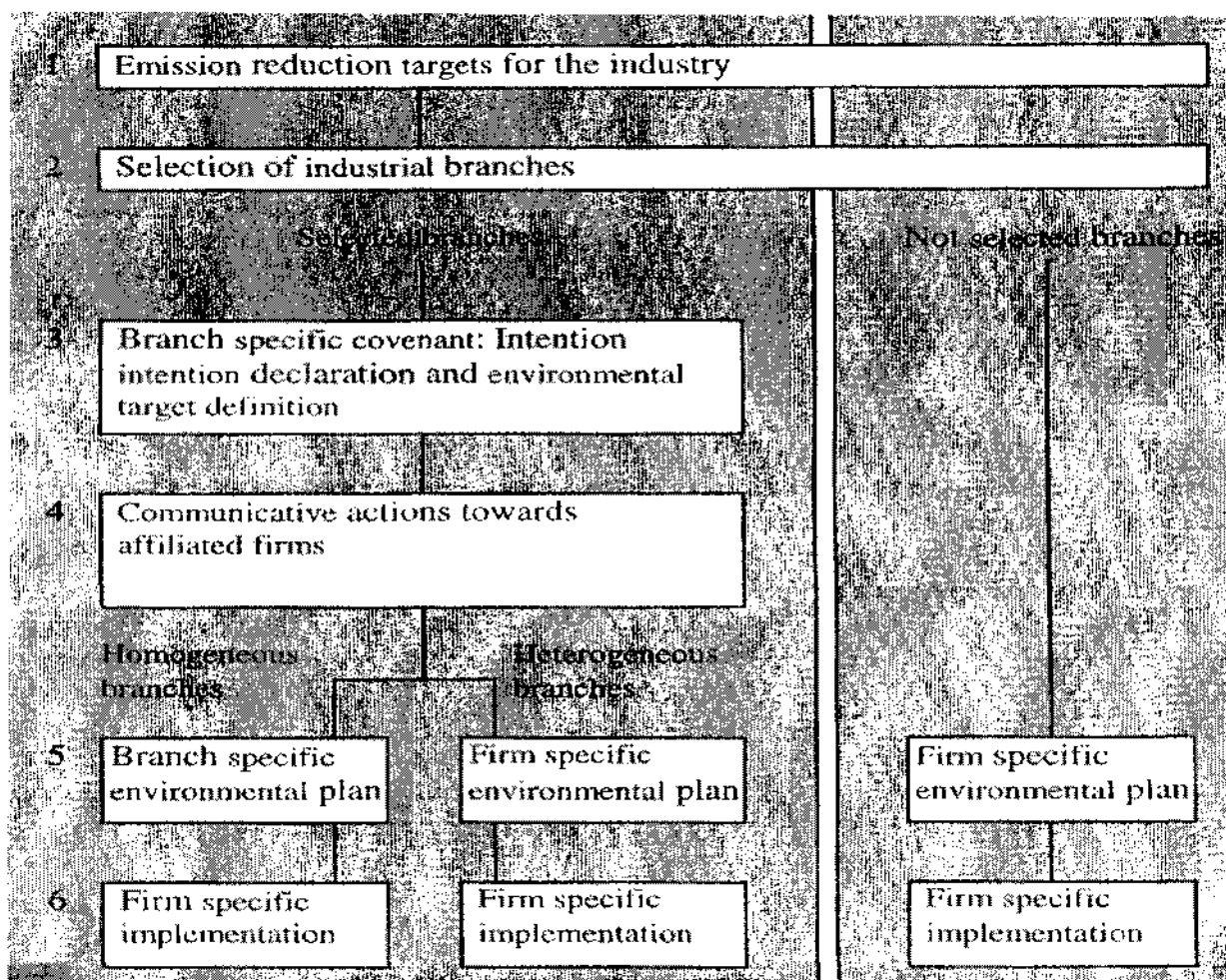
De sidste nye resultater fra VROM (1998) viser, at der er udarbejdet 50 rammegodkendelser i hele Holland, der er 35 undervejs og andre 170 er planlagte i den nærmeste fremtid (Huitema, D. & Snellenberg, T. van 1999). I Twente kommune var der kun en grafisk virksomhed med en rammegodkendelse (Meijerink, G. 1999). Arbejdet med udarbejdelse af rammegodkendelser er således ikke så udbredt, at det kan siges at have en væsentlig indflydelse på den hollandske industris udvikling i relation til miljøpåvirkning og regulering.



Figur 5.3: Fordeling af kontrolfunktioner mellem myndigheder og virksomheder ved virksomheder, der har et certificeret miljøledelsessystem (VROM 1995).

Aftalegodkendelser

Aftalegodkendelser er godkendelser, der refererer til de centralt forhandlede aftaler mellem repræsentanter fra myndigheder på alle niveauer og repræsentanter fra forskellige brancheorganisationer samt i nogle tilfælde især indenfor den kemiske industri direkte med repræsentanter fra bestemte større virksomheder. Dette aftalesystem vil derfor blive gennemgået nærmere i det følgende. Aftalesystemet er inddelt i seks faser, jvnf. figur 5.4:



Figur 5.4: Aftalesystemets 6 faser (Kuks, S.M.M. & Ligteringen, J.J. 1996)

Ad 1) Det første trin foregår ved indsamling af miljøkvalitetsdata for hele Holland og på den baggrund prioritere udvalgte parametre, der ønskes reduceret. Den ønskede reduktionsstørrelse fastlægges. Som udgangspunkt er valgt forureningsniveauet i 1985 og reduktionsmålene ønskes opfyldt i år 2010.

Ad 2) Det andet trin samler alle produktionsaktiviteter og viden om emissioner fra disse. Virksomhederne inddeles i brancher. På baggrund af en matrix med miljøbelastningen på den ene side og branchens typiske emissioner på den anden udvælges relevante brancher, der skal indgås aftale med. Virksomhederne er nu inddelt i to grupper; virksomheder indenfor aftaleudvalgte brancher og virksomheder udenfor. Et eksempel på en sådan matrix er illustreret i figur 5.5.

Ad 3) Det tredje trin indleder forhandlinger med repræsentanter for de udvalgte brancher. Repræsentanter fra de udførende miljømyndigheder deltager også. Forhandlingerne omhandler den enkelte branches reduktionsbidrag til de fastsatte samlede reduktionsmål for de udvalgte parametre. Branchens reduktionsbidrag fastlægges i en aftale (Covenant). Der er indtil 1996 indgået aftaler med 7 brancher, der planlægges yderligere 2 imens 5 aftaler er blevet aflyst (Kuks, S.M.M. & Ligteringen, J.J. 1996).

Ad 4) Det fjerde trin omhandler brancheorganisationernes forhandlinger vedrørende de enkelte virksomheders bidrag til at efterleve branchens reduktionsmål. Brancherne inddeles i heterogene og homogene brancher afhængig af de stofflige ligheder virksomhederne imellem. F.eks. anses den grafiske industri for at være en homogen branche, imens galvanoidustrien anses for at være en heterogen branche.

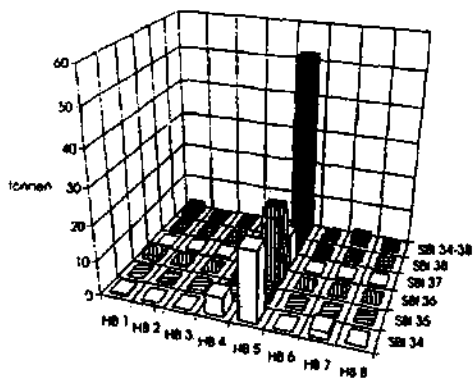
Ad 5) Det femte trin omhandler udarbejdelse af handlingsplaner for efterlevelsen af reduktionsmål. Vedrørende de homogene brancher udarbejdes der en samlet plan for hele branchen, imens der for de heterogene og ikke udvalgte brancher udarbejdes virksomhedsspecifikke handlingsplaner. Vedrørende den grafiske industri, der er et eksempel på en homogen branche, er der blevet udarbejdet en plan for hele branchen. På baggrund af denne er der blevet udsendt en slags branchebekendtgørelse, hvorfor denne branche ikke mere er godkendelsespligtig. Vedrørende virksomhederne indenfor de heterogene og ikke udvalgte brancher skal virksomhederne udarbejde en miljøhandlingsplan gældende for 4 år ad gangen, hvorefter der skal udarbejdes en ny.

Ad 6) Det sidste trin vedrører implementeringen af miljøhandlingsplanerne. Miljøhandlingsplanerne skal af virksomhederne indsendes til de lokale miljømyndigheder og indarbejdes i miljøgodkendelsessystemet. På denne måde opnås en dynamik i miljøgodkendelsessystemet med kontinuerlige reduktioner af de af miljømyndighederne prioriterede parametre.

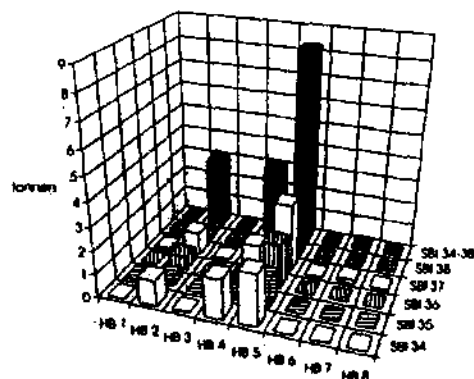
Uitsplitsing van emissies naar hoofdbewerkinsproces
 en naar SBI-categorien

Thema: **VERSPREIDING** **Water**

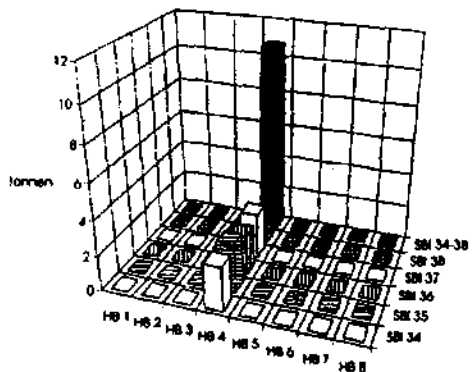
zware metalen



ongechloreerde koolwaterstoffen



gechloreerde koolwaterstoffen



HB1 = Metaal en kunstof gieten	SBI 34 = Metaalproductenindustrie
HB2 = Metaal en kunstofbewerking	SBI 35 = Machine-industrie
HB3 = Verbinden van metalen en kunststoffen	SBI 36 = Elektrotechnische industrie
HB4 = Voor- /nabehandeling oppervlakken	SBI 37 = Transportmiddelenindustrie
HB5 = Hoofdbehandeling oppervlakken	SBI 38 = Instrumenten- en optische industrie
HB6 = Assemblagewerkzaamheden	
HB7 = Transport en opslag	
HB8 = Ondersteunende voorzieningen en afdelingen	

Figur 5.5: Et eksempel på hvorledes de hollandske miljømyndigheder kæder den samlede miljøbelastning sammen med de enkelte branchers bidrag (VROM 1998).

Kontrolkravene ændres ikke umiddelbart, idet der er tale om procentvise reduktionskrav af totale udledte mængder. Lokalt arbejdes der dog med at ændre kontrolvilkårene til i højere grad at hvile på massebalanceregistreringer for de brancher, der har indgået aftaler (Burer, H.R.M. 1999). Vedrørende spildevand er det CUWVO, der forestår erfaringsopsamlingen af dette arbejde med nye kontrolvilkår og som skal indarbejdes i kommende nye vejledninger.

5.21 Miljøregulering af galvanoidustrien i Holland

I 1991 udarbejdedes der spildevandsgrænseværdier for galvanovirksomheder i Holland (CUWVO 1991). Disse grænseværdier er illustreret i figur 5.6 og bygger på både tekniske og økonomiske vurderinger af forskellige renetekniske tiltag. Ionbytningsanlæg og fældningsteknik sammenlignes, hvilket falder ud til et valg af fældningsteknik (ONO-anlage) (CUWVO 1991).

Holland har indgået internationale aftaler vedrørende vandmiljøet i henholdsvis Rhinen og Nordsøen (PARCOM), (Burer, H.R.M. 1999), der bl.a. vedrører spildevandsudledningen af tungmetaller. Galvanovirksomheder kommer automatisk i fokus ved sådanne aftaler. De internationale aftaler vedrørende vandmiljøet betyder en stramning af grænseværdierne for udledning af spildevand fra galvanovirksomheder, hvilket fremgår af figur 5.6.

	1991 CUWVO	1998 PARCOM
	mg/l	mg/l
Cr	2,0	0,5
Cr (VI)	0,1	0,1
Cu	2,0	0,5
Pb	3,0	0,5
Ni	3,0	0,5
Zn	3,0	0,5
Ag	1,0	0,1
CN	1,0	0,2

Figur 5.6: Grænseværdier for udledning af spildevand fra galvanovirksomheder (CUWVO 1991) & (Burer, H.R.M. 1999).

I 1998 udsendes en håndbog vedrørende, hvorledes galvanoidustrien skal efterleve Covenantsystemet, hvor der er udarbejdet reduktionsmål for udledningen af tungmetaltholdigt spildevand. Den samlede reduktion af udledning af tungmetaltholdigt spildevand skal ske

trinvis med udgangspunkt i 1985 og derefter år 1995, 2000 og 2010. Spildevandsudledningen fra galvanovirksomheder skal i relation til udledningen af Cr, Cu og Zn i 1985 reduceres med henholdsvis 85 %, 50 % og 65 % (Berkel, van R. m.fl. 1994) Som grundlag for at disse reduktioner kan gennemføres på den enkelte virksomhed har brancheforening, rådgivere m.fl. udarbejdet en håndbog, hvori der er beskrevet en lang række af tekniske muligheder for reduktioner af vandforbrug, beskrivelser af rensetekniske foranstaltninger, der kan anvendes til recirkulering af skyllevand og metaller, samt beskrivelser af oparbejdningsanlæg til procesbade. Derudover henvises til PARCOM rekkommendationens bestemmelser herunder grænseværdierne, hvilket i gennemgangen af det danske regelværk i kapitel allerede er blevet fastslået som tilhørende samspilsparadigmet.

Undersøgelse af miljøgodkendelser udarbejdet til galvanovirksomheder

Normalt skal galvanovirksomhedernes miljøhandlingsplan indarbejdes i de integrerede miljøgodkendelser, hvorfor jeg iværksatte en indsamling af de integrerede miljøgodkendelser. Imidlertid viste det sig ved interview af og gennemgang af miljøgodkendelsessystemet ved G. Meijerink fra Twente Kommune, at tilfældet vedrørende aftalen for galvanoindustri, der fortrinsvis vedrører reduktioner af tungmetaludledninger til spildevand, administreres af vandbestyrelserne. Undersøgelsen skiftede derfor karakter og rettedes herefter mod udarbejdelsen af spildevandstilladelser.

Der er 14.000 galvanovirksomheder i Holland (Info Mil 1998). Idet det ikke er muligt at indsamle samtlige 14.000 spildevandstilladelser i Holland blev to vandbestyrelser udvalgt; Regge en Denkel samt Hilversum. De blev udbedt at fremsende forskellige spildevandstilladelser udarbejdet til galvanovirksomheder, d.v.s. nogle gamle, hvor niveauet stadig er på retningslinierne fra 1987 (CUWVO 1987) samt de helt nye, fordi de godkendelser udarbejdet efter 1993 bygger på vedtagelsen og ændringen af den hollandske miljølovgivning.

Virksomhedernes handlingsplaner endnu ikke indarbejdet, idet de udførende miljømyndigheder først fornyeligt har fået indsamlet alle handlingsplanerne fra galvanovirksomhederne. Der afventes yderligere en fastlæggelse af det endelige niveau, der fastlægges af en arbejdsgruppe indenfor vandbestyrelsernes forening (CUWVO). PARCOM rekkommendationens grænseværdier er dog kendt og anvendes som midlertidigt udgangspunkt for opstilling af grænseværdier (Burer, H.R.M. 1999)

Ud fra de miljøgodkendelser jeg har fået indsamlet synes der at være fodslag mellem de forskellige lokale udførende miljømyndigheder. De skifter anvendelse af regelværk samtidigt og de anvender det samme regelværk indenfor samme periode uanset sagsbehandler. Dette antyder i meget stærkere styring af de udførende lokale miljømyndigheder end i Danmark. Såfremt det forholder sig således, kan de indsamlede miljøgodkendelser anses for at være repræsentative. De følger dog slavisk regelværkene angivet i figur 5.6 og tilhører således samspilsparadigmet.

Kontrolform

Kontrolvilkårene stilles i relation til en måling af indholdet fra den samlede spildevandsudledning efter rensning og er ikke ligesom kravvilkårene inddelt efter brancher. Der stilles krav om, at der etableres en flowmåler samt en prøvetank dels til kontinuerlig opsamling af prøve med en kapacitet til et døgn prøveindsamling dels med aftapningsmulighed for den endelige døgnprøveudtagning. Der stilles også krav om målinger af tungmetalindholdet i eventuelt metalhydroxidslam. Den endelige spildevandsprøveudtagning og analysering foretages af myndighederne og foregår 4 gange om året (Schnellen, P.R.C.M. 1998), (Steghuis, A. 1999) & (Burer, H.R.M. 1999).

Denne prøvetagningsteknik har den fordel, at den opsamler eventuelle spidsbelastninger indenfor et produktionsdøgn som normale spildevandsprøvetagere ikke vil kunne opfange. Dette er særligt vigtigt, når industrispildevand skal kontrolleres, fordi industrispildevand ofte udledes med meget store indholdsmæssige spidsværdier. Variationer tilfældigt spredt hen over året opfanges imidlertid ikke, idet kontrolperioder à 4 gange om året ikke kan betragtes som en høj intensitet. Kontrolformen bygger klart på et samspilparadigme, hvor der stilles krav til rene tekniske løsninger.

Forberedelse af nye kontrolvilkår i spildevandstilladelser

Nogle galvanovirksomheder er fornyligt blevet bedt om at foretage massebalanceregistreringer d.v.s. registreringer af ressourceforbrug samt både m² belagt overflade og strømforbrug over det enkelte proceskar (Steghuis, A. 1999) & (Burer, H.R.M. 1999). Disse registreringer skal anvendes til at kunne stille præstationskrav til virksomhederne enten i form af en maximal koncentrationsværdi fra de galvaniske processer eller som præstationskrav vedrørende spild pr. produceret enhed, hvad enten enheden skal være den belagte overflade eller mængden af belagt materiale.

Imidlertid foregår prøvetagningen som den er tilrettelagt i Holland med stationære anlæg hvilket får den konsekvens at den beregnede spilmængde ikke umiddelbart kan verificeres ved prøveudtagning og analysering. Der skal derfor udvikles nye målekontrolformer til verificering af massebalancernes residualbetragtninger. Formålet er at flytte fokus fra rensetekniske løsninger til renere teknologi (Burer, H.R.M. 1999), hvilket ikke sikres ved de recipientbaserede miljøpolitiske målsætninger.

De ændrede kontroltiltag foretages i en forlængelse af aftalegodkendelsessystemet, men er ikke i sig selv en forlængelse af dette systems logik. Udgangspunktet for aftalegodkendelsessystemet er overbelastning af recipienter - en overbelastning, der sker som konsekvens af et branchevist tilrettelagt reguleringssystem, der ikke har taget højde for lokale niveauer for recipientkvaliteter. For at motivere virksomhederne i at udvikle teknologi, der kan bringe dem under det eksisterende niveau stilles, der krav til reduktionen af udledningerne. Systemet

indebærer dog ikke på, hvilken måde denne reduktion skal foregå. Det er dette de udførende miljømyndigheder forsøger at rette op på.

5.3 Reguleringsparadigmer i Holland

Det hollandske miljøgodkendelsessystem bygger klart og utvetydigt på udarbejdelse af normer, der er baseret på et generelt renseteknisk kendskab opdelt branche for branche. Dette medfører et problem for lokal- og regionalområder især med hensyn til udledningen af tungmetaltholdigt spildevand, hvad enten det sker direkte til recipient eller til renseanlæg. For at undgå disse problemer fastlægges en national recipientkvalitetsplan baseret på målinger af emissioner, hvor virksomhederne stilles overfor krav om en drastisk reduktion. Hvorledes denne reduktion skal foregå og tidsrammen for, hvornår denne reduktion skal være fuldført forhandles mellem de centrale myndigheder, de udførende myndigheder og industriens organisationer. På denne måde opnås et dynamisk miljøreguleringsystem, der bygger på et samspilparadigme. Måden kravvilkårene er formuleret på, nævner ikke noget om virksomhedernes præstation, hvorfor denne problemstilling overlades til de lokale miljømyndigheder i formuleringen af nye krav- og kontrolvilkår.

Kravformuleringen i Holland er med PARCOM rekkommendationen fuldstændig ens med de danske repræsenteret ved reglerne i brancheorienteringen for galvanoidindustri. "Covenant" systemet er et system, der ud fra et recipient udgangspunkt stiller strengere krav til virksomhedernes udledning. Ved etableringen af det branchevise regelværk som modsætning til det forrige reguleringsparadigmes tilknytning til recipienten betyder, at der mangler en relation til det lokale miljø. Det er denne relation, der genetableres ved introduktionen af "Covenant" systemet. "Covenant" systemet fokuserer ikke systemmæssigt på udviklingen af renere teknologi, hvilket overlades til de udførende miljømyndigheder at administrere.

Den hollandske metode at fastsætte udledningskrav har været kritiseret for ikke at fremme udviklingen af renere teknologi og i stedet for bevare det eksisterende teknologiske niveau. Kritikken formuleret af (Kemp, R. 1995) inddrages i det følgende, fordi den eventuelt kan bidrage som en yderligere inspiration til udvikling af det danske regelværk.

Den hollandske (innovationsteoretiske) kritik af traditionelle miljøgodkendelser

Teknologiske forandringer inddeles i inkrementelle forandringer og radikale innovationer. Ud fra teoretiske overvejelser påstås det, at den eksisterende miljøregulering foreskriver bestemte teknologiske løsningsmodeller og på den måde hindrer en fri udvikling af bedre teknologiske løsninger. For at kunne gå nærmere ind i denne problemstilling tages der udgangspunkt i (Rene Kemp 1995), der deducerer innovationsteoriernes gyldighed ved anvendelse af tre eksempler fra den hollandske miljøregulering; CFC-gas forbudet, udviklingen af organisk opløsningsmiddel fattig maling samt den hollandske spildevandsregulering af galvanovirk-

somheder, der med fokus på normale flokkuleringsanlæg hindrer implementeringen af membranteknologi. Teknologiforståelsen i denne deduktion er illustreret i figur 5.7.

Technology	Adopter population	
	Firms/organisations	Consumers
J. Production process changes		
i. end-of-pipe	Waste-water treatment systems	x
ii. process-integrated	CFC-recycling Membrane technology	x
B. Product changes		
i. product reformulation	CFC-free cooling systems Low-solvent coatings	CFC-free aerosols and refrigerators Low-solvent paints
ii. product substitution	Rock wool instead of foams CFC-free cleaning agents	Thermal home insulation
C. New technology systems	renewable-intensive energy system	

Figur 5.7: Et overblik over teknologistudier i (Kemp, R. 1995 s. 21).

Det følgende vil tage udgangspunkt i studiet af spildevandsreguleringen af galvanoidindustrien. Rene Kemp sætter op som tésé, at de hollandske miljømyndigheders fastlæggelse af grænseværdier fastholder virksomhederne i traditionel renseteknik forstået som inkrementel teknologisk forandring i stedet for at søge en integreret løsning som membranfiltrering, der opfattes som en radikal innovation.

Sammenlignes de traditionelle flokkuleringsrenseanlæg med membranteknologi, er det Rene Kemps opfattelse, at denne teknologi er mere integreret i virksomhedernes produktion end den traditionelle flokkuleringsrenseteknik. Anvendelsen af membranteknologi ved skyllekarrene gør det muligt at recirkulere enten væsken fra procesbadet, vandet fra skyllekarrene eller

begge dele. Ved at recirkulere begge dele vil de salte, der er bundet til metallerne, imidlertid opkoncentreres i enten skyllekarrerne eller i procesbadet, hvorefter disse må kasseres og udledes som spildevand eller afleveres som affald.

Prisforskellen mellem at aflevere spild som affald eller at udlede spild som spildevand betyder, at de fleste galvanisører helst ser, at opkoncentreringer sker i skyllevandet. Membranteknik renser det brugte skyllevand til et niveau, der betyder, at saltene ledes med tilbage til procesbadene. Membranteknikken ønskes derfor ikke anvendt, medmindre der etableres en yderligere renseteknisk foranstaltning til oparbejdning af procesbadet. Membranteknikken kan således ikke betragtes som en mere integreret teknologisk løsning end flokkuleringsrenseanlæggene. Der er i begge tilfælde tale om renseteknik, der tilsættes den eksisterende produktionsteknologi. Der eksisterer endvidere en lang række af andre rensetekniske foranstaltninger, der med ligeså stor fordel kan anvendes til de meget forskellige processer, der forekommer i galvanobranchen. Der kan således være miljømæssige grunde til ikke at vælge membranteknologi og eksemplet virker meget dårligt udvalgt til illustration af integration i produktionsteknologi.

Problemet med den manglende implementering af renere teknologi ligger ikke alene i relation til kravets tilpasning til et normalt flokkuleringsrenseanlæg men derimod til, hvorledes kravet er formuleret. De hollandske krav er formuleret som et udledningskrav og ikke som et krav til virksomhedernes produktionsmæssige miljøpræstation. Det, de centrale hollandske miljømyndigheder kan kritiseres for, er derfor deres fokus på udledningsniveauer og renseteknik i stedet for at fokusere på virksomhedernes produktionsmæssige miljøpræstation. Det er dette (Burer, H.R.M. 1999) forsøger at råde bod på ved at flytte kontrolpunktet fra udledningskontrol til proceskontrol.

Kontrolform

Den hollandske kontrolform tager udgangspunkt i krav til virksomhederne om etablering af en fast flowmåler, ventil og kontinuerlig opsamlingsmulighed af spildevand med en kapacitet svarende til et døgn's produktion. Der anvendes ikke mobile prøvetagningsenheder, hvilket betyder, at usikkerheden i prøvetagningen reduceres til et minimum og det er på denne måde til forskel fra situationen i Danmark lykkedes for hollænderne at implementere samspilparadigmet i kontrolformen for regulering af spildevand.

Problemet med den hollandske kontrolform ligger i det stationære, når kontrolformen i relation til udvikling af rationaleudnyttelses- og kredsløbsparadigmerne ønskes ændret. Sandsynligvis vil den hollandske miljøadministration i et stykke tid holde fast i den traditionelle udledningskontrol inden den produktionsinterne kontrolform er blevet udviklet i tilstrækkelig overbevisende udgave. En del af problemet ligger i, at kontrolformen helt overlades til virksomhedernes egenkontrol, hvor målingerne i afløbsrøret tidligere har været

offentligt administreret af vandbestyrelserne men brugerfinansieret af virksomhederne.

Det danske kontrolsystem kan kun vanskeligt anvendes til samspilsparadigmet som systemet er udviklet til og kræver en udbygning af rensetekniske foranstaltninger eller etablering af prøveopsamlingsbeholdere, hvorimod det hollandske er velegnet. Ved et forsøg på implementering af et rationaleudnyttelsesparadigme kommer denne kontrolform både i Holland og Danmark til kort, hvilket er illustreret ved eksemplet med Astral Galvano A/S i forrige kapitel.

6. US Effluent Standards

I starten af 1970'erne gennemgår USA en række gennemgribende ændringer af lovene på miljøbeskyttelsesområdet. Der skiftes fra miljøregulering baseret på teknisk naturvidenskabelige discipliner til miljøregulering baseret på teknisk samfundsvidenskabelige discipliner især de klassisk økonomiske.

Miljøreguleringen i USA adskiller sig fra den danske ved at være splittet op i regler for spildevandsudledning, luftemissioner, støj og affald, hvor der udarbejdes selvstændige regelsæt med selvstændige tilladelsessystemer. I relation til den enkelte virksomhed udstedes der ikke en samlet miljøgodkendelse som i Danmark, men der udstedes tilladelser m.v. separat for hver emissionsform. Reglerne fastsættes federalt ud fra en vurdering af, hvad der er teknologisk og økonomisk opnåeligt efter BAT-princippet. Imidlertid kan der stilles spørgsmål ved anvendelse af BAT-princippet, når der ikke er tale om et integreret miljøgodkendelsessystem. Ikke desto mindre kan den amerikanske federale miljøforvaltning have udviklet nogle integrerede udledningsstandarder, hvorfor der i det følgende dels vil fokuseres på spildevandsreguleringen generelt dels fokuseres på reglerne vedrørende udledning af spildevand fra galvanoidindustri.

Vedtagelsen af The Federal Water Pollution Act i 1972, der i 1977 ændrede navn til The Clean Water Act, indeholdte et BAT strategisk udgangspunkt (Dean, D.B. 1981). Dette var en fundamental ændring af den hidtidige miljøreguleringspraksis og strategi. Den første vandmiljølovgivning i USA tilbage fra 1948 byggede således på en recipientkvalitetsplanlægning med tilsvarende recipient differentierede standarder og grænseværdier. Ændringen af spildevandslovgivningen i 1972 var et opgør med den hidtidige miljøreguleringsstrategi, som den amerikanske miljøadministration fandt særdeles ineffektiv; idet den var kendetegnet ved:

"Stream use designations tailored to protect or attract industrial development, inadequate information on the cause and effect links between discharges and water quality, inadequate consideration on health of aquatic ecosystems, problems of equity between old and new pollution sources, and general inattention to pollution emanating from sources other than a pipe." (Council on Environmental Quality 1983).

1972-lovgivningen indeholdt nogle handlingsplaner for udarbejdelse af en række BAT baserede udledningsstandarder. Siden 1972 ved vedtagelsen af den ny spildevandslovgivning, der byggede på et BAT princip har amerikanerne arbejdet med branchevise normer refererende til en liste i loven. I midten af 1970'erne blev US EPA anklaget for ikke at udarbejde disse normer hurtigt nok i relation til deres egen planlægning. Efter at have indgået et kompromis med de grønne organisationer i 1977 kom der gang i arbejdet og de første normer for galvanoidindustrien trådte i kraft i 1983 (Kaae, J. & Mortensen. J.P. 1987).

De BAT baserede udledningsstandarder skulle udarbejdes på baggrund af gennemgange af det teknologiske niveau i en række forskellige brancher. Der skulle fastlægges nogle spildevandsudledningsniveauer på en række specifikke parametre branche for branche. Industrien blev inddelt i 34 forskellige kategorier, der inkluderede over 700 forskellige brancher. De teknologiske beskrivelser deltes op i BAT: Best Available Technology og Best Conventional Technology, BCT. BCT omhandlede kun den bedst tilgængelige renseteknik, hvorimod BAT for nye udledere indeholdte vurderinger af mulighederne for implementering af renere teknologi samt som følge heraf relationer til andre emissionsforhold som affald og luft. Beskrivelserne af teknologi skulle indeholde følgende faktorer:

"... such factors as the age of industrial facilities, the manufacturing processes employed, energy impacts, nonwater quality environmental impacts, and the cost of pollution control." (Council on Environmental Quality 1983).

Spildevandsudledningerne inddeltes i tre kategorier, der hver især indeholdte parametre med hver sin karakterisering, jvnf. figur 6.1:

- Konventionelle forureningsparametre som BOD, slamtørstof, pH og colibakterier.
- Ikke konventionelle - ikke toksiske forureningsparametre som COD, nærings-salte, total organiske forbindelser, pesticider.
- Toksiske forureningsparametre som uorganiske forbindelser, tungmetaller m.v. (Council on Environmental Quality 1983)

	Konventionelle forureningsparametre	Ikke konventionelle forureningsparametre	Toksiske forureningsparametre
Direkte udledere, før 1977	BAT	BCT	BAT
Direkte udledere, efter 1977	BAT	BCT	* BAT
Udledere til offentlige kloaksystemer	BCT	BCT	** BAT

* Ved nye udledninger stilledes krav om renere teknologi både som krav til produktionsprocesser og bedre husholdning.

** Ved udledning af toksiske stoffer til et offentligt renseanlæg stilledes krav til virksomhedernes påvirkning af vandmiljøet ikke må være anderledes end ved direkte udledning.

Figur 6.1: Det amerikanske spildevandsreguleringssystem (Council on Environmental Quality 1983).

Fastlæggelse af grænseværdier skete afhængig af følgende forhold: Grænseværdierne skulle for det første være afhængig af, hvilke type parameter, der kan karakterisere spildevandsudledningerne d.v.s. konventionel, ikke konventionel eller toksisk. For det andet afhang grænseværdierne af, om virksomheden var eksisterende inden vedtagelsen af CWA i 1977 eller efter, samt om der var tale om direkte udledning eller udledning til et offentligt renseanlæg, jvnf. figur 6.1 (Council on Environmental Quality 1983).

Grænseværdierne for de eksisterende virksomheder (udledninger etableret før 1977) med direkte udledning inddeltes efter karakteriseringen af spildevandsudledningen i relation til kravet om teknologianvendelse på følgende vis: Konventionelle forureningsparametre skulle reguleres efter BAT-strategien. Ikke konventionelle forureningsparametre skulle reguleres efter BCT-strategien. Toksiske forureningsparametre skulle reguleres efter BAT-strategien.

Grænseværdierne for de nye virksomheder (udledninger etableret efter 1977) med direkte udledning skulle som minimum følge de samme retningslinier som for de eksisterende udledere. Der kunne dog indlægges yderligere overvejelser med krav om anvendelse af alternative produktionsprocesser, håndtering af spildstrømme m.v., procesregistreringer m.v. (Council on Environmental Quality 1983)

Grænseværdierne for virksomheder, der udledte til offentlige kloaksystemer, byggede på, at virksomhederne skulle kunne iværksætte en forrensning, der havde til formål at:

- beskytte renseanlæg og kloaksystem.
- forebygge udledning af stoffer, der passerer igennem de offentlige renseanlæg uden en passende behandling (Council on Environmental Quality 1983).

På baggrund af denne udarbejdelse af BAT baserede udledningsstandarder udarbejdedes flere analyser, der kunne inddeles i fire hovedgrupper:

- Procedurer for analyse- og prøvetagningsmetoder til karakterisering af industrielle udledere.
- Metoder til bestemmelse og udvikling af trinvis implementering af renere teknologi.
- Udledningskravenes betydning for konkurrencevilkår indenfor branchen herunder beskæftigelsesforhold.
- EPA's svar og reaktion på offentlige høringer vedrørende de foreslåede udledningskrav (Council on Environmental Quality 1983).

Disse fire hovedgrupper af analyser dannede den endelige evaluering af det indsamlede materiale og dermed grundlaget for fastlæggelsen af den endelige BAT baserede udledningsstandard.

Dynamikken i kravfastsættelsen

I forståelsen af BAT ligger en periodevis revision af standarderne. Periodens varighed er ikke fastlagt, men afhænger af udviklingen indenfor det pågældende område. Principielt set kan standarderne revideres til både strammere og mindre restriktive krav. I praksis vil myndighederne dog altid forsøge at stramme kravene. For at fremme udviklingen af renere teknologi, d.v.s. udvikling af niveauer beliggende under det eksisterende BAT niveau, anvender US EPA to forskellige redskaber. Det ene redskab er subsidier og det andet er udvikling og information om alternative regnskabsformer, der indregner flere miljømæssige aspekter end traditionel regnskabsmetodik. Denne regnskabsform benævnes for Total Cost Assessment (TCA) eller Environmental Accounting (EA) (Foecke, T. & Haveman, M. 1997).

TCA og EA principperne inddeler økonomien i fem forskellig niveauer:

- Niveau 0: Traditionel opgørelse af indtægter og udgifter.
- Niveau 1: Emissionsbetingede opgørelser.
- Niveau 2: Opgørelser over udgifter og indtægter vedrørende miljørådgivning, udarbejdelse af ansøgninger, emissionsmålekontrol m.v.
- Niveau 3: Opgørelser over udgifter og indtægter vedrørende civile retlige søgsmål.
- Niveau 4: Opgørelser over udgifter og indtægter vedrørende omdømme, reklamer m.v. (Danielsen, B. m.fl. 1997) & (Foecke, T. & Haveman, M. 1997).

Niveau 0: Der eksisterer ikke en egentlig definition på traditionelle økonomiske opgørelser af indtægter og udgifter. Den enkelte virksomheds måde at tilrettelægge de økonomiske opgørelser afhænger dels af hvordan virksomheden har valgt at håndtere egen kostprissammensætning, dels af virksomhedens konkurrencemæssige forhold, dels af ydre krav fra myndigheder, investorer, leverandører og kunder m.v. Opgørelserne indeholder derfor typisk elementer fra de næste niveauer uden at dette er sket på systematisk vis (Foecke, T. & Haveman, M. 1997).

Niveau 1: Emissionsbetingede opgørelser omhandler værdisætning og allokering af spildte rå- og hjælpestoffer. Ved at værdiallokere spildte rå- og hjælpestoffer til indkøbsprisen af rå- eller hjælpestoffer eller salgsprisen for produkter for spildte og bearbejdede råstoffer kan der opnås ganske betydelige kostprisreduktionsmuligheder for den enkelte virksomhed. (Foecke, T. & Haveman, M. 1997)

Niveau 2: Opgørelser over udgifter og indtægter vedrørende miljørådgivning, udarbejdelse af ansøgninger, emissionsmålekontrol m.v. indgår ofte i virksomhedernes regnskaber og budgetlægning som fælles udgifter. Allokeres disse udgifter og indtægter derimod til anvendelse af en bestemt råvare eller en bestemt proces vil projekter f.eks. om udvikling af renere teknologi ofte kunne få en helt anden rentabilitet (Foecke, T. & Haveman, M. 1997).

Idet miljørådgivning, udarbejdelse af ansøgninger, emissionsmålekontrol m.v. ofte er forhold,

der er blevet påtvunget virksomheden af de udførende miljømyndigheder, opstår der en mulighed for, at de udførende miljømyndigheder kan få indflydelse på den enkelte virksomheds interne økonomiske forhold afhængig af, hvorledes myndigheden vælger at administrere de pågældende regelværk.

Niveau 3+4: Opgørelser over indtægter og udgifter vedrørende civilretslige søgsmål i forbindelse med miljøsager er typisk fænomen i USA som ikke finder sted i Danmark, hvor der er et særskilt ankesystem for miljøsager. Disse opgørelser er iøvrigt meget vanskelige at opgøre. Det samme gælder for opgørelser af indtægter og udgifter vedrørende omdømme, reklamer m.v. med begrundelse i miljøforhold selvom dette kan få afgørende betydning for virksomhedernes overlevelse. Undersøgelser af virksomhedernes økonomiopgørelser viser da også, at niveauer 3+4 stort set ikke inddrages i virksomhedernes økonomiopgørelser samtidigt med, at økonomerne har vanskeligt ved at anvise en konkret metodik (Foecke, T. & Haveman, M. 1997).

Revision af Effluent Standards

Det følgende arbejde med de amerikanske normer er derefter revision af normerne. Revision af de amerikanske udledningsstandarder for spildevand bygger på en analyse af branchen bestående af;

- en indledende afgrænsning af branchen,
- kortlægning af eksisterende data,
- spørgeskemaer til alle virksomheder vedrørende økonomiske og tekniske forhold,
- besøg på udvalgte virksomheder, hvor der indsamles informationer om procesforhold m.v., samt
- studier af mulige teknologiske alternativer (Federal Register 1996).

Det er dog uklart, hvornår eller hvor hyppigt de enkelte udledningsgrænseværdier revideres. De indsamlede data samles i en rapport, hvor selve teknologivurderingerne foretages. Udledningsniveauerne bestemmes i relation til vandforbrug, kostprissammensætning og affaldssammensætning m.v. og munder ud i nogle konklusioner om underinddeling af branchen og omkostningsniveauer m.v. (Federal Register 1996).

På baggrund af dels analyser af branchens miljømæssige effekter, dels på baggrund af ovennævnte databearbejdning fastlægges forskellige reguleringsmuligheder. Den foretrukne udvælges og der udarbejdes dels et forslagsdokument indeholdende beskrivelse af den tekniske udvikling, en analyse af de økonomiske effekter samt en miljømæssig vurdering, dels udarbejdes et notat til Federal Register. Derefter fremlægges og offentliggøres udledningsgrænseværdier i en høringsrunde (Federal Register 1996).

På baggrund af de indkommende kommentarer revideres vurderingerne både i relation til delbrancheinddeling, kostprissammensætning og økonomiske effekter. Dette medfører reviderede udledningsgrænseværdier samt miljømæssige vurderinger, hvorefter der kan opstilles reviderede forslag og muligheder for den fremtidige regulering. Derefter udvælges det endelige reguleringsgrundlag. Til sidst udarbejdes der dels endelige dokumenter vedrørende;

- den teknologiske udvikling,
- analyser af de økonomiske effekter, samt
- den miljømæssige effekt,

dels offentliggøres de offentlige kommentarer, dels udarbejdes der et dokument til Federal Register, hvorefter det endelige reguleringsgrundlag er færdigudarbejdet. Regelgrundlaget består således af en præcisering af, hvilke typer af virksomheder den gælder for samt af en opdeling i delbrancher (Federal Register 1996).

Sammenhænge med udledning til lokale recipienter

Ved at tilrettelægge kravfastsættelsen i relation til virksomhedernes økonomiske udvikling mangler der en relation til de lokale miljøforhold, der som nævnt i 1972 var blevet fornægtet ved procedurene for kravfastsættelsen. I de internationale miljøaftaler, når det omhandler BAT, indgår der ofte en passus om, at der kan stilles yderligere krav til virksomhederne, såfremt det kan begrundes i lokale forhold. Dette fremgik imidlertid ikke af den amerikanske miljølovgivning fra 1972.

På grund af den manglende sammenhæng med de lokale miljøproblemer manglede de udførende amerikanske miljømyndigheder et redskab til i visse områder at kunne stille krav om yderligere reduktion af udledninger under BAT (Kaae, J. & Mortensen, J.P. 1987). I det økonomer dominerede tankegangen i BAT udvikledes i 1980'erne et redskab til regulering af lokale miljøproblemer, der på dansk har fået betegnelsen "Køb og salg af forureningstilladelser". Denne gennemgang skal ikke ses som en up-to-date beskrivelse men blot som en beskrivelse af systemet som det var tænkt, da det blev introduceret. Den amerikanske betegnelse for dette miljøreguleringsredskab relateres til illustrationen af strategien og er benævnt for: "Bobbel Strategies".

Den amerikanske miljøadministration slår fast, at formålet med køb og salg af forureningstilladelser er at reducere mængden af udledte stoffer, og forhåbentligt mere effektivt end et grænseværdibaseret regelsystem. Som kommentar til de eksisterende grænseværdier nævner (Hanh, R.W. & Noll, R.G. 1983 p.128):

"In sum standards do not lead to the most cost-effective abatement strategies, are promulgated in costly, time consuming process and impede technology and new business investment."

Formålet med køb og salg af forureningstilladelser er således at gå videre end blot faste grænseværdier for, hvad naturen kan tåle, eller hvad virksomhederne for nærværende kan opnå ved anvendelse af Best Available Technology. Ved at opstille faste rammer i et lokalområde er det meningen, at virksomhederne skal reducere deres emissioner. Det er op til virksomhederne selv at udvikle de teknologiske løsninger. Reguleringsstrategien indeholder oprindeligt 4 elementer: Bubbles (bobler), offsets (modregning), banking (depoter) og netting (netværk). Amerikanerne formulerer bobbelstrategien således:

“Under the “bobbel” concept, firms are encouraged to combine the emissions from their numerous outlets to define the emissions limitation for the entire facility, and then to develop their own strategies for different levels of control at different sources, as long as the entire plant within the “bobbel” stays the overall emissions ceiling.” (Council on Environmental Quality 1982, p.184)

Det kan således konstanteres, at der fokuseres kraftigt på, hvorledes kontrollen af emissionerne kan effektiviseres teknisk såvel som økonomisk. Derudover tillades en større ramme for den enkelte punktkilde end, hvad anvendelse af de BAT baserede udledningsstandarder tillader, når blot den samlede emission ikke overskrides:

“A single plant that has several emissions sources may be permitted to increase emissions beyond the current standard at one location if it makes a greater reduction in emissions somewhere else at the same facility”. (Hanh, R.W. & Noll, R.G. 1983 p.131)

Dette svarer ganske til det danske rammegodkendelsessystem. Umiddelbart gælder bobbelstrategien tilsyneladende kun en enkelt virksomhed og dens interne dispositioner, men strategien kan udvides til at gælde flere virksomheder i et lokalområde. Det benævnes for modregning:

““Offsetting” is the administrative procedure that provides for “inter-firm” trading of discharge permits among activities not in the same plant or not owned by the same firm.” (Council on Environmental Quality 1982, p.185)

På denne måde tillades, at virksomhederne handler med hinandens emissionstilladelser. Reducerer en virksomhed de stofflige emissioner under, hvad de har tilladelse til, kan virksomheden endvidere modtage kredit for senere salg eller brug.

“Emissions “banking” enables firms to “bank” their Emission Reduction Credit (ERC’s) and receive credit (for subsequent sale or use) for discharge reductions achieved in excess of applicable legal requirements.” (Council on Environmental Quality 1982, p.185).

Netværksstrategien omhandler situationer, hvor en enkelt virksomhed skal reducere udledningen fra nogle bestemte kilder, men kan så få tilladelse til at udlede fra andre punktkilder til andre områder:

“Netting” is similar to “offsetting” with the difference that “netting” applies to firms that must reduce some pollutants from certain sources to enable them to expand the use of other sources of the same pollutant”. (Council on Environmental Quality 1982, p.185).

Hvorvidt disse markeder kan få en indflydelse på virksomhedernes teknologiske udvikling eller miljøet er et spørgsmål som ikke engang amerikanerne vil svare på, idet:

“... the long-term status of traded permits is not clear in any program.” (Hanh, R.W. & Noll, R.G. 1983).

USA har dog indført miljøkvalitetskriterier, der kan anvendes i lokal- og regionalområder til at stramme kravfastsættelsen baseret på BAT. Disse økonomiske redskaber skaber en metode til fordeling af reduktionstiltag mellem de forskellige bidragsydere og står således i kontrast til potentiel effekt anvendelsen i samspilsparadigmet.

6.1 Electroplating Industry

I 1983 udsender US EPA en udledningsstandard for galvanovirksomheder. Galvanovirksomhederne er inddelt efter;

- om virksomhederne er eksisterende på det tidspunkt, hvor regelsystemet træder ikraft eller skal nyetableres,
- om virksomhederne er løngalvanisører eller blot en afdeling på en virksomhed, der producerer et andet produkt,
- om virksomhederne udleder mere eller mindre end 38.000 liter om dagen,
- om udledningen foregår direkte til recipient eller til et offentligt renseanlæg,
- hvilken type af processer, der anvendes på den enkelte virksomhed.

Udledningsgrænseværdierne (før rensning) fra eksisterende og nye virksomheder bliver i 1983 fastlagt som vist i figurene 6.2 og 6.3. Der er kun forskelle i forhold til cadmium og cyanid indholdet, imens grænseværdierne for resten af stofferne er fuldstændig de samme. Grænseværdien for udledning af cyanid bygger på renseteknik og ikke på den anvendte produktionsteknologi.

<u>Udledningsparameter</u>	<u>Max. for 1 dag</u>	<u>Md. gns.</u>
Cadmium	0,69	0,26
Krom	2,77	1,71
Kobber	3,38	2,07
Bly	0,69	0,43
Nikkel	3,98	2,07
Sølv	0,43	0,24
Zink	2,61	1,48
Cyanid (eksisterende)	1,20	0,65
Cyanid (nyetablerede)	0,86	0,32
Olie/fedt	52	26
Slamtørstof	60	31
TTO (spildevand)	2,13	4,57

Figur 6.2: Grænseværdier for udledning af spildevand fra eksisterende galvanovirksomheder (Federal Register 1985).

<u>Udledningsparameter</u>	<u>Max. for 1 dag</u>	<u>Md. gns.</u>
Cadmium	0,11	0,07
Krom	2,77	1,71
Kobber	3,38	2,07
Bly	0,69	0,43
Nikkel	3,98	2,07
Sølv	0,43	0,24
Zink	2,61	1,48
Cyanid (eksisterende)	1,20	0,65
Cyanid (nyetablerede)	0,86	0,32
Olie/fedt	52	26
Slamtørstof	60	31
TTO (spildevand)	2,13	4,57

Figur 6.3: Grænseværdier for udledning af spildevand fra nye galvanovirksomheder (Federal Register 1985).

Revision af Effluent Standards, Electroplating Industry

Som grundlag for revision af grænseværdierne for udledning af spildevand fra galvanovirksomheder udsender US EPA i 1996 spørgeskemaer i to omgange; først til 1190 virksomheder og dernæst til 365 virksomheder. De fik 1555 anvendelige svar. På denne baggrund besøger eller etablerer US EPA langtids dataindsamling fra i alt 322 virksomheder. US EPA opdager, at mange virksomheder havde etableret et klassisk renseanlæg bestående af et pH-styret fældningsanlæg. Ud af 1190 undersøgte virksomheder foretog 689 virksomheder en eller anden form for rensning og 426 ud af dem benyttede den omtalte fældningsteknik. På baggrund af 322 nærmere undersøgte virksomheder fastlægger US EPA udledningsgrænseværdier for sådanne renseanlæg, vist i figur 6.4.

Galvanoindustrien er i 1997 inddelt i følgende delbrancher; elektrogalvanisører, der anvender de gængse metaller til overfladebelægning, elektrogalvanisører, der anvender ædle metaller til overfladebelægning, elektrogalvanisører, der anvender sjældne metaller til overfladebelægning, anodisering, coating, kemisk ætsning, valsning og fræsning, elektrodøløs galvanisering og printpladefremstilling (Federal Register 1996).

<u>Udledningsparameter</u>	<u>Langtids gns. mg/l</u>
Cadmium	0,13
Krom	0,572
Kobber	0,815
Bly	0,20
Nikkel	0,942
Sølv	0,098
Zink	0,549
Cyanid	0,18
Cyanid, fri	0,06
Olie/fedt	118
Slamtørstof	11,168
TTO (spildevand)	1,08
TTO (slam)	0,434

Figur 6.4: Grænseværdier for udledning af spildevand fra fældningsrenseanlæg (Federal Register 1996).

Udover inddelingen i forskellige delbrancher deles virksomhederne også op i om de udleder under eller over 38.000 liter om dagen. Det næste punkt i udledningsstandarder for galvanoin-
dustri er nogle generelle definitioner omfattende:

- en definition af Total Toxic Organics; TTO (summen af toksiske organiske stoffer) ved en lang liste af stoffer, hvor de skal være til stede i en koncentration over 0,01 mg/l.
- Monitoreringsspecifikationer, der præciserer, at analyser af enkelte stoffer skal begrundes ud fra produktionsprocesserne.
- Koordinering med reglerne for statistisk databehandling af måleresultater for galvanovirksomheder, der er en integreret del af anden virksomhed (Federal Register 1996).

Selvom reglerne er inddelt i delbrancher er de nye og reviderede grænseværdier for udledning af spildevand fra galvanoinindustri stadig ens for alle delbrancherne. Grænseværdier er vist i figur 6.5. Der er dog kommet et nyt sæt valgfri grænseværdier til - udledt mængde metal pr. metalbelagt overflade, hvilket er et udtryk for spild pr. produceret enhed.

Electroplating; Effluent Guidelines and Standards, US EPA 1997				
	mg/l		mg/m ² belagt overflade	
	1 måling	4 målinger	1 måling	4 målinger
Ag	1,2	0,7	47	29
Cu	4,5	2,7	176	105
Ni	4,1	2,6	160	100
Cr	7,0	4,0	273	156
Zn	4,2	2,6	164	102
Pb	0,6	0,4	23	16
Cd	1,2	0,7	47	29
Total metal	10,5	6,8	410	267
CN	1,9	1,0	74	39
Størrelse af virksomhed:	< 38.000 l/år		> 38.000 l/år	
TTO	4,57 mg/l		2,13 mg/l	

Figur 6.5: Grænseværdier for udledning af spildevand fra galvanovirksomheder (Federal Register 1996).

6.2 Reguleringsparadigmer i US Effluent Standards

Udviklingen af miljøreguleringen i USA ændrer det tidligere fokus i BAT fra rensetekniske foranstaltninger til et fokus på udvikling af produktionsteknologi, der fungerer således, at miljømyndighederne opstiller et niveau for maximal udledning, virkshederne som minimum skal overholde. Efter en vis periode revideres udledningskravene i relation til den teknologiske udvikling. På denne måde opbygges et dynamisk reguleringsystem imodsætning til det tidligere, der byggede på et statisk system, hvor et udarbejdet regelsæt vedrørende et udledningsniveau i princippet gjaldt for evig tid.

Figur 6.5 viser US Effluent Standards for galvanoidindustri. Den enkelte sagsbehandler skal foretage et valg mellem grænseværdierne udtrykt som en koncentrationsværdi eller som spild pr. produceret enhed. Dette viser, at den amerikanske miljøregulering er på vej i retning af at basere kontrolformen på massebalancebetragtninger i stedet for emissionsmålinger. Det er tydeligt, at den amerikanske miljøadministration har flyttet opfattelse af BAT som en renseteknisk foranstaltning til en karakterisering af produktionspræstationen. Opfattelsen af BAT flyttes fra et samspilsparadigme til et rationaleudnyttelsesparadigme. Vedrørende de konkrete grænseværdier for galvanoidindustri kan der konstateres en vigtig mangel i fastlæggelsen af spild pr. produceret enhed - nemlig affaldsgenereringen, hvilket formentligt skyldes, at USA ikke har et integreret godkendelsessystem.

BAT defineres gennem de økonomiske analyser ved at tage udgangspunkt i en gennemsnitsbetragtning af branchens økonomiske forhold (Vercaemst, P. & Dijkmans, R. 1999). Dette betyder imidlertid, at BAT forstået ordret ikke længere kan betragtes som det bedst tilgængelige. Skulle BAT være det bedst tilgængelige måtte der tages udgangspunkt i den bedste præstation indenfor en given population (branche). Denne skulle da herefter danne udgangspunkt for dannelse af kravfastsættelsen. Dette ville fremme virksomhedernes incitamenter for at udvikle renere teknologi.

Ved at anvende subsidier og at introducere alternative regnskabmetoder forsøges det, at få virksomhederne til at udvikle teknologi med mindre miljøbelastende præstationer. Denne tankegang bygger på udnyttelse af virksomhedernes rationaler især de økonomiske. Kravene til den enkelte virksomhed fastsættes på baggrund af økonomiske og teknologiske vurderinger af, hvad der er teknologisk muligt under de givende gennemsnitlige økonomiske omstændigheder. I første omgang var fokus rettet mod generelle rensetekniske foranstaltninger typisk for virksomheder i den pågældende branche ganske tilsvarende kravfastsættelsen i relation til samspilsreguleringsparadigmet. Imidlertid udvikles forståelsen af BAT fra kun at omfatte rensetekniske foranstaltninger til først og fremmest at omfatte produktionsteknologi samt rensetekniske foranstaltninger som et sekundært supplement, såfremt lokale forhold taler herfor.

Selvom BAT fastlægges ud fra en gennemsnitligt økonomisk betragtning, er de alternative

regnskabsmetoder, der er anbefalet af den amerikanske miljøadministration, effektive redskaber til at regulere den enkelte virksomhed. De bygger i stor udstrækning på massebalancebetragtninger og kan slet ikke gennemføres uden. Det er dog ikke lykkedes at implementere disse som en fast etableret del af regelværket i USA ligesom spild pr. produceret enhed stadig kun er et valgfrit element. Sammenfattende kan det siges, at US EPA har flere tiltag til fremme af renere teknologi, der i praksis ikke er blevet implementeret som krav. Paradigmeskiftet, der blev proklameret i 1972, er således ikke fuldt gennemført endnu. Der mangler bl.a. udvikling af et integreret miljøgodkendelsessystem (Norberg-Bohm, V. & Rossi, F. 1996). I det følgende vil der tages udgangspunkt i denne kritik af US Effluent Standards, fordi denne kan føre til en yderligere erfaringsindsamling til brug for udarbejdelse af et dansk regelværk.

Innovationsteoretisk kritik af godkendelsessystemet i USA

Som kritik af miljøreguleringssystemet i USA og fastsættelsen af BAT formulerer (Norberg-Bohm, V. & Rossi, F. 1996) en kritik af systemet gående på, at måden BAT fastsættes på, fastlåser den teknologiske udvikling i en eksisterende udviklingsretning, der på længere sigt kan medføre fastholdelse i et teknologivalg, der er mere forurenende end et eventuelt konkurrerende teknologispør. Overvejelserne knyttes til spildevandsudledningen fra pulp- og papirindustri med særligt fokus på kloranvendelsen ved blegning (Norberg-Bohm, V. & Rossi, F. 1996).

Som afsluttende løsningsforslag stilles en række af delløsninger op, der foreslås, og som skal indføres i miljøreguleringssystemet i USA;

- integrerede miljøgodkendelser, der indeholder alle emissionsformer,
- støtte til innovative bølgebrydere
- passende tidsrammer til kravefterlevelse
- et skift i kravformulering fra koncentrationstværdier til spild pr. produceret enhed
- udover her og nu kravfastsættelse at arbejde med målsætninger på længere sigt. Dette punkt anses for det væsentligste at få indført (Norberg-Bohm, V. & Rossi, F. 1996).

Norberg-Bohm, V. & Rossi, F. lægger mest vægt på den langsigtede målsætning. Imidlertid er det ikke noget til hinder for, at langsigtede målsætninger kan anvendes indenfor forskellige reguleringsparadigmer. Skal der bygges et nyt renseanlæg, kræver det ofte både forskning og en opsparring før, der kan investeres. Det væsentligste kritikpunkt holder derfor ikke som værende det væsentligste omend langsigtede målsætninger er et vigtigt punkt i udviklingen af renere produktion og inddragelse af kredsløbstankegange.

Det er tydeligt, at den amerikanske miljøregulering og kritikken af den holder sig indenfor

rammerne af den enkelte branche og de tilhørende konkurrencemæssige forhold. Skulle der f.eks. udarbejdes en miljøvurdering af substitutionsmuligheder for klorblegning i pulp- og papirindustrien uden denne brancheafgrænsning kunne det argumenteres, at produktion af klor og afbrænding af papir også skulle inddrages. Det miljømæssige valg mellem klorblegning og et alternativ kunne på denne måde blive forskubbet til klorfri blegnings fordel.

7. Miljøhandlingsplan for galvanindustrien

En opstilling af en miljøhandlingsplan for galvanindustrien bygger dels på rationaleudnyttelses- og kredsløbsparadigmerne dels på det danske regelværk. Paradigmerne fastsætter de overordnede rammer for, hvad regelværket teoretisk set skal indeholde. Analysen af det danske regelværk fastlægger, hvor langt den danske miljøregulering er nået med implementering af de miljøpolitiske målsætninger, hvorfor dette danner udgangspunktet for beskrivelsen af det nye regelværk. De progressive elementer af miljøgodkendelser, der er udarbejdet af de danske udførende miljømyndigheder, samt eksempler fra Holland og bemærkninger i regelværket i USA giver konkrete ideer til udfyldelse af de nye rammer.

Miljøreguleringen i USA er delt op i de forskellige emissionsformer, er det meget vanskeligt at vurdere på det eksisterende grundlag, hvorvidt der er taget højde for globale miljøproblemer. I PARCOM rekkommendationen er der dog tydelige henvisninger til relevante miljøregimer vedrørende andre medier end spildevand, f.eks. til Montreal Protokollen. Det er dog tydeligt, at US Effluent Standards ikke omfatter spørgsmål om substitution af organiske opløsningsmidler eller oparbejdning af procesbade, der fokuserer på henholdsvis luftforurening og affaldshåndtering samt -generering. PARCOM rekkommendationen forstås imodsetning til US Effluent Standards som et regelværk til anvendelse i et integreret miljøgodkendelsessystem som dem i Holland og Danmark.

US EPA inddeler galvanindustrien i 5 forskellige underinddelinger afhængig af virksomhedernes størrelse og type af processer, hvilket dog ikke får konsekvens for de udarbejdede grænseværdier for udledning af spildevand. Det ser nærmere ud til at amerikanernes opdeling i underbrancher sker af hensyn til de økonomiske analyser og vurderinger.

PARCOM holder fast i galvanindustrien som én branche, men indrømmer dog, at denne industri er meget kompleks med hensyn til både variationen af processer og størrelser af virksomheder. Dette benyttes som begrundelse for, at der ikke er lykkedes at tilvejebringe tilstrækkelige data således, at der kan udarbejdes grænseværdier for udledning af spild pr. produceret enhed.

PARCOM inkluderer ikke printpladeproduktion, hvilket adskiller sig både fra de danske og hollandske nationale regelværk og US Effluent Standards. Selvom der således er en mindre forskel i det bagvedliggende datamateriale vedrørende udarbejdelsen af PARCOM rekkommendationen og de amerikanske Effluent Standards er der ikke væsentlige forskelle i opfattelsen af afgrænsningen af galvanindustrien på nær vedrørende printpladeproduktion, idet afgrænsningen gennemføres ved de processer de pågældende virksomheder udfører.

Denne opstilling af en miljøhandlingsplan for galvanindustrien er afgrænset fra at vurdere forhold vedrørende printpladeproduktion, varmforzinkning m.v., idet disse virksomhedstyper bør have egne miljøhandlingsplaner, og holder sig således til elektrogalvanisering. De

virksomheder, der fokuseres på, er virksomhederne, der arbejder med el-galvanisering herunder også kromatering, hvilket svarer til ca. halvdelen af virksomhederne i undersøgelsen i kapitel 4.

For at belyse forskellene i miljøregulering Danmark, Holland og USA imellem tages der udgangspunkt i de reguleringsparadigmer, der er implementeret i de tre lande. Først og fremmest sammenlignes implementeringen af rationaleudnyttelsesparadigmet. Før opstillingen af miljøhandlingsplanen for galvanoidustri sammenlignes reglerne for udledning tungmetaltholdigt spildevand i Danmark, Holland og USA. Sammenligning af kravvilkår kan kun gennemføres indenfor det enkelte reguleringsparadigme ellers må sammenligningerne foregå på reguleringsparadigmeniveau.

Sammenligning af regelværk

Det følgende vil sammenligne "PARCOM recommendationen concerning Metal Surface Treatment Industry" med de amerikanske "Effluent Standards; Electroplating Industry". Begge standarder bygger på BAT-princippet, men der kan dog være forskelle i industristrukturerne for galvanoidustri i USA og det Nordvestlige Europa. Selvom vurderingerne begge foretages på galvanoidustri kan variationer i galvanoidustriens udvikling betyde, at standarderne besidder markante forskelle. På den anden side kan forskellene også være et udtryk for forskellige vurderinger af grundlag, der ikke adskiller sig fra hinanden. I figur 7.1 er grænseværdierne fra PARCOM rekkommendationen og de amerikanske Effluent Standards opstillet ved siden af hinanden. Derudover er der tilføjet grænseværdier for udledning af galvanisk spildevand fra et andet europæisk miljøsamarbejde; HELCOM.

Bortset fra grænseværdierne for nikkel og zink varierer grænseværdierne ikke markant fra hinanden vedrørende HELCOM og PARCOM. Derimod er grænseværdierne fra USA markant højere end grænseværdierne fra både HELCOM og PARCOM, på nær når det gælder bly og zink. Årsagen til dette kan findes ved besvarelse af følgende spørgsmål:

1. PARCOM inkluderer forrensning?
2. US EPAs kontrolformer er mere effektive?
3. US EPA prioriterer vandbesparelser?
4. PARCOM stiller skrapere krav til produktionsteknologi?

Parameter	PARCOM	HELCOM	USA
	1995 mg/l	1995 mg/l	1996 mg/l
Cd	0,2	0,2	0,7
Hg	0,05	0,05	-
Cr-tot	0,5	0,7	4,0
Cr (VI)	0,1	0,2	-
Cu	0,5	0,5	2,7
Pb	0,5	0,5	0,4
Ni	0,5	1,0	2,6
Ag	0,1	0,2	0,7
Sn	2,0	-	-
Zn	0,5	2,0	2,6
Zn (undtagelser)	2,0	4,0	-
Total metal:	-	-	6,8
CN	0,2	0,2	1,0
VOX	0,1	0,1	-

Figur 7.1: Forskellige grænseværdier for udledning af spildevand fra galvanovirksomheder henholdsvis i Danmark og USA (Federal Register 1996), (Miljøstyrelsen 1993), (HELCOM 1995).

Ad 1) Ved nærlæsning af PARCOM rekkommendationen synes det forudsat, at spildevand fra galvanovirksomheder skal forrenses inden det udledes til offentlig kloak. Grænseværdierne er nøje afstemt efter, hvad den mest simple og billigste renseteknik; fældningsanlæg, kan opnå. Dette kan illustreres ved at sammenligne PARCOM rekkommendationens grænseværdier med de amerikanske undersøgelser af fældningsanlæg fra starten af 1990'erne jvnf. figur 7.2.

Grænseværdierne ligger så tæt på hinanden i niveau, at det er rimeligt at konkludere, at PARCOM's udledningsgrænseværdier ikke er en vurdering af produktionsteknologi anvendt i galvanoidustrien, men derimod en vurdering af en traditionel rensetekniks formåen i relation til galvanisk spildevand. US EPA fastsætter derimod grænseværdierne uden indregning af renseteknik. Renseteknik kan først komme på tale, såfremt lokalområdet recipientkvalitet eller renselanlæggets funktion foranlediger til at stille yderligere krav. Det kan således konstateres, at her er en tydelig forskel på de gennemførte teknologivurderinger.

Udledningsparameter	US EPA gns. mg/l	PARCOM (mg/l)
Cadmium	0,13	0,2
Krom	0,572	0,5
Kobber	0,815	0,5
Bly	0,20	0,5
Nikkel	0,942	0,5
Sølv	0,098	0,1
Zink	0,549	0,5

Figur 7.2: Amerikanske grænseværdier for udledning af spildevand fra fædningsanlæg (Federal Register 1996) sammenholdt med grænseværdier for udledning af spildevand fra galvanovirksomheder i Danmark (Miljøstyrelsen 1993).

Ad 2) Det er vanskeligt på det eksisterende empiriske grundlag i denne rapport at udtale sig om effektiviteten i kontrolfunktionerne. Det er dog ganske klart, at muligheden for at sammenligne resultaterne fra en kontrol udført som måling af spildevandet med en kontrol udført som registreringer i en massebalancekontrol, medfører en større præcision. Disse to kontrolformer er indbygget som en valgmulighed i det amerikanske regelsystem, jvnf. forrige kapitel.

Ad 3) US EPA udgiver en række vejledninger vedrørende forureningsforebyggelse. Vejledningerne er opdelt i relation til brancheinddelingen af "Effluent Standards". Vejledningen vedrørende galvanoidindustri (US EPA 1992) anviser en billig og effektiv vandbesparelse, der ikke fremgår af Brancheorienteringen for galvanoidindustri eller PARCOM rekkommendationen. Den er formuleret ved præsentation af en formel, der kan bruges til at beregne det nødvendige vandforbrug:

$$Q = \frac{O \cdot K_p}{K_a}$$

hvor Q = Flow igennem skyllekar
 O = Overslæbs mængder
 K_p = Koncentration af kemikalier i procesbad
 K_a = Akceptabel koncentration af kemikalier i skylletank

Løsningen er meget simpel - sluk for vandet, når anlægget ikke bruges. Derudover kan der installeres automatiske sluk og tænd anlæg. Afhængig af løsningsmodel (timer og magnetventil) koster denne foranstaltning normalt ikke ret meget og giver en relativ stor besparelse i

vandmængde. Vandbesparelser vil alt andet lige medføre en højere koncentration af forureningsparametre, hvorved grænseværdier, der afspejler sådanne besparelser må være betydeligt højere. Højere koncentrationer af tungmetaller i små mængder er lettere at rense, hvad enten dette skal ske internt eller eksternt, samt om det frarensede slam eller eluat skal bortskaffes eller genbruges. US EPA stiller ikke krav om genbrug af dette, men de tilvejebringer muligheden for, at det kan ske.

Ad 4) Ved besvarelse af de tre første problemstillinger er det blevet indlysende, at PARCOM ikke stiller krav til produktionsteknologi! PARCOM fastsætter krav, der typisk kan indfries ved anvendelse af rensetekniske foranstaltninger og/eller fastholdelse af en vis fortynding i selve produktionsforløbet. Gennemføres der vandbesparelser vil koncentrationerne stige og rensetekniske foranstaltninger blive nødvendige. Der er således ingen økonomisk rationalitet for de europæiske virksomheder i at spare på vandet. Har virksomheden i forvejen etableret et renseanlæg af traditionel type, vil en vandbesparelse formodentligt kun påvirke spildevandsudledningen i positiv retning, idet en fældning optimeres ved at holde en mere koncentreret og homogen tilførelse af tungmetaller m.v. På den anden side vil en optimeret renseteknik medføre forøget slammængde, hvilket ikke kan betragtes som et økonomisk incitament for disse vandbesparelser. Uanset intentioner i PARCOM rekkommendationen og brancheorienteringen for galvanoidindustri fremmer de ikke deres eget formål i kravfastlæggelsen, når det omhandler vandbesparelser.

Som denne sammenligning efterviste vedrørende regelværkene for udledning af tungmetalholdigt spildevand fra galvanoidindustri er PARCOM rekkommendationens grænseværdier formuleret som koncentrationsgrænseværdier ikke udtryk for produktionspræstationer, men derimod et udtryk for de tilknyttede renseanlægs præstationer i relation til behandling af typisk galvanisk spildevand. Samtidigt forplumre anvendelsen af koncentrationsgrænseværdierne, hvad den egentlige baggrund for grænseværdifastsættelsen egentligt har været. Dette undskyldes med, at der ikke har været tilstrækkelig viden til at kunne fastlægge et niveau for udledning eller spild pr. produceret enhed, men på den anden side sikrer rekkommendationen heller ikke, at dette datagrundlag tilvejebringes til brug for fremtidig miljøregulering.

Det er formentligt korrekt, at så længe der fokuseres på europæisk industri, imodsætning til hvis blikket vendes mod miljøreguleringen i USA, er der en mangel på data. Den grundige forberedelsesfase ved revision af Effluent Standards betyder, at sådanne data har kunnet tilvejebringes. US EPA har således opstillet en valgmulighed mellem at bruge de traditionelle koncentrationsgrænseværdier og grænseværdier baseret på en massebalancebetragtning benævnt spildevandsudledning af metaller pr. m² belagt overflade. Begge typer af grænseværdier er fastlagt før renseteknik tages i betragtning. Etablering af renseanlæg kommer først på tale i tilfælde af, at det kræves af hensyn til det lokale eller regionale miljø.

Referencelister

Udover anvendelse af grænseværdierne opstillet i PARCOM rekkommendationen anvender Holland og Danmark lister over referencer til forskellige tekniske løsningsmuligheder for galvanovirksohederne i at foretage miljøforbedrende tiltag. Disse miljøforbedrende tiltag er oplistet og sammenlignet i figur 7.3.

	Renseteknik, PARCOM	Substitution: Trichlor til alkalisk af-fedtning	Vandforbrugsreduktion (magnetventiler)	Oparbejdning af procesbad	Oparbejdning af skyllebade, recirkulering	Produktlevetidssелеktion
NL	1	-	0	-	-	0
DK	1	1	0	-	-	0

1 Indført og implementeret
 0 Mangler
 - Mangler, men er foreslået

Figur 7.3: Punkter på lister over tekniske fix til miljøforbedringer i galvanoidustrien i henholdsvis Holland og Danmark (VROM 1998) & (Miljøstyrelsen 1993).

Den danske brancheorientering foreslår i overensstemmelse med PARCOM rekkommendationen en fælles løsning på spildevandsproblemet. Brancheorienteringen går dog et skridt videre ved at tale om et oparbejdningsanlæg, der udover spildstrømme også skal kunne behandle forbrugte og kasserede galvaniserede produkter samt andet metalbelagt affald. Således er både forbrugsfase og især kassationsfasen inddraget i løsningsforslagene. Kredsløbstankegangen er på denne måde bragt på banen, og det er kun den praktiske og konkrete løsning, der stadig mangler at se dagens lys.

7.1 Registrering af spild pr. produceret enhed

Princippet om massebalancer og tilhørende registreringer fastlægges som det måletekniske grundlag for grænseværdifastsættelser og kontrolform. Handlingsplanen omhandler derfor valg af produceret enhed og til sidst fokuseres der på de stofflige kredsløb som galvanoidustrien er en del af. For at belyse problemerne med bestemmelse af produceret enhed tages der

dels udgangspunkt i Astral Galvano A/S, fordi virksomheden allerede har været anvendt som eksempel samtidigt med, at der netop her er blevet arbejdet videre med forskellige registreringsstrategier, dels i den brancheinterne debat, der blev sat i gang umiddelbart efter udsendelsen af brancheorienteringen i 1993.

Brancheforeningen har en intern diskussion af, hvorledes den producerede enhed skal defineres og registreres. Valget af registreringsstrategi definerer den producerede enhed. Anvendes f.eks. en måling af overfladen med skydelære benyttes m^2 belagt overflade som den produceret enhed, hvilket benyttes i USA. Anvendes en måling af strømforbruget over det enkelte galvaniske proceskar benyttes en mængde enhed. Denne registreringsform blev i 1994 foreslået af Jan Stelmaszczyck fra Galvanisk Kompagni A/S og samtidigt formand for Dansk Galvanisør Union.

Registrering af m^2 overflade, der skal belægges, er en relativ nem registrering at foretage på virksomheder, der elektrogalvaniserer store mængder af emner med en ensartet form. En stor andel af især løngalvanisørerne overfladebelægger imidlertid mange forskellige emner, dels med meget forskellige belægningsformer, dels med meget forskellige former. Registreringsoperationen skal derfor foretages meget hyppigt. Yderligere vil elektrogalvanisering af mange emner med en ensartet form ofte også betyde, at disse skal belægges dels med den samme belægning, dels vil belægningen være af samme tykkelse. Løngalvanisørerne vil ofte have meget store variationer i belægningstykkelserne, hvilket betyder, at mængden af det belagte materiale vil kunne variere med en faktor 10, men med den samme m^2 overfladeangivelse.

Dansk Galvanisør Union (DGU) foreslår en anden beregningsmetodik end ved registrering af $(d)m^2$ belagt/behandlet overflade og råstof (anode) forbrug. Idet det pointeres, at især løngalvanisører med mange forskellige jobs vil have en stor variation i tykkelser af belægningsformer, vil en registrering af m^2 overflade dække over variationer med en faktor 5 til 10 i relation til lagtykkelsen og dermed den producerede enhed. Det foreslås derfor at udskifte definitionen af den producerede enhed med en mængdeangivelse beregnet på baggrund af en opgørelse af strømforbruget over det enkelte proceskar sammenholdt med jævnlige statusopgørelser af forbrug og indhold i proceskar (Stelmaszczyck, J. 1994). Et eksempel på denne opgørelsesform fra Galvanisk Kompagni A/S er vist i figur 7.4.

Den producerede enhed - defineret som mængden af metal, der medgår på produktet - kan jvnf. figur 7.4 registreres via registrering af strømforbruget over det enkelte procesbad. Registrering og beregning kan direkte omsættes til en spildprocent, hvad der ikke uden videre kan ske ved anvendelse af en enhed, der bygger på registrering af overfladeareal. Samtidigt vil registreringen af strømforbruget medføre en registrering af energiforbruget, der udover at kunne anvendes til beregning af tungmetaltholdig udledning og massebalancebetragtninger, kan anvendes til at opstille energibalancer m.v. Der er derfor meget der taler for, at denne strategi for registrering og definition af den producerede enhed er at foretrække. Efterfølgende har forslaget været debatteret i branchen, hvor Astral Galvano A/S har stået for et alternativt forslag fremsat af Flemming Dahl fra konsulentfirmaet; MiljøKemi A/S.

Bad nr. 181:	1000 l (75 g Ni/l)
1. Status:	
Anoder (vejning):	300 kg
Indhold (analyse):	75 kg
	375 kg
Tilsætning i perioden:	
100 Kg NiSO ₄ :	20 kg
50 Kg NiCl ₂ :	17 kg
20 Kg NiSO ₄ :	4 kg
10 Kg NiCl ₂ :	3 kg
	44 kg
	419 kg
2. Status:	
Anoder (vejning):	275 kg
Indhold (analyse):	73 kg
	348 kg
Forbrug:	71 kg
Timeampereforbrug (tæller): 65.000 Ah × 1,05 g =	68,25 kg
Spild:	2,75 kg

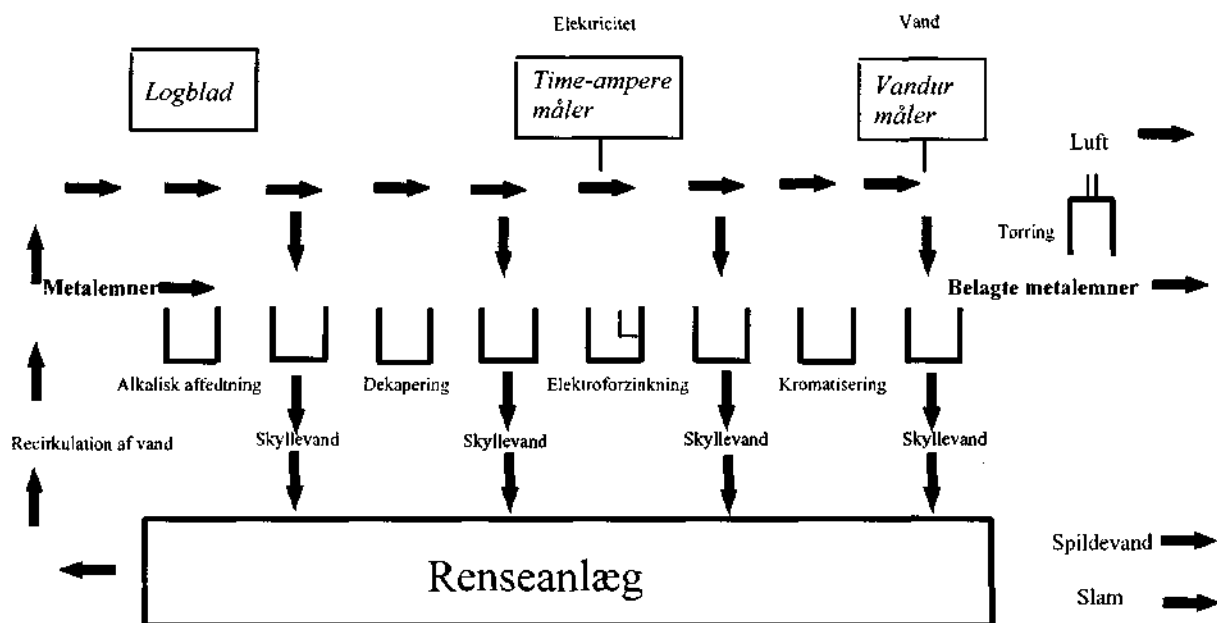
Figur 7.4: Eksempel på en massebalanceopgørelse baseret på måling af strømforbrug. Udarbejdet for en nikkellinie på Galvanisk Kompagni A/S i Valby (Stelmaszczyk, J. 1994).

Astral Galvano A/S - eksempler

Astral Galvano A/S har ikke etableret time-ampere-målere og kender derfor ikke strømforbruget over det enkelte galvaniske proceskar. Derfor benyttes en tredje måde, at bestemme den producerede enhed på. Under en kampagne opsamles alt skyllevandet efter hver kromateringssekvens. Derefter blev der umiddelbart udtaget en prøve for at bestemme indholdet i overslæbet. På denne måde forsøgte det at bestemme spildet. Mængde af belagt materiale bestemtes herefter ved hjælp af en residualberegning.

I figur 7.5 er produktionsforløb på galvanovirksomheden Astral Galvano A/S anno 1993

illustreret og sammenholdt med angivelse af let installerbare registreringstiltag. Valg af registreringer vil dog afhænge af strategi for, hvorledes massebalancen skal beregnes herunder af valget af den producerede enhed.



Figur 7.5: Produktionsbeskrivelse af Astral Galvano A/S anno 1993 med angivelse af registreringstiltag foreslået af Jan Stelmaszczyk.

Fra et miljømæssigt synspunkt bør der vælges så mange registreringer som muligt, idet det bliver muligt at kontrollere eventuelle residualbetragtninger. Imidlertid vil registreringer, der kun foretages for at dokumentere forhold for det ydre miljø, opfattes som unødvendige omkostningsfordyrende aktiviteter for den enkelte virksomhed, hvorfor den vil forsøge at begrænse registreringerne så meget som muligt. Registreringer skal derfor bygge så meget som muligt på registreringer, der foretages i forvejen og som kan benyttes lige såvel i andre sammenhænge f.eks. som dokumentation overfor skattevæsenet. Af registreringer, der foretages af hensyn til virksomhedens økonomi m.v. opdelt på henholdsvis renseanlæg og produktion for Astral Galvano A/S kan nævnes:

- Renseanlæg: Forbrug af hypoklorit
- Forbrug af bisulfit
- Forbrug af natriumhydroxyd
- Forbrug af flokuleringsmiddel

Produktion: Forbrugt anodemateriale (zink)
 Ordremængde
 Lagerbeholdning af råvarer
 Forbrugt saltsyre
 Forbrugt kromsyre
 Proceskar udskiftninger
 Afleverede affaldsmængder opdelt på typer

Astral Galvano A/S udarbejder i henhold til spildevandstilladelsen af 1997 udarbejdet af Gladsaxe Kommune hvert år, d.v.s. indtil videre for 1997 og 1998, en spildevandsrapport til Gladsaxe Kommune, hvori der indgår en massebalanceberegning. Imidlertid indeholder rapporterne to massebalanceberegninger baseret på to forskellige registreringsmetoder, hvilket er illustreret i figur 7.6:

- Den ene baseres på registreringer, der er foretaget baglæns ind i produktionen i relation til produktionsflowet, d.v.s. den bygger på målinger af spildevand og slam og relaterer dette til den forbrugte mængde af metal som forlangt af Gladsaxe Kommune. Der benyttes data fra registreringer i renseanlæg, data fra regnskab samt målinger af spildevand (statistisk behandlet) og slam (enkelt måling).
- Den anden baseres på målinger af overslæb, der herefter fordeles mellem slam og spildevand. Mængderne relateres til både forbrug og producerede produkter (inspireret af Flemming Dahl fra Miljø-Kemi A/S). Der benyttes data fra regnskab samt målinger af overslæb (kampgane en enkelt gang).

Metode 1:	1998	Metode 2:	1998
Indkøbt	58.947 kg Zn	Overslæb	117 kg Zn
Zn (spildevand)	15 kg	Slamindhold	1545 kg Zn
Udledning pr. ressourceforbrug	0,254 g/kg Zn	Udledning pr. ressourceforbrug	- 6,24 g/kg Zn
Indkøbt	744 kg Cr	Overslæb	331 kg Cr
Cr (spildevand)	6,8 kg	Slamindhold	280 kg Cr
Udledning pr. ressourceforbrug	0,115 g/kg Zn	Udledning pr. ressourceforbrug	0,865 g/kg Zn

Figur 7.6: Sammenligning af massebalancer beregnet på to forskellige registreringsgrundlag (Kjærulf, N. 1999).

Der er åbenlyst noget galt i beregningen i metode 2, fordi der afleveres mere zink i slammet end der overslæbes i processen. Derudover er det karakteristisk, at spildevandsudledningen af krom er næsten en faktor 8 så høj i metode 2 sammenlignet med metode 1. Der er flere usikkerhedsfaktorer i registreringerne, som beregningerne er foretaget på, hvilket gælder for begge metoder.

På baggrund af Astral galvano A/S's spildevandsrapportering i 1998 til Gladsaxe Kommune er der som eksempel beregnet en spildprocent samt spild pr. produceret enhed efter to metoder, som illustreret i figur 7.7:

Metode 1: Spildmængde = Slam + Spildevand + Kasseret bad

Metode 2: Spildmængde = Overslæb + Kasseret bad

	Metode 1		Metode 2	
Spildmængde	1635 kg Zn	381 kg Cr	1252 kg Zn	407 kg Cr
Spildprocent	2,77 %	48,74 %	2,12 %	54,68 %
Spildpræstation	3,17 g/m ²	0,74 g/m ²	2,43 g/m ²	0,79 g/m ²

Figur 7.7: Beregninger af spildmængde, -procent og -præstation for Astral Galvano A/S på baggrund af (Kjærulf, N. 1999).

Forskellene beregningerne imellem er ikke så store, når de omsættes til spildprocenter eller spild pr. produceret enhed (m² belagt overflade). Disse data kan sammenlignes med grænseværdierne fra USA, jvnf. figur 7.8. Som det fremgår er Astral Galvano A/S' præstation væsentligt dårligere end kravene i USA. Det skyldes formentligt, at US EPA ikke inddrager spild i form af slam og kasserede bade. Ses der bort fra disse spildformer i beregningerne fra Astral Galvano A/S begynder tallene at være i samme størrelsesorden. Konkluderende må der arbejdes med forbedringer af registreringsformerne, hvilket sker gennem kontrolvilkår stillet af myndighederne. De amerikanske nøgletal kan ikke bruges i danske sammenhænge, fordi de kun er relateret til et enkelt medie.

mg udledt pr. m ² belagt overflade			
	US Effluent Standards	Samlet spild	Astral Galvano A/S Spildevandsudledning
Cr	273	765 (gns.)	641 (registreringsmetode 2)
Zn	164	2800 (gns)	227 (registreringsmetode 2)

Figur 7.8: Præstationsgrænseværdier fra USA sammenlignet med præstation fra Astral Galvano A/S anno 1998 (Federal Register 1996) (Kjærulf, N. 1997/98).

Bestemmelserne af overslæb er imidlertid en meget omstændelig registreringsform, der derfor kun er gennemført som en engangs foreteelse. Astral Galvano A/S overvejer derfor etablering af time-ampere-målere over det enkelte proceskar, d.v.s. løsningen foreslået af Jan Stelmaszczyck.

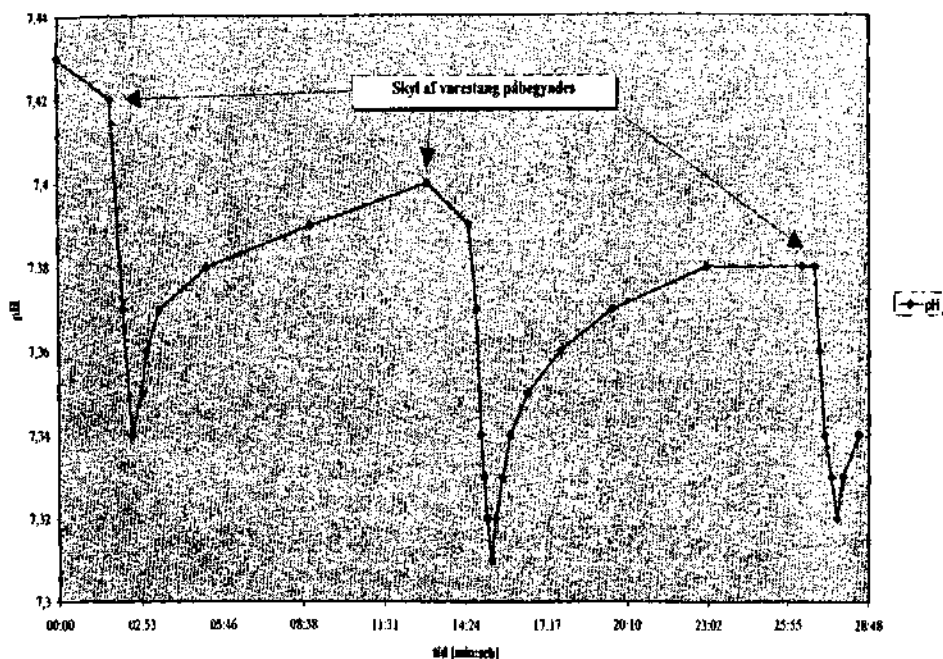
Kromatering og prøvetagning

Udover el-forzinkning kromaterer Astral Galvano A/S emnerne jvnf. figur 7.5. Kromatering er ikke en elektrokemisk proces men en kemisk proces, hvorfor der ikke er noget strømforbrug at registrere. Løsningen Jan Stelmaszczyck foreslog kan derfor ikke benyttes i tilfælde af kromatering. Dette efterlader de to andre registreringsmetoder, der begge bygger på enkelt registreringer foretaget med relativt stort besvær, der bygger på prøvetagning.

Usikkerheder i prøvetagningen kan beregnes ved at opstille modeller for udledningen af spildevand baseret på beskrivelser af virksomhedens arbejdsgang og fremstilling af virksomhedens spildevandsprofil. De kvalitative beskrivelser af Astral Galvano A/S anno 1993 i henholdsvis figurene 4.10 og 7.5 omsættes til en kvantitativ gennemgang af arbejdsgangen henover et produktionsdøgn. Der er 5 produktionslinier; 1 moderne hængevarelinie, 2 gamle hængevarelinier og 2 gamle trommelvarelinier.

Et eksempel på en spildevandsprofil fra et enkelt skyllekar er illustreret i figur 7.9. Figur 7.9 viser en pH-måling i skyllekarret efter kromateringsbadet. Surhedsgraden illustrerer forløbet af kromindholdet i skyllekarret. Der er ca. 10 minutter mellem nedsenkning af hver varestang, hvorefter pH falder i en spids, hvilket er en indikation på en spidsværdi for indholdet af krom. Spidsbelastningen udfases i en hyperbel lignende kurve i løbet af ca. 2-3 minutter. I 7-8 minutter løber skyllevandet uden at blive brugt.

pH-måling i skyllekar efter gulchromat



Figur 7.9: En måling af Ph i skyllekarret efter kromatering på Astral Galvano A/S. Målingen illustrerer forbedringspotentiale og udledningsmønster (Kjærulf, N. 1998).

På baggrund af Ph-målingen i skyllekar efter kromateringsbad i figur 7.9 og følgende eksempel på en arbejdsdag på Astral Galvano A/S:

Produktionslinie 1: Kl. 7 til 8, kl 10 til 11.30 og kl. 18.45 til 21.45

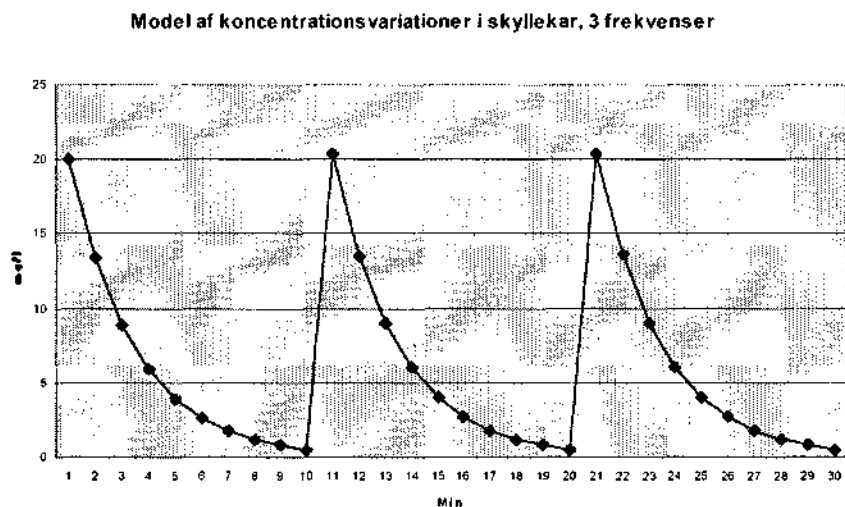
Produktionslinie 2: Kl. 7.30 til 10.30

Produktionslinie 3: Kl. 15.45 til 17.45 og 2.40 til 4.40

Produktionslinie 4: Kl. 3.55 til 6.55

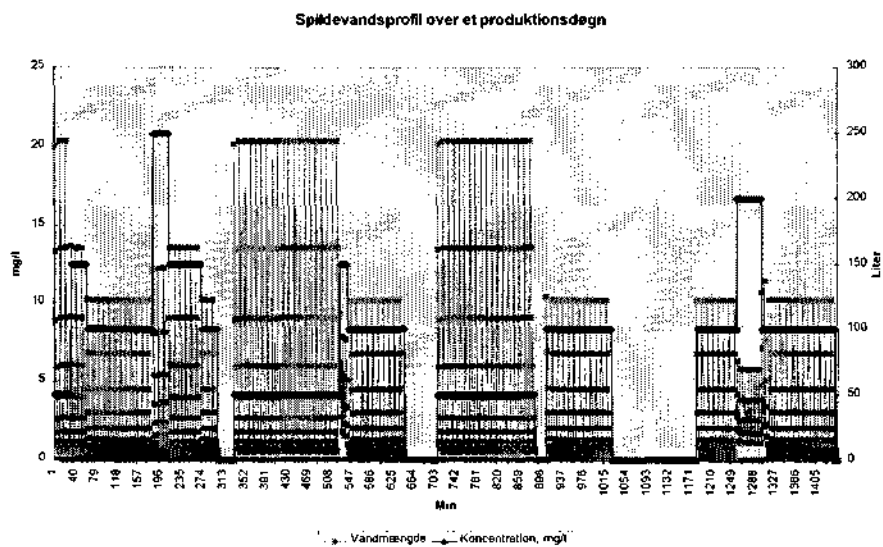
Produktionslinie 5: Kl. 22.05 til 01.05,

kan der konstrueres følgende modeller for virksomhedens spildevandsprofiler for udledning af krom fra de enkelte skyllekar samt det samlede afløb, illustreret i figurene 7.10 og 7.11.

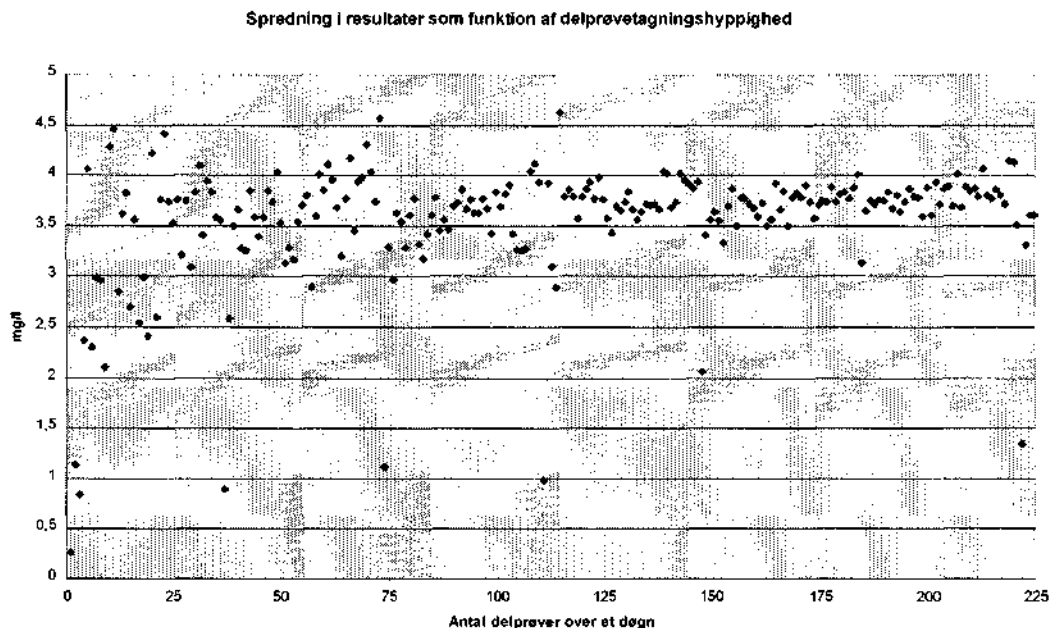


Figur 7.10: Model over koncentrationsvariationer i skyllekar efter kromatering, ca. 3 sekvenser, jvnf. figur 7.9 for sammenligning med pH variationer.

På baggrund af denne fremstilling af en model for et døgns spildevandsprofil i figur 7.11 bliver det muligt at foretage en række simuleringer af prøvetagninger med forskellige delprøveudtagningsintervaller fra 1 (del)prøveudtagning til 225 delprøveudtagninger. Resultaterne fremgår af figur 7.12.



Figur 7.11: Model over samlet spildevandsprofil uden rensning for Astral Galvano A/S set over en arbejdsdag.



Figur 7.12: Spredning af måleresultater som resultat af anvendelse af forskellige prøvetagningsintervaller

Måleresultaterne i figur 7.12 svinger om den sande værdi. Den sande værdi er beregnet til 3,8 mg/l. Resultatet for 1 (del)prøveudtagning giver 0,3 mg/l, imens 225 delprøveudtagninger giver et resultat på 3,6 mg/l. Ved prøvetagning med en 1 liters prøvetagningsbeholder (tidligere anvendt praksis), hvor der udtages 100 ml pr. gang, skal der udtages 10 delprøver hen over et døgn. Resultatet fra denne prøvetagning i henhold til modellen i figur 7.12 giver 4,3 mg/l. Såfremt der benyttes en 20 liters prøvetagningsbeholder bliver det tilsvarende resultat 3,9 mg/l. Ved anvendelse af mobile prøvetagningssystemer kan prøvebeholderen i praksis ikke blive meget større, fordi beholderen herefter ikke kan håndteres manuelt. Ved indretning af stationære prøvetagningssystemer kan der arbejdes med uendelige store prøvetagningsbeholdere, hvor prøven efterfølgende kan minimeres.

Figur 7.12 viser en række resultater, der kan betegnes som nedre spidsværdier, og som har et markant lavere niveau end de andre resultater. Det synes i øvrigt typisk, at spidsværdierne forefindes i de nedre niveauer, jvnf. simulationer udført af (Dybdahl, H.P. m.fl. 1995). Selv ved udtagning af 222 delprøver opnås et resultat på 1,3 mg/l, hvilket er langt under den sande værdi. Selvom sikkerheden øges ved at øge antallet af delprøveudtagninger, vil der til stadighed forefindes spidsværdier, når delprøveudtagningen falder sammen med en rytme i spildevandsudledningen. Faren for at komme til at underestimere udledningen af krom ved prøvetagning bør derfor reduceres ved udvikling af en on-line måler.

On-line måleudstyr

Alternativt kan der udvikles on-line måleudstyr. I samarbejde med John Mortensen fra Institut for Kemi og Biologi er jeg blevet involveret i dette arbejde og formidlet det til Astral Galvano A/S. I (Christensen, J. m.fl. 1996) konkluderes det på baggrund af et forsøg foretaget på Astral Galvano A/S⁶:

“I rapporten foreslås et flowinjectionsystem til måling af Cr(VI) i vandige miljøer. Fordelen ved metoden frem for direkte måling i det vandige miljø, er en kort eksponeringstid og mulighed for at konditionere CG-Cr(VI)-SE mellem hver måling. Flowinjectionsystemet er endnu på forsøgsstadiet og en videreudvikling er nødvendig for at optimere metoden. Før CG-Cr(VI)-SE kan anvendes til proces- og miljøkontrol, kræves det, at flowinjectionsystemet tilpasses det respektive miljø. Forsøgene har vist, at elektroden er meget følsom overfor oxidation, og det er derfor tænkeligt, at elektroden ikke kan anvendes til Cr(VI)måling i miljøer, der indeholder andre stærkt oxiderende forbindelser.”

Indtil videre er der udviklet en prototype bestående af en chalcogenidglas elektrode, et flow-injection apparatur og en datalogger. Der mangler dog den endelige tilpasning til f.eks. Astral Galvano A/S' kromateringskyllekar. Til konstruktion af on-line målemetoder anvendes de beskrevne produktionsforløbsregistreringer til udarbejdelse af modeller for spildevandsprofiler for derigennem at fastsætte rammen for måleområdet til on-line måleudstyret. Der er flere, der arbejder eller har arbejdet med denne on-line måleudstyrs problemstillingen. Her kan nævnes:

- * Anders Lynggaard-Jensen fra VKI i Århus, jvnf. (Jansen, J. la C. & Lynggaard-Jensen, A. 1989).
- * Radiometer A/S.
- * John Mortensen fra Institut for biologi og kemi på RUC i samarbejde med undertegnet, jvnf. (Christensen, J. m.fl 1996).

7.2 Kredsløb, produktlevetid og genvinding

For at kunne leverer de nødvendige data til en kredsløbstankegang er det nødvendigt med en branchevis definition af den producerede enhed. På baggrund af gennemgangen af forskellige metoder til bestemmelse af den producerede enhed vil jeg fastlægge enheden som følger:

Den producerede enhed skal på baggrund af en registrering af strømforbruget over

⁶ CG-Cr(VI)-SE er en forkortelse af den ionslektive chalcogenidglas elektrode, der kan mål Cr(VI).

det enkelte proceskar eller anden registrering defineres som en mængde af belagt materiale.

Af forskellige målekontrol/registreringsmetoder kan nævnes;

- spildevands- og slammålinger,
- strømforbrug over det enkelte proceskar,
- m² overfladeregistrering,
- måling af overslæb via opsamling af samlet spild og prøvetagning, pH-indikator eller ionselektive elektroder.

Vedrørende spildevandsmålinger bør det bemærkes, at spildevandsmålinger bør foretages efter det hollandske princip, hvor der kontinuerligt udtages en delstrøm til en beholder, der senere kan deles og tømmes. Samtidigt bør målingerne ikke foretages uden samtidige registrering af produktionsforløb og forløb af eventuelle rensetekniske foranstaltninger.

On-line målinger kan foretages med forskellige typer af elektroder. Der kan f.eks. benyttes pH-elektroder som indikator for indhold af metal. Der kan også benyttes ionselektive elektroder, der kan registrere opløst metal. Disse registreringer kan anvendes til;

- beregning af overslæb,
- opstilling af modeller for spildevandsprofil og dermed beregning af prøvetagningsusikkerheder,
- styringsenhed for rensetekniske foranstaltninger, og
- kortlægningsredskab til kvantitative reduktioner.

For at implementere kredsløbstankegangen er det nødvendigt at fokusere dels på registrering af spildprocenter dels på produktlevetid dels på ressourcebeholdningen af de metaller, der benyttes til el-galvanisering. Desværre hæmmes kravformuleringen indenfor disse områder af en mangel på solide data. Det bliver derfor en anvisning, der dels fokuserer på tilvejebringelsen af disse data dels fokuserer på, hvilke krav, der på nærværende tidspunkt kan formuleres.

For forniklingslinien på Galvanisk Kompagni A/S kasseres procesbadet ikke, hvilket betyder at spildprocenten kan holdes nede på 2,5 %. En undersøgelse af spildprocenten af forkromning foretaget af (Abbot, T. m.fl. 1997) viser en spildprocent på 50 %. Årsagen til spildet er kassation af procesbade. Sammenholdt med Astral Galvano A/S findes det største spild i galvanindustrien tilsyneladende ved kassation af kromholdige procesbade. Det er således vigtigt, at galvanovirksomhederne dels strammer styring og vedligeholdelse af disse procesbade op, dels etablerer regenereringsanlæg.

Produktlevetid

De faktuelle levetider af galvanindustriens produkter varierer afhængigt af den branche, der

aftager. Producers der, f.eks. belægninger på trykkeruller til trykkerier, holder belægningen til trykkeprocessen er overstået, hvorefter belægningen kasseres. Levetiden er ikke bestemt af belægningens holdbarhed men derimod af oplagsstørrelse d.v.s. af forhold i den grafiske industri. Løngalvanovirksomheder angiver imidlertid ofte korrisionshastigheder og holdbarhed. Roskilde Galvanisering A/S angiver f.eks. forskellen på holdbarhed for blåkromatering og gulkromatering i figur 7.13.

Korrosionsklasse	Miljøets aggressivitet	Miljø eksempler	Vejl. holdbarhed af chromatering	
			Blå	Gul
0	ingen	Indendørs tørt	> 10 år	< 10 år
1	ubetydelig	Indendørs, uopvarmet velventileret	½-1 år	3-5 år
2	middel	Udendørs i landatmosfære	3-6 mdr.	2-3 år
3	stor	I by- og industriadmosfære	1-3 mdr.	1-2 år

Figur 7.13: Holdbarhed for henholdsvis blåkromatering og gulkromatering (Roskilde Galvanisering A/S 1996).

På baggrund af disse holdbarhedsdata må det anbefales at anvende gulkromatering fremfor blåkromatering medmindre emnet skal anvendes indendørs tørt. Imidlertid er det usikkert om gulkromateringen indeholder mere krom end blåkromateringen, hvorfor det først bør undersøges, om den længere levetid ikke blot er en konsekvens af anvendelse af mere krom. I såfald kan det ikke på de eksisterende data afgøres, hvilken belægning, der skal anbefales.

Ressourcebeholdning

Kredsløbstankegangen belyses og vurderes i relation til det kronologiske forløb fra ressourcer over produktion og forbrug til recipient. I henhold til det materialetekniske udviklingsprogram (UMIP) er forsyningshorisonterne for en række af metallerne, der forekommer i galvanoidustrien, opstillet i tabellen i figur 7.14. De tilbageværende lagre af bly, cadmium, kobber, nikkel og zink er meget snævre, hvilket betyder, at det er især disse metaller, der bør spares på. Manglen på disse metaller bør gøre det oplagt at etablere et centralt oparbejdningsanlæg til genindvinding. Indsamlingen af cadmium bør dog ikke have til formål at genindvinde, fordi metallet besidder en toksicitet (potentiel effekt), der gør, at stoffet er uønsket i kredsløbene.

Metal:	Forsyningshorisont i år(1990)
Bly	21/36
Cadmium	52
Jern	175/265
Kobber	36/62
Krom	910
Nikkel	52/116
Zink	20/40

Figur 7.14: Forsyningshorisont for udvalgte metaller (UMIP, 1994).

Sorteres cadmium og bly fra listen, fordi de kun i meget særlige tilfælde anvendes i galvanoidindustrien, kan følgende prioriteringsliste opstilles:

- Ressourceprioriterede: Zink, kobber og nikkel
- Recipientprioriterede: Krom, kobber og nikkel.

Strategien for de ressourceprioriterede tungmetaller skal bygge på en genanvendelse til samme formål, hvorimod strategien for de recipientprioriterede kan bygge på andre anvendelser, d.v.s. en nedcykling.

Et ikke undersøgt område er produkternes levetid set i relation til belægningstykkelse og typer. Sådanne undersøgelser kan rykke grundlaget for miljøvurderinger ganske betragteligt og bør derfor iværksættes snarest muligt. Denne type af undersøgelser indebærer også en vurdering af om galvanisering kan substitueres med andre typer af processer eller belægnings. F.eks. kan det nævnes, at dybtryk formentligt kan digitaliseres indenfor en femårig periode hvorved, at behovet for metalbelægning af trykruller vil ophøre. Et andet eksempel kunne være, at organiske belægnings (lakering) vil kunne substituere de galvaniske processer. Spørgsmålet er imidlertid om disse processer er mere miljøvenlige - at besvare dette ligger dog udenfor denne undersøgelses rammer.

Hovedbudskabet i "Brancheorientering for Galvanoidindustri" er, at der er igangsat et projekt vedrørende et centralt oparbejdningsanlæg. Oparbejdningsanlægget skulle på daværende tidspunkt (1992 til 1997) relateres til et system af genbrugsionbyttere. Virksomhederne skulle hver især investere i selektive ionbyttere til rensning af adskilte spildstrømme. Ionbytterne skulle fungere ligesom et flaskegenbrugssystem; når ionbytterne var fyldt op og skulle regenereres, ville de blive afhentet til det centrale anlæg. Dette har medført, at en del virksomheder har etableret ionbyttere enten til rensning af virksomhedens samlede galvaniske spildevand eller til udvalgte delstrømme.

Imidlertid er de teknologiske forudsætninger for det centrale oparbejdningsanlæg blevet ændret med valget af det russiske ERG system, der kan behandle blandet metalhydroxydslam. Det er således i relation til det centrale oparbejdningsanlæg ikke længere nødvendigt for galvanovirkomhederne dels at holde spildstrømmene adskilte, dels at benytte ionbyttere som renseteknik. Galvanovirkomhederne kan stadig benytte sig af de traditionelle fældningsanlæg ved det russiske ERG-system.

For at kunne dimensionere det centrale oparbejdningsanlæg er det nødvendigt med en angivelse af de samlede spildstrømme. Imidlertid står det klart for den enkelte galvanovirkomhed, at en transport af spildstrømme kræver en reduktion af spildvolumener. Den mest omfattende volumereduktion kan nemmest gennemføres ved at reducere forbruget af vand.

Galvanindustrien leverer overfladebehandling til en lang række af forskellige produkter. Her kan nævnes: Cykler, biler, pumper, radioer, lygtepæle, havelåger, nøgler, møbler, ugeblade, pengesedler m.m. Returtagning af produkter eller spild i forbrugsfasen kan derfor ikke knyttes til galvanindustrien alene, men de kan være med til at oprette omtalte oparbejdningsanlæg, der udover oparbejdning af spildstrømme fra produktionen også kan genindvinde metal fra kasserede galvaniserede produkter. Oparbejdningsanlægget kan derfor ikke økonomisk og ej heller produktionsteknisk pålægges som ansvar for løngalvanisørerne. Det skal også pålægges deres kunder og de virksomheder, hvori afdelingsgalvanisørerne befinder sig.

7.3 Tidsrammer og målsætning

Til diskussion af om der bør satses på radikale innovationer fremfor inkrementelle forandringer, anvendes et illustrativt eksempel fra Astral Galvano A/S. Astral Galvano A/S kromaterer de elforzinkede emner som en efterbehandling af emnerne. Dette kromateringsbad blev i starten af 1990'erne udskiftet hvert halve år. For at reducere affaldsudgifterne installeredes et nyt elektrodialyseanlæg i 1994 til oparbejdning af kromateringsbade. Dette blev betragtet som en radikal innovation og anlægget blev i øvrigt lånt ud til Roskilde Galvaniseringsanstalt A/S men med et ringere resultat til følge, idet de anvender saltsyre i kromateringsbadet, hvilket gav klorgasser i arbejdslokalet.

Ved første halvår, hvor kromateringsbadet skulle udskiftes på Astral Galvano A/S, blev badet i stedet for rensat i elektrodialyseanlægget. For at kunne være sikker på, at rensningen virkede og for at fastlægge tidsintervallene for opbejdning af badet blev kromateringsbadet fulgt meget nøje med daglig kontrol af indhold m.v. Som en sidegevinst ved denne daglige kontrol blev kromateringsbadet imidlertid vedligeholdt med påfyldninger af supplerende kemikalier. Kromateringsbadet har ikke været oparbejdet eller kasseret siden (Kjærulf, N. 1999). En ændret badvedligeholdelse som inkrementel forandring har således totalt unødvendiggjort den radikale innovation. En satsning på radikale innovationer på bekostning af inkrementelle forandringer kan således være lige så farlig både for virksomhedernes økonomi og for miljøet

som den reverse.

De innovationsteoretiske sonderinger vedrørende inkrementelle forandringer og radikale innovationer er basalt værdimæssige, d.v.s. økonomiske betragtninger over, at store forandringer i det stofflige grundlag som implementering af nye råvarer, maskiner og anlæg m.v. vil kræve et større kapitalgrundlag imodsætning til de inkrementelle forandringer, der kan implementeres fra produktionsgang til produktionsgang. Imidlertid viser eksemplet fra Astral Galvano A/S, at inkrementelle forandringer (badvedligeholdelsen) set i et økonomisk perspektiv i dette tilfælde har en radikal forandring på miljøbelastningen.

Alligevel er det vigtigt med en kritik af regelanvendelsen, fordi den kan medføre bevarelse af tekniske løsninger i stedet for udvikling af miljømæssige bedre løsninger. Kritikken af (Kemp, R. 1995) (Norberg-Bohm, V. & Rossi, F. 1996) er derfor ikke en kritik af, at de tager problemstillingen op men, at de blot har det problem, at de lige som Per Christensen i "Galvanobranchen. Regulering og innovation." ikke fokuserer på formuleringen af selve kravvilkårene og derfor ikke forstår rammerne for reguleringsparadigmer, de undersøger.

De fleste optimeringsmuligheder vedrørende reduktion af tungmetalforbruget i galvanoidustrien bygger på oprensning/behandling af proces- og skyllebade med en efterfølgende tilbageføring eller levetidsforlængelse. Forudsætningen for, at disse processer kan etableres, bør først være en begrænsning af de volumener, der skal behandles. Reduktion af volumener kan relativt omkostningsfrit gennemføres ved vandbesparelser - men dette kræver en revideret holdning til grænseværdierne opstillet dels i spildevandsvejledningen fra 1994, dels i brancheorienteringen for galvanoidustri, som det er sket i Randers Kommune.

Reduktion af vandforbrug kan opnås ved mindre teknisk ændringer. US EPA arbejder netop med disse tekniske foranstaltninger jvnf. bemærkningerne til Effluent Standards, hvor der f.eks. blot skal etableres en timer og en magnetventil til styring af vandtilførelsen til skyllekarrene. Efter at vandbesparelserne er etableret, skønnes det muligt at afprøve og etablere først procesbads-oparbejdning og dernæst skyllebadsrensning, hvor eluat tilbageføres til procesbad. På denne måde kan der lukes for spildevandsudledning for de væsentligste metaller i henhold til generel anvendelse i galvanoidustrien og de erkendte recipienteffekter for udledning af krom, nikkel og kobber.

Galvanobranchen kan i relation til virksomhedernes økonomiske produktionsbetingelser og konkurrenceforhold inddeles i to hovedgrupper;

løngalvanisører, og
afdelingsgalvanisører,

for hvilke tidsrammerne i miljøhandlingsplanen erforskellige. Miljøhandlingsplanen og tidsrammer for elektrogalvaniske virksomheder kan således beskrives som i figur 7.15.

Kapitel 7: Miljøhandlingsplan for galvanindustrien

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Registrering af spild pr. produceret enhed	O	X					
50 % reduktion af vandforbrug		O	X				
Stop for udledning af kromholdigt spildevand			O		X		
Stop for udledning af kobber- og nikkelholdigt spildevand			O				X

X: Løngalvanisører, O: Afdelingsgalvanisører

Figur 7.15: Tidsrammer for miljøhandlingsplan for galvanindustrien.

Løngalvanisørerne er typisk små virksomheder med gennemsnitligt ca. 7 ansatte (Nielsen, U. & Svendsen, J.H. 1995), der lever af at udbyde en række forskellige metaloverfladebehandlinger uanset typen af emner. Historisk set har disse virksomheder været udsat for kraftig fokusering fra miljømyndighedernes side, hvilket med deres relativt ringe kapitalgrundlag i ryggen har betydet en vis udrensning af de mindste galvanovirksomheder og specialisering af de tilbageværende. Løngalvanisørens teknologivalg er således i et stort omfang indirekte bestemt af den udførende miljømyndighed. Der skal tages hensyn til disse virksomheders ringe kapitalgrundlag ved tidsrammer for opnåelse af niveauet for bedst tilgængelig teknologi.

Afdelingsgalvanisørerne er typisk en afdeling på en virksomhed, der producerer et færdigt produkt som skibe, pumper, landminer, telefoner, ugeblade m.v. Spildevandet fra de galvaniske processer har for denne type af virksomheder ofte været "skjult" i andre typer af spildevand. Virksomhederne har haft mulighed for at flytte problematiske produktioner til underleverandører (løngalvanisørerne) udover, at de ofte har et kapitalgrundlag, der kan oppebære forsøg med renere teknologi f.eks. substitution af metalbelægning med organiske belægnings. Miljømyndighederne har som regel ikke haft den store indflydelse på teknologivalget i afdelingsgalvanisørerne.

De udførende miljømyndigheders målsætningskrav kan formuleres som følgende:

- Reduktion af vandforbrug bl.a. ved installation af magnetventiler og ur
- Oparbejdning af procesbade og badvedligeholdelse
- Membranfiltrering af skyllevand
- Genindvinding af zink og kobber på produkter, p.g.a. forsyningshorisont
- Genindvinding af krom på produkter, p.g.a. recipienteffekt.

De tilhørende kontrolformer er oplistet i figur 7.16.

	Tekniske fix	Kontrolform
1. trin	Spar på vandet	Vælg/specificer produceret enhed Registrer vandforbrug og spild af tungmetaller pr. produceret enhed (i spildprocent eller mængde)
2. trin	Oparbejd procesbade	Opstil reduktionsmål for metaller
3. trin	Oparbejd skyllebade	Revider reduktionsmål, opstil reduktionsmål for vandforbrug
4. trin	Tilbagetagning af produkter	Opstil reduktionsmål for samlet ressourceanvendelse

Figur 7.16: Strategi for teknisk udvikling og kontrolform vedrørende miljøregulering af galvanindustrien i Danmark.

7.4 Sammenhænge med de tidligere reguleringsparadigmer

Både i USA og holland er det nødvendigt ved overgangen til den branchevise regulering efterfølgende at gribe ind med et ekstra regelværk fokuseret på miljøkvalitet. Rationaleudnyttelsesparadigmerne er i første omgang implementeret som en modsætning til de forrige reguleringsparadigmer, hvorfor der opstår problemer i de lokalområder, hvor virksomhederne udvider. Var de forrige reguleringsparadigmers rolle fastlagt i relation til introduktionen af det nye, som det er sket i PARCOM rekkommendationen, ville der have været højde for denne problemstilling.

I henhold til anbefalingerne i rekkommendationerne fra PARCOM m.v. arbejdes der med, at miljøreguleringen i første omgang skal relateres til, hvad der kan opnås ved hjælp af den bedst tilgængelige teknologi, og først derefter skal der ses på, om der skal stilles yderligere krav i relation til lokalområdet. Stillingtagen til lokalområdets miljøproblemer og udarbejdelse af grænseværdier for udledning kan således kun foretages recipientdifferentieret til det konkrete lokale miljø.

I Danmark er der, såfremt spildevandsvejledningen fra 1994 følges, fastlagt et princip, der bygger på en vurdering af den potentielle effekt. Det betyder, at grænseværdierne er fastlagt på baggrund af den potentielle effekt, en virksomhed kan forårsage. I spildevandsvejledningen anvendes den maksimale indløbskoncentration til et renseanlæg som udledningsgrænseværdi for alle virksomheder med den begrundelse, at alle virksomheder kan potentielt være de eneste bidragsydere med spildevand til renseanlægget om ikke andet så i perioder. Det danske princip er således først at vurdere den potentielle effekt, og dernæst skal teknologivurderingen

foretages, hvilket betyder, at virksomhederne kan svine ligeså meget som de har lyst, så længe de holder sig under det potentielle effekt niveau, der kan opnås v.h.a. fortynding (manglende optimering) internt på den enkelte virksomhed. Potentiel effekt som reguleringsprincip bør derfor afskaffes i samspilsparadigme forståelsen.

Hvorledes samspillet mellem virksomheder og myndigheder så skal forløbe, kan beskrives ud fra en sammenligning med Effluent Standards. I figur 7.17 er de danske recipientbaserede grænseværdier baseret på en vurdering af den potentielle effekt blive sammenlignet med grænseværdier hentet fra et eksempel på indløbsgrænseværdier på et amerikansk renselanlæg (Federal Register 1996). US EPA understreger, at grænseværdierne ikke skal betragtes som generelle udledningsgrænseværdier, men ses som en illustration af hvordan og på hvilket grundlag beregningerne i lokalområderne bør udføres. Belastningen skal herefter fordeles på de forskellige bidragsydere ganske tilsvarende princippet i den danske spildevandsvejledning fra 1974 blot videre ført til kloakoplande.

Parameter	Eksempel fra USA; 1996		Danske grænseværdier, 1994
	Maximum	Dg. Gns.	
pH	5-12		6,5 - 9
Temperatur	< 140 F°		< 50°C
Bundfældelige stoffer	7 ml/l		50 ml/l
Opløst stof	-		300 mg/l
Cl ⁻			1000 mg/l
SO ₄	1 mg/l		500 mg/l
CN (total)	0,3 mg/l	0,2 mg/l	1 mg/l
Pb	0,4 mg/l	0,2 mg/l	0,1 mg/l
Cd	0,06 mg/l	0,05 mg/l	0,003 mg/l
Cr	0,5 mg/l	0,275 mg/l	0,3 mg/l
Cu	0,8 mg/l	0,8 mg/l	0,5 mg/l
Hg	0,02 mg/l	0,01 mg/l	0,003 mg/l
Ni	0,5 mg/l	0,25 mg/l	0,25 mg/l
Zn	1,0 mg/l	0,5 mg/l	3 mg/l
Ag	0,3 mg/l	0,1 mg/l	0,25 mg/l
Fedt	100 mg/l		50 mg/l
Mineralsk olie	-		10 mg/l
Nitrifikationshæmning (ved 200 ml/l)	-		< 50%

Figur 7.17: Forskellige grænseværdier for maksimale indhold i indløbsvand til renselanlæg (Federal Register 1996) (Miljøstyrelsen 1994).

US EPAs opgørelser er generelt inddelt i maximale belastninger og i gennemsnitlige belastninger. Årsagen til de andre forskelle kan der ikke kommes nærmere ind på, idet denne undersøgelse kun omhandler galvanøindustrien og ikke forskelle mellem forskellige typer af offentlige renseanlæg, hvorfor der ikke er empirisk belæg for at diskutere dette punkt nærmere. Det kan dog bemærkes, at koncentrationsværdierne for cadmium- og kviksølvindhold i indløbet til renseanlæg er væsentligt højere i det amerikanske eksempel, hvorfor der må ligge andre vurderinger til grund for vurderingen i den danske spildevandsvejledning fra 1994.

Som modsætning til det danske og amerikanske system med fastlæggelse af maksimale indløbskoncentrationer til renseanlæg har det hollandske system ikke en sådan reguleringsmulighed. Derimod er der udarbejdet faste reduktionsmål vedrørende reduktionens størrelse. Recipientkravene optræder i det hollandske reguleringsystem som generelle nationale reduktionsmålsætninger, hvor det er de lokale miljømyndigheders opgave at sikre, at den enkelte galvanovirksomhed bidrager til den samlede reduktion.

8. Konklusion

Kontinuerlige forbedringer i et kredsløbsperspektiv kan ikke udarbejdes i et regelværk uden at ændre på de eksisterende kontrolformer, fordi de nødvendige data mangler. Uanset hvor smart eller moderne de forskellige nye miljøpolitiske formål formuleres og beskrives ændres virksomhedernes fokus for miljøarbejdet ikke karakter medmindre myndighederne ændrer fokus for den måde og med den baggrund krav- og kontrolvilkår fastsættes.

Det er i denne sammenhænge vigtigt at fokusere på om de kontinuerlige miljøforbedringer omhandler kvalitative eller kvantitative forandringer. De kvantitative forandringer på en virksomhed påvirker ikke resten af produktionskæden eller forbrugsfasen i en kvalitativ retning, hvorfor "Impact Assessment" ikke skifter karakter. Det er de samme analyser blot med en forandret mængde, der ligger til grund for miljøvurderingen. Derfor kan "Inventory Analysis" ved kvantitative forandringer vurderes med en snævre afgrænsning af systemet i fokus d.v.s. den enkelte virksomhed. Er der derimod tale om kvalitative forandringer skal miljøtiltagene vurderes i et kredsløbsperspektiv, hvilket er en langt mere kompleks problemstilling, hvor det ofte kræver en sammenligning mellem to konkurrerende men vidt forskellige produktionskæder.

For at kunne udnytte et konkurrencemoment og derved sikre den fortsatte udvikling af renere produktion er det nødvendigt med sammenlignelige miljøvurderinger. Miljøvurderinger foretaget på baggrund af de lokale eller regionale miljøtilstande kan sammenlignes, såfremt der ønskes at sammenligne geografiske forskelle, men ønskes der en udnyttelse af virksomhedernes konkurrence moment er det en sammenligning af virksomhedernes miljømæssige præstationer, der er nødvendig. Det er således ikke virksomhedernes omgivelser, der skal sammenlignes som det gøres indenfor interesseadskillelses- og samspilparadigmerne, men derimod virksomhedernes præstationer som det sker indenfor rationaleudnyttelses- og kredsløbparadigmerne.

Formuleringen af kravvilkårene skal således ændres fra en fokus på omgivelsernes tilstande til fokus på virksomhedernes præstationer. Kravformuleringerne skal ændres fra en formulering af henholdsvis koncentrationsværdier, miljøkvalitetsmål, mængde per tidsenhed til spild eventuelt inddelt efter emissionsformer eller ressourceforbrug per produceret enhed. Det betyder imidlertid ikke, at kravene til virksomhedernes omgivelser fortrænges. Ofte kan lokale miljøproblemer ikke afvente udvikling af renere teknologi, hvorfor rensetekniske løsninger og længere rør stadig er valide og acceptable løsninger. Det er krav- og kontrolformuleringerne, der skal ændres således, at det sikres, at fokus først og fremmest er rettet mod renere teknologi tiltag og dernæst kan de øvrige løsningsmuligheder komme på tale. Selvom krav- og kontrolformuleringer bygger på virksomhedernes interne massebalancer, kan bidragene til lokal- og regionalområder beregnes og herefter begrænses ved at fastlægge et egentligt produktionsløft for den pågældende virksomhed i det konkrete lokal- eller regionalområde formuleret som en maximal tilladt produktionsmængde eller -enheder per tidsenhed.

Bagved ændringen af kravvilkårene ligger en ændring af kontrolformen fra at kontrollere miljøtilstande og bidragene punktkilder til kontrol af virksomhedernes ressourceforbrug og deres interne massebalancer. Det er således nødvendigt først at etablere registrering af de nødvendige supplerende data. Dette kan ske ved at anvende i forvejen eksisterende data;

1. der er fremkommet på baggrund af kommercielle overvejelser om f.eks. kostprisreduktioner m.v.,
- ved at etablere nye registreringer, der umiddelbart kan foretages i produktionsforløbet, eller
- ved at udvikle nye on-line målesystemer.

Et regelværk må derfor først og fremmest fokuseres på tilvejebringelsen af de nødvendige data, d.v.s. på kontrolformen, før en egentlig kravfastlæggelse kan gennemføres.

8.1 Det eksisterende regelværk

Argumentationen i 1970'erne for, at Danmark havde fået verdens bedste miljølov, var det integrerede miljøgodkendelsessystem. Det var via dette system, at der kunne opstilles konkrete miljøkrav til den enkelte virksomhed. Til at udfylde rammerne i miljøbeskyttelsesloven var det Miljøstyrelsens opgave at udarbejde en lang række af vejledninger på forskellige områder som kommunerne og amterne kunne administrere efter, især når der skulle udarbejdes miljøgodkendelser. Idet miljøbegrebet i vejledningerne hovedsageligt var et meget snævert miljøbegreb relateredes de fleste vejledninger udelukkende til lokale miljøproblemer. Regelgrundlaget i vejledningssystemet er fra 1970'erne inddelt efter emissionsformer eller rettere sagt efter det medie udledningen forekommer i; jorden, vandet og luften. Senere hen specificeres regelsystemet til emissionsformerne; spildevand, luft, affald og støj.

Luftforurening var i 1970'erne reguleret efter regler, der blev relateret til bestemte virksomhedstyper samt vedrørende emission af svovldioxid til regionale miljøproblemer, og adskilte sig således fra reguleringen på de andre emissionsområder. Imidlertid indførtes der i henholdsvis 1985 en lugtvejledning og i 1989 en luftvejledning, der ophævede de gamle vejledninger og genindførte et snævert miljøbegreb rettet mod lokale miljøforhold, således at regulering af luftforurening kom i overensstemmelse med reguleringen af de andre emissionsområder og den fysiske planlægning.

Støj er et lokalt miljøproblem og reguleres lige fra 1974 da også som sådan. Det eneste problem, der har måttet reguleres særskilt er støj fra mobile kilder som bil- og flytrafik, hvor der er udarbejdet særlige regler omend de stadig relateres til den fysiske planlægning.

Affald blev i 1970'erne kun reguleret i forhold til lokalisering, d.v.s bestemmelser om indretning af kontrollerede lossepladser samt regler for olie- og kemikalieaffald i relation til opbygningen af Kommune Kemi A/S. Senere hen medførte manglen på lossepladser eller deponier, som de blev omdøbt til, at der byggedes en række affaldsforbrændingsanlæg.

Vedrørende disse indførtes en række særlige regler bl.a. om kildesortering, der først og fremmest skulle gøre det muligt for forbrændingsanlæggene at efterleve kravene relateret til luftvejledningen fra 1989. Affaldsreguleringen er ligesom reguleringen af de andre emissionsformer først og fremmest bundet op om den fysiske planlægning og derefter de kontraktlige forhold mellem affaldsleverandør og de offentlige deponi- og forbrændingsanlæg.

Spildevandet har først og fremmest været reguleret efter spildevandsvejledningen fra 1974 og recipientkvalitetsplanlægningsvejledningerne fra 1983. Princippet for reguleringen var arvet fra den fysiske arealplanlægning, hvor recipienten fastlagdes en funktion, hvorefter der undersøgte en forureningsgrad. Forholdet mellem kravene relateret til den fastlagte funktion og de faktiske kortlagte forhold bestemte om der skulle gøres noget for at forbedre den pågældende recipient eller om der var plads til yderligere udvikling, som det så smukt blev formuleret. Senere er regelgrundlaget vedrørende spildevand blevet udvidet med et regelsæt vedrørende industrispildevandsudledning til det offentlige kloaksystem, der bygger på den af Folketinget vedtaget vandmiljøhandlingsplan, hvor der sættes faste krav til de rensetekniske foranstaltninger. Reglerne vedrørende direkte udledere relateres således kun delvis til den fysiske planlægning, imens regelsystemet for udledning af spildevand til kloaksystemer relateres til kloakanlægs driftsforhold og betingelser.

Den generelle forståelse af, at miljøreguleringen er udviklet fra et snævert miljøreguleringsbegreb til et udvidet ligesom udviklingen af det stoflige miljøbegreb holder ikke for en historisk gennemgang. Allerede inden miljøbeskyttelseslovens vedtagelse i 1974 var miljøproblemerne udviklet fra lokale til regionale miljøproblemer, hvad der er afspejlet i luftvejledningernes håndtering af forsureningsproblematikken. Udviklingen af miljøreguleringen i Danmark har lige fra starten været inkonsistent og en usystematisk sammenblanding af forskellige reguleringsparadigmatiske udgangspunkter med afstandtagen fra hinanden i stedet for en successiv udbyggende udvikling af reguleringsparadigmer.

Brancheorienteringer

Brancheorienteringerne skal i Danmark ses som Miljøstyrelsens bud på hvorledes et rationaletudnyttelsesparadigme skal implementeres. Imidlertid dækker brancheorienteringerne kun et meget lille udsnit af den danske industri, hvorfor de ikke kan påstås at være andet en del af et opgivet reguleringsparadigme. Studeres indholdet af brancheorienteringerne klarlægges det endnu tydeligere, hvor svært Miljøstyrelsen har det med at bryde med de tidligere reguleringsparadigmer. På nær reglerne for galvanoidustri bygger de alle ved krav- og kontrolfastsættelsen på det eksisterende vejledningssystem.

Ændringen i miljøbeskyttelsesloven i 1991, der varslede en implementering af et nyt reguleringsparadigme, forblev således kun en målsætning uden reel og virkelig implementering i miljøgodkendelsessystemet. På denne måde er der opstået en diskrepans mellem de miljøpoli-

tiske målsætninger og retningslinierne vedrørende de faktiske krav de udførende miljømyndigheder skal stille op overfor den enkelte virksomhed. Det danske miljøgodkendelsessystem, der engang blev betegnet som verdens bedste, er således stivnet i et forhistorisk og uddynamisk miljøbegreb.

8.2 Miljøgodkendelser til galvanovirksomheder

De udførende miljømyndigheder er blevet fanget i denne fælde mellem de miljøpolitiske målsætninger og det at skulle formulere disse nye krav til virksomhederne fuldstændig uden rygdekning fra regelværket. Dette afholder i langt de fleste miljøgodkendelsessager de udførende miljømyndigheder fra at udforme og formulere vilkår i relation til det nye reguleringsparadigme miljøbeskyttelsesloven fra 1991 forvarslede.

Der eksisterer dog en række tiltag eller forsøg fra enkelte miljøgodkendelsessager, men det karakteristiske fra disse er, at erfaringerne herfra ikke formidles og udbredes - ikke engang til andre miljøgodkendelsessager hos samme myndighed. Der mangler helt tydeligt en erfaringsudveksling de udførende miljømyndigheder imellem. Derudover er det meget sjældent, at implementeringen af det nye reguleringsparadigme er gennemført i fuldt omfang. I de miljøgodkendelser, hvor der er et spor af det nye reguleringsparadigme, er det f.eks. ikke omsat til ændrede kontrolvilkår. Det duer ikke med statistiske vilkår baseret på målinger fra virksomhederne samlede spildevandsudledninger, såfremt det er spildprocenten, der ønskes kontrolleret, som når der fokuseres på renere produktionstiltag.

Det er tydeligt, at de udførende miljømyndigheder støder imod hindringer:

- Den manglende udarbejdelse af et understøttende regelværk betyder, at de udførende miljømyndigheder dels arbejder uden juridisk sikkerhedsnet dels uden sammenlignings- og erfaringsgrundlag, samt
- Der mangler viden om virksomhedernes/branchernes tekniske og navnlig økonomiske forhold og hvorledes denne viden skal anvendes i reguleringsammenhænge.

Et snævert miljøbegreb rettet mod lokale miljøproblemer er let at iagttage og regulerbart for lokale udførende miljømyndigheder. Drejer det sig om regionale og globale miljøproblemer m.v. er det nødvendigt med en formidling fra central administrationen om hvilke krav, der skal stilles til virksomhederne. Det er ikke underligt, at de udførende lokale miljømyndigheder stiller krav i overensstemmelse med de lokale miljøforhold - vejledninger eller ej! - men skal der stilles krav til miljøforhold, der foregår på den anden side af jorden eller til et ikke umiddelbart for de lokale miljømyndigheder identificerbart miljøproblem som drivhuseffekten, skal der meget faste retningslinier til. Disse skal leveres fra en centraladministration til den lokale udførende. Såfremt dette ikke sker, kommer der en skævvridning i miljøreguleringen. Det synes derfor bydende nødvendigt, at det danske miljøgodkendelsessystem revideres

og bringes ud af 1970'ernes dominerende og uddynamiske reguleringsparadigme byggende på et meget snævert miljøbegreb.

8.3 De udenlandske erfaringer

Fra det hollandske miljøgodkendelsessystem kan det være værd at overveje "Covenant" systemets metode til fastlæggelse af langsigtede miljømålsætninger. Imidlertid viser den konkrete implementering i galvanoidindustrien, at systemet hæmmes af, at de eksisterende krav- og kontrolformuleringer og -fastlæggelser hidrører fra interesseadskillelses- og samspilparadigmerne. Selvom de langsigtede miljømålsætninger er en nyskabelse baseres de på et recipientudgangspunkt, der hidrører fra interesseadskillelses- og samspilparadigmerne og formår systembetragtet ikke at flytte den hollandske miljøregulering til rationaleudnyttelsesparadigmet.

Implementeringen af samspilparadigmet er i modsætning til i Danmark fuldt gennemført i Holland også vedrørende spildevandskontrolvilkår. Såfremt samspilparadigmet ønskes fuldt gennemført i Danmark kan den hollandske måde at udføre spildevandskontrol på være en retningslinie for fremtidige danske regelværk. Imidlertid blokerer netop denne måde at udføre kontrollen på for implementering af andre registrerings- og kontrolformer som f.eks. kontrol byggende på registreringer i produktionsforløbet. I Holland er det kun de udførende miljømyndigheder, der på decentralt plan forsøger at ændre dette udgangspunkt for kontrolformen.

I US Effluent Standards er det lykkedes at formulere kravvilkåret som spild pr. produceret enhed, d.v.s. som mængde af udledt metal pr. m^2 belagt overflade. Denne formulering af den produceret enhed er problematisk, fordi den indebærer en variationsmulighed på en faktor ti. Ved et nærmere studie står det klart, at grænseværdifastsættelse i US Effluent Standards ikke omfatter andre emissioner som affald. I galvanoeleksemplet betyder det, at spild pr. produceret enhed ikke dækker over kasserede procesbade, der afleveres som kemikalieaffald. På denne baggrund kan det konstateres, at USA mangler et integreret miljøgodkendelses system før rationaleudnyttelsesparadigmet er fuldt implementeret.

Udover formuleringen af kravvilkår som spild pr. produceret enhed bidrager US Effluent Standards til tankegangen om jævnlige revisioner af udledningskravene afhængig af den økonomiske udvikling. Denne dynamik eksisterer hverken i det danske eller hollandske miljøgodkendelsessystem og må betragtes som vigtigt, såfremt der skal være en dynamik i miljøreguleringen.

8.4 Galvanoindustri

I galvanoindustrien er der ikke på baggrund af kommercielle overvejelser fremkommet brugelige data vedrørende massebalancebetragtninger, fordi fokus for virksomhedernes kostprisreduktioner først og fremmest er på arbejdskraftanvendelsen. Hverken maskiner og anlæg eller rå- og hjælpestoffer koster alverden sammenlignet med prisen på arbejdskraft. De største produktionsomkostninger for galvanovirkningerne går til forhold påtvunget af myndighederne typisk udgifter i forbindelse med drift af renseanlæg, dataregistrering, aflevering af kemikalieaffald m.v. og disse aktiviteter forbrug af arbejdskraft.

En simpel metode til registrering af spildprocenten er registrering af strømforbruget over det enkelte procesbad. Denne metode er særdeles velegnet for galvanovirkninger til at kunne udarbejde massebalancebetragtninger. Imidlertid mangler myndighederne ofte en yderligere kontrolmulighed, der kan verificere det pågældende resultat samt en metode til massebalancebestemmelser af ikke elektrogalvaniske processer. Kromateringsbade behøver f.eks. en anden registreringsmetode. Vedrørende kromatering er on-line elektrodemålinger en løsning. Denne kan yderligere bruges samtidigt med registrering af strømforbrug og derved få en dobbeltbestemmelse af elektrokemiske processer.

Elektroder anvendes ofte i dag til styring af rensetekniske foranstaltninger. Ved anvendelse af chalcogenidglas elektroder kan der automatisk yderligere indsamles informationerne til brug for bestemmelse af om metallerne emitteres i form af fast affald (metalhydroxidslam) eller i form som spildevand.

Disse foreslåede registreringer kan danne det egentlige erfaringsgrundlag for fastlæggelse af egentlige kravvilkår formuleret som spild pr. produceret enhed. Samtidigt kan det vurderes, om yderligere indsats skal fokuseres på yderligere optimeringer internt i galvanovirkningerne eller, om der skal sættes på at følge produkterne i deres videre forløb i produktionskæderne og forbrugsfase. Før den ønskede dataregistrering er på plads er det imidlertid ikke muligt at foretage en sådan vurdering, hvorfor miljøpolitiske udmeldinger om produktorienteret miljøregulering m.v. blot er et luftkastel.

Potentiel effekt

Anvendelse af potentielle effekter kommer stærkest til udtryk i spildevandsvejledningen fra 1994. At denne vejledning anbefaler begrebet om potentielle recipienteffekter på lokale og regionale miljøproblemstillinger, får som konsekvens;

- at vejledningen ikke anvendes af lokale miljømyndigheder, fordi de ikke ser nogen grund til at gribe ind overfor situationer af fiktiv karakter. De foretrækker derfor at gennemføre en konkret effektvurdering i relation til den hidtidige

praksis.

- at der hvor den anvendes, fastholdes virksomhederne i ikke at spare på vandet - det samme som en fortynding. Fortynding er ikke tilladt på nær hvis den fremstår som en manglende implementering af vandspareløsninger. I galvanoinindustrien er vandbesparelser det første trin på vejen til at reducere tungmetaludledningen.
- at når anvendelsen af begrebet potentielle recipienteffekter er så problematisk for de udførende miljømyndigheder at anvende til lokale og regionale recipienteffektvurderinger, vil en anvendelse af princippet, hvor det er logisk anvendt - nemlig ved globale recipienteffekter - lide under de dårlige erfaringer.

På baggrund af disse erfaringer burde spildevandsvejledningen fra 1994 revurderes og trækkes tilbage. Den er alligevel ikke særlig meget benyttet! Potentiel effekt opfattet som et relativt bidrag pr. produceret enhed er tilknyttet rationaleudnyttelses- og kredsløbsparadigmerne og er nødvendige dels når to præstationer fra leverandører af den samme vare skal kunne sammenlignes, dels når der ikke eksisterer konkrete data for miljøpåvirkning fra andre led i produktionsvertikalet. Overfor lokale- og regionale miljøproblemer bør denne relativitet så vidt muligt omsættes til konkrete effektopgørelser i det enkelte og specifikke lokal- eller regionalområde v.h.a. produktionsstørrelse eller omfang.

8.5 Virkemidler

Fokus for denne afhandling har været miljøgodkendelsessystemet som virkemiddel, men ved anvendelse af andre virkemidler som støtteordninger, mere eller mindre frivillige aftalesystemer, grønne afgifter er det vigtigt for den ønskede målsætning, at formuleringerne rettes ind efter den samme systematik som beskrevet i opstillingen af analyseredskabet. Det nytter således ikke at forvente, at virksomhederne udvikler renere produktion, såfremt der skal betales afgift for tungmetaller i spildevandsudledningen i stedet for en afgift for tungmetaludledning uanset udledningsform pr. produceret enhed, medmindre det er en hel måde at producere på, der skal afskaffes; f.eks. sprøjtelakering i stedet for metaloverfladebelægning. I det tilfælde vil virkemidlet grønne afgifter måske ikke være det rigtige virkemiddel, fordi det ikke er stærkt nok. Forbud i relation til et miljøgodkendelsessystem ville være et stærkere og mere effektivt virkemiddel.

I Holland og USA er forskellige subsidieordninger tæt knyttet til målsætningerne for den enkelte branche. På denne måde er subsidierne rettet mod overordnede målsætninger om reduktion af prioriterede parametre. De danske subsidieordninger har ikke den samme målrettethed. En yderligere målretning af subsidieordningerne er at benytte spild pr. produceret enhed som målestok for udviklingen af renere produktion. På denne måde vil miljøtilta-

gene i forbindelse med subsidieordninger ikke bare rettes mod prioriterede parametre, men det bliver også muligt at prioritere renere produktion frem for rensetekniske løsninger.

Ved at koble subsidieordningerne til udviklingen af regelværket kan der opnås en yderligere udnyttelse af virksomhedernes økonomiske rationaler, fordi en ikke umiddelbar rentabel renere måde at producere på kan fremover danne grundlaget for en kravfastsættelse formuleret som spild pr. produceret enhed. Den enkelte progressive virksomhed kan derfor med god grund forvente, at konkurrenterne også skal leve op til det nye niveau, der kan opnås med den ikke umiddelbare rentable måde at producere på. Incitamentet til at udvikle renere produktion kan således øges.

De samme argumenter, der har været anvendt i forbindelse med subsidieordninger og anvendelse af præstationsnormer, kan også anvendes ved frivillige aftaler, hvor det dermed sikres at fokus rettes mod renere produktion. Hvorvidt frivillige aftaler står alene eller, at de benyttes i sammenspil med dels trusler om regulering eller grønne afgifter dels subsidieordninger, er der ikke i denne afhandling taget stilling til. Det fornuftige er sandsynligvis at anvende en blanding af virkemidler. Det væsentligste er blot, at virkemidlerne målrettes.

Referencer og litteratur:

Abbot, T., Berg, C. & Ramati, O.: At bygge bro mellem hensigt og praksis. Om integration af renere teknologi i miljøseksbehandlingen af liste virksomheder. 2. Dobbeltmodul, Tek-Sam, RUC, 1997.

Abrahamsen, S.E.: Biologiske ferskvandsundersøgelser, vort miljø. Tønder 1977.

Alber, S., Ingman, J., Lübker, B., Mühlberger, M., Vallance, B. & Virtanen, Y.: Life-Cycle Analysis. Idea. An International Database for Ecoprofile Analysis. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) 1991.

Andersen, L.: Forståelse og forandring. Den realanalytiske metode. Ph.D.-afhandling Tek-Sam RUC 1997.

Andersen, I.T. & Jensen, A.S.:Udvikling af en miljøstyringsmodel for industrivirksomheder. Speciale Tek-Sam RUC 1997. (Fortroligt)

Andersson, M., Brandt, H., Lassen, J., Nejrup, J. & Pedersen, K.: EFs miljøpolitik og kapitalens fælles marked. Speciale Tek-Sam RUC 1986.

Andersson, M.: Den forebyggende miljøindsats - hvor bliver den af?. Artikel s.14-15 i LOKE nr.2 /maj 1993.

Andersson-Skjöld, Y., Finnveden, G., Lindfors, L.-G., Samuelsson, M.-O. & Zetterberg, L.: Classification (Impact Analysis) in Connection with Life Cycle Assessments - A preliminary Study. P. 172-231 in Product Life Cycle Assessment. Nordisk Råd 9, 1992.

Angel, D.: Will Industry Lead a Sustainability Transition? An Asian Clean Revolution. Background Papers. US-EAP 1998.

Apsite, E. & Klavins, M.: Implementation in the National Context. National Report of Latvia. University of Latvia, Riga 1996.

Arbejdstilsynet: Arbejdspladsvurdering landet rundt. Beretninger fra 26 arbejdspladser i Danmark. Arbejdstilsynet 1997.

Balder, C.: LCA-nyt, nyhedsbrev nr. 2 for Miljøstyrelsens følgegruppe om livscyklusvurderingsmetoder. 1997.

Barnkob, L. & Skarnvad K.: Innovation og miljø i galvanobranchen. Kandidatafhandling

(fortrolig) Handelshøjskolen i København, 1997.

Barnung, B.B., Hansen, R.S., Johmann, K. & Jørgensen, E.: Miljøhandlingsplan for galvanobranchen på baggrund af interessentanalyse og livscyklusvurdering. Teknisk Miljøleder Uddannelsen, Danmarks Tekniske Universitet. November 1997.

Bauer, B., Berner, C. & Hinke, A.M.: Inddragelse af renere teknologi i tilsyns- og godkendelsesarbejdet. Miljøprojekt nr. 388, Miljøstyrelsen 1998.

Baumann, H. & Rydberg, T.: Appendix. Life Cycle Assessment: A Comparison of three methods for Impact Analysis and Valuation. P. 281-288 in Product Life Cycle Assessment. Nordisk Råd 9, 1992.

Baumann, H., Ekvall, T., Rydberg, T., Svensson, G. & Tillman, A.-M.: Life-cycle assessment: Pilot study on inventory methodology and data bases. P. 132-171 in Product Life Cycle Assessment. Nordisk Råd 9, 1992.

Beck, H., Jørgensen, E. & Kusier, R.: Metaloverfladebehandling, tungmetalforurening og statslig miljøregulering. Speciale, Tek-Sam RUC 1987.

Bender, S., Folkerman, F. & Rachlitz, M.: Industriel affedtning. Miljøstyrelsen: Arbejdsrapport nr. 39/1994.

Berhndt, K.: Spredning af renere teknologi i industriel overfladebehandling. Miljøstyrelsens Arbejdsrapport nr. 25/1995.

Berkel, van R., Verspeek, F. & Willems, E.: Preventie-indicatoren: methode om bedrilven te motiveren tot afval- en emissiepreventie. Environmental Research 1994.

Berner, C., Bydam, R. & Wanstrup, T.: Brancheorienteringer - en analyse af tilblivelsesprocesserne. Speciale, Tek-Sam RUC 1996.

Berthelsen, H. & Strøbech, C.: Renere teknologi i farve-, lak- og limindustri. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 57, 1994.

Bill, F.: Overheads fra møde i IDAmiljø: Fremtidens miljøgodkendelser. Gennemgang af forslaget til ændring af miljøbeskyttelsesloven. Miljøstyrelsen 1999.

Binder, C.J., Kromann, L. & Øhrgaard, L.: Integration af renere teknologi i miljøsagsbehandlingen. Udarbejdet for Miljøstyrelsen.. Miljøprojekt nr. 331, 1996.

Birch, H., Nielsen, K. & Nielsen, U.: Brancherelaterede aktiviteter. Nøgletalsprojekt for jern- og metalforarbejdende virksomheder. Lynettefællesskabets tungmetalprogram, statusnotat. VKI 1997.

Brancheudvalgene med sekretariat i industrifagene: Adgangskursus til farve- og lakindustrien. Beck & Jørgensen A/S's eksemplar, 1988.

Bredsdorff, E., Hansen, E. & Isaksen, V.: Industrikvarteret i Gladsaxe. Dansk Byplan laboratorium, Byplanhistoriske noter 15, 1988.

Bressers, H.Th.A. & Plettenburg, L.A.: The Netherlands. P. 109-132 in Jänicke, M. & Weidner, H.: National Environmental Policies. Springer 1996.

Bro-Rasmussen, F.: Kemikalier er en alvorlig sag - for alvorlig til at overlade til kemikere. S.19-23 i Aktuelt Miljø, nr. 6 1996.

Bro-Rasmussen, F.: Forsigtighed *versus* risiko i kemikalievurderingen - en bodsvandring i den politiske kultur. Artikel i Dansk Vetrinærtidsskrift, Vol. 82/5, s. 193-196 1999.

Buchkov, E.A., Legin, A.V. & Vlasov Yu. G.: Chalcogenide Glass Chemical Sensors: Research and Analytical Applications. Pergamon 1994.

Carstensen, M. & Pettijohn, D.C.: Elemental Chlorine-free (ECF): What the Experts Say. April 1996.

Christensen, H., Kærgaard, H. & Friis, B.: Udvikling af værktøj til evaluering af virksomheders miljøpræstation. Miljøstyrelsens Arbejdsrapport nr. 25/1996.

Christensen, J., Hansen, H.G., & Liltorp, K.: Analyse af chalcogenidglas elektroder til Cr(VI) koncentrationsmålinger. 1. modul projekt på kemi 1996.

Christensen, P.: Galvanobranchen. Regulering og innovation. Institut for samfundsudvikling og planlægning, AUC, 1993.

Christensen, P.: Kommunal miljøregulering og tilsynsstrategier. Oplæg til en institutionel analyse. Skriftserien nr. 10. Centeret for Miljø og Udvikling. Aalborg Universitetscenter.

Christiansen, K. & Pedersen, B.: A Meta-review on Product Life Cycle Assessment. P. 24-105 in Product Life Cycle Assessment - Principles and Methodology. The Nordic Council 1992.

- Christiansen, K.: Life-Cycle Assessment in a Historical Perspective. I. Krüger A/S, 1993.
- Christiansen, K.: Renere teknologi og miljøstyring. I Krüger A/S. Jan. 1994
- Christiansen, K. & Rasmussen, B.: Spildevandstilladelser og renere teknologi. Miljøstyrelsens Arbejdsrapport nr. 37/1995.
- Cohen, S.A.: EPA: A Qualified Success. P. 174-195 in Clarke, M., Kamienniecki, S. & O'Brian, R.: Controversies in Environmental Policy 1986.
- Colby, M.E.: Environmental management in development. The evolution of paradigms. Ecological Economics vol. 3 pp. 193-213, 1991.
- Council on Environmental Quality: Environmental Quality 1983, USA, 1983.
- Crandall, R.W.: Controlling Industrial Pollution. Wash., D.C. 1983
- CUWVO (Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren) Werkgroep VI: Afvalwaterproblematiek bij de oppervlaktebehandeling van metalen. CUWVO 1987.
- CUWVO (Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren) Study group VI: Programmes for the reduction of emissions from point sources to surface waters in various sectors of industry in The Netherlands. CUWVO 1991.
- Dahl, F. & Hardis, P.: Genvinding af chromsyreholdige procesbade. Miljøstyrelsens Arbejdsrapport nr. 17/1996.
- Dahl, F., Hardis, P. & Hornshøj-Møller, T.: Rensning og genanvendelse af affedterbade i galvanindustrien. Miljøstyrelsens Arbejdsrapport nr. 53/1997.
- Dahl F.: ERG-processen. Overheads fra foredrag afholdt på Dansk Galvanisør Unions "Temadag om central til oparbejdning af galvanisk affald". Oktober 1997.
- Dalberg, A.W., Gylling, S., Larsen, K.K., Søndergård, R. & Øster, J.: Kommunernes regulering af galvanovirkomheder. Projekt på 2. dblt. modul, Tek-Sam 1999.
- Dalgaard, H., Larsen, H., Mortensen, J.P., Petersen, A. & Rasmussen, R.: Tubifex or not Tubifex. NATBAS rapport, 2.semester, RUC 1982.
- Danielsen, B., Iversen, J., Mortensen, J.P., Munck-Kampmann, B., Stranddorf, H.K. &

Vinther, M.: Total Cost Assessment, Arbejdsrapport nr. 51 fra Miljøstyrelsen 1997.

Dansk Ingeniørforening: Anvisning for vandforureningskontrol. Teknisk forlag København 1981.

Dansk Standard: Miljøledelsessystemer, oversættelse af Britisk Standard BS 7750. DS/INF 75, 2. Udg. 1994.

Dean, R.B.: Environmental Health Services, WHO, Regional Office of Europe, Copenhagen, 1981.

Dijkmans, R. & Vercaemst, R.: BAT: Best Available Techniques or Barely Affordable Technology? Paper at 6 th. European Round Table in Budapest 1999.

Dowing, D., Elmore, T., Jaksch, J., Morrison, B., Podar, M. Sessions, S. & Znader, B.: The Case of Dillon Reservoir. Presentation at the 57 th Annual Conference/Exhibition of the Water Pollution Control Federation, 1984.

Dowing, D. & Sessions, S.: Innovative water quality-based permitting: a policy perspective. Journal WPCF, No. 5, 1985.

Dybdahl, H.P., Grüttner, H., Pedersen, B.M. & Storhaug, R.: Prøvetagning og flowmåling af spildevand. Nordisk Råd 515, TemaNord 1995.

Ecobilan Company: Project for application to Paints and Varnishes, Volume 5, Results of the extension phase. The Life Cycle Analyses of eleven indoors decorative paints. For the Ministry of Environment in France, dec. 1993.

EF/EU

/1/ EU-rådets direktiv (96/61/EØF) om integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening, 1996.

/2/ EF-rådets direktiv (91/271/EØF) om rensning af byspildevand, 1991.

/3/ EF-rådets direktiv (86/278/EØF) om Beskyttelse af miljøet, navnlig jorden, i forbindelse med anvendelse i landbruget af slam fra renseanlæg, 1986.

/4/ EF-rådets direktiv (89/369/EØF) om luftforurening fra nye affaldsforbrændingsanlæg, 1989.

/5/ EF-rådets direktiv (89/429/EØF) om luftforurening fra bestående affaldsforbrændingsanlæg, 1989.

Engberg, J. : Det heles vel. Miljøkontrollen 1999.

Engels, F.: Socialism, Utopian & Scientific, Part II - Dialectics. Hegel Society of America. Home Page 1996.

Erhvervslederen: Fokus på Danmarks Lak- og Farveindustri (artikelsamling). Erhvervslederen, maj 1994.

The European Asphalt Pavement Association (EAPA): Best Available Technology Document, 1997.

European Environment Agency: Cleaner Production - A Guide to Information Sources. Homepage 12.03.1999

Fallov, J.: Rammegodkendelse som miljøreguleringsinstrument. Speciale, Tek-Sam RUC 1998.

Federal register: Clean Water Act, Part III, Electroplating and Metal Finishing Point Source Categories; Effluent Limitations Guidelines, Pretreatment Standards, and New Source Performance Standards. US EPA 1985.

Federal Register: Clean Water Act, chapter I, Subchapter N, Effluent Guidelines and Standards. Updated 1996.

Federal Register: Clean Water Act, Subchapter N, Effluent Guidelines and Standards, Part 413 - Electroplating Point Source Category. Updated 1996.

Finnveden, G. & Lindfors, L.-G.: LCA in different applications - demands and expectations. P. 105-131 in Product Life Cycle Assessment. Nordisk Råd 9, 1992.

Finnveden, G.: Landfilling - a forgotten part of Life Cycle Assessments. P. 263-280 in Product Life Cycle Assessment. Nordisk Råd 9, 1992.

Foecke, T. & Haveman, M.: Applying Environmental Accounting to Electroplating Operations: An In-Dept Analysis. Waste Reduction Institute for Training and Applications Research (WRITAR) for the U.S. Environmental Accounting Project, US EPA, 1997.

Folkenberg, J. & Goldek, C.: Anvendelse af spildevandsslam fra vandige malevarer som fyldstof i i beton. S. 72-73 i *Färg och lack scandinavia* 4/1992.

Folkenberg, J. & Goldek, C.: Spildevandsslam som fyld i beton. S. 12 i *BYGTEK* nr.4 1992.

Gemeente Enschede: Handboek vergunning op hoofdlijnen. Een handleiding voor de totstandkoming van een vergunning op hoofdlijnen voor bedrijven. Oranjewoud 1996.

Georg, S.: Miljøregulering i et økonomisk perspektiv. Ph.D. afhandling fra Handelshøjskolen i København. Det økonomiske Fakultet. Samfundslitteratur. 1991.

Gladsaxe Kommune: Gladsaxe Kommunes beretning. Forskellige årgange fra 1957 - 1975.

Goldschmidt, L: Myndighederne og virksomhederne. Servicepartner eller serviceorienteret modpart. Artikel s.10-113 i *LOKE* nr.2/Maj 1993.

Goldschmidt L: Ydremiljø - arbejdsmiljø - er samtænkning nødvendig? Artikel i *Nordisk Ergonomi* nr. 1 1996.

Goldschmidt, L: Produkt- og aktørorientering af miljøindsatsen. Artikel i *LOKE* nr.3 1996.

Gouldson, A. & Murphy, J.: *Regulatory Realities. The Implementation and Impact of Industrial Environmental Regulation.* Earthscan 1999.

Gregersen, J.C. & Müller, M.: Ståls livscyklus i forskellige anvendelsessituationer. Miljøstyrelsens Arbejdsrapport nr. 14/1995.

Grüttner, H., Pedersen, F. & Tørsløv, J.: Tilslutning af industrispildevand til kommunale renseanlæg. Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 245 1993.

Grüttner H.: anbefaling af prøvetagningsprincip og -udstyr ved opgørelse af tungmetalbelastning fra industrier. Notat til Tungmetalgruppen under Lynettefællesskabet. VKI 1994.

Grüttner H. & Laursen K.D.: Kortlægning af vandstrømme i produktionen af vandbaseret bygningsmaling. Rapport til S. Dyrup & Co. A/S (fortrolig) VKI 1994.

Grüttner H., Laursen K.D. & Mortensen J.P.: Opsporing af tungmetal - og nitrifikationshæmmende kilder m.v. Rapport til S. Dyrup & Co. A/S (fortrolig) VKI 1994.

Grüttner H. & Mortensen J.P.: Ansøgning om spildevandstilladelse. Rapport til S. Dyrup & Co. A/S (fortrolig) VKI 1994.

Grüttner, H., Mortensen, J.P., Petersen, A., Schmidt, K. & Werther, I.: Krav til leverandører ved virksomheders miljøcertificering. Miljøstyrelsens Arbejdsrapport nr. 3/1995.

Hahn R.W. & Noll, R.G.: Implementing Tradeable Emissions Permits. 1983.

Hansen, L.E., Jelnes, J.E., Jensen, A.A. & Schmidt, A.: Health impacts and Life-Cycle Assessment. P. 232-262 in Product Life Cycle Assessment. Nordisk Råd 9, 1992.

Hansen, L.H.: En diskussion af den komparative livscyklusvurderings miljøeffekttopgørelser. 2. dblt. Modul Tek-Sam, RUC 1998.

Hansen, O.E. & Stærdahl, J.: International og overnational miljøregulering. S. 255-279 i Holm, J., Kjærgård, B. & Pedersen, K.: Miljøregulering - tværfaglige studier, Roskilde Universitetsforlag 1997.

Hansen, S. & Mortensen J.P.: Tungmetalundersøgelser af industrispildevand i Gyngemosens opland. Delrapport 1: Tilrettelæggelse og resultater. Delrapport 2: Produktionsbeskrivelser m.v., Gladsaxe Kommune & Stadsingeniørens direktorat i København 1991.

Harding, P. & Ihlemann, H.: Det fremtidige miljøkontrolarbejde. Artikler på s. 10-13 i Stads- og havneingeniøren maj 5 1999.

HELCOM Recommendation 16/6 Restriction of discharges and emissions from the metal surface treatment industry. P. 61-67 in Report of the 16th Meeting in Helsinki Finland. Helsinki Commission 1995.

Hjorth, R.: Building International Institutions for Environmental Cooperation, the Case of the Baltic Sea environmental Cooperation. Linköping 1992.

Hjorth, R., Holm, J., Klemmensen, B., Loftsson, E. & Mortensen, J.P.: Implementation of International Environmental Regulation - Some lessons from a Comparative Study of the Baltic Environmental Regime. Prepublished to the Course of Environmental Regimes at Linköping University 1997.

Holm, J. & Mortensen, J.P.: Udfordringer til miljøgodkendelsesarbejdet. Oplæg til DAVID-møde d.08.12.1997

Huising, D.: Cleaner Technology: Perspectives and International experiences. Erasmus University. Feb. 1992.

Huitema, D. & Snellenberg, T. van: Policy in Style. Environmental Policy. 1999

Hynes: The Ecology of Running Waters. Liverpool University Press 1970.

Hynes: Biology of Polluted Waters. Liverpool University Press 1971.

Ibsen, H.: Ensidig Miljøregulering kan koste energi. Artikel på s. 34-37 i Stads- og havneingeniøren maj 5 1999.

IMPEL, European Union Network for the Implementation and Enforcement of Environmental Law: Interrelationship between IPPC, EIA, SEVESO Directives and EMAS Regulation. Dec. 1998

Info Mil: Werkboek Milieu - maatregelen metalektro s.11 i Niews Brief nr. 10 1998.

Inman M., Renz R. & Miller P.: In-Process Recycling: Myth or Reality? Gardner Web, 1997.

International Organization for Standardization: Environmental management systems - Specifications with guidance for use, ISO 14001, 1996.

International Standardardization Organisation, ISO: Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. ISO/FDIS 14040. 1997.

IUCN, UNEP & WWF: Caring for the Earth. A strategy for Sustainable Living, Gland, Switzerland, 1991.

Jaksch J., Kashmanian, R., Niedzialkowski, D. & Podar, M.: Beyond Categorial Limits: The Case for Pollution Reduction Through Trading. Presentation at the 59 th Annual Conference/Exhibition of the Water Pollution Control Federation, 1986.

Jansen, J. Ia C. & Lynggaard-Jensen, A.: Samlet kontrolstrategi for industrispildevand. Oplæg til DIEU-kursus, Vandkvalitetsinstituttet 1989.

Janssen, E.: Kampen om det rene vand. Artikel s. 9 i ØresundsMagasinet, juni/juli 1999.

Jensen, T. & Rønhave, S.: Miljøbenchmark. Artikel på side 28-37 i KVIK nr.2 1999.

Johnston, P., Santillo, D. & Singhofen, A.: Out of the Chemicals Crisis. Greenpeace 1999.

Jørgensen, E. & Mortensen, J.P.: Branchenormer og renere teknologi. Miljø og Teknologi 2 s. 47-50, 1989

Jänicke, M.: State failure, the impotence of politics in industrial society. Political press 1990.

Jänicke, M.: The Political System's Capacity for Environmental Policy. Article in the book: Jänicke, M. & Weidner, H.: National Environmental Policies. P. 1-25 1997

Kaae, J.: Rigtige recipienter vil ikke have mere forurening. Tek-Sam RUC 1986.

Kaae, J. & Mortensen J.P.: Forskellige indfaldsvinkler til brancheregulering af de stofflige emissioner. Speciale, Tek-Sam, RUC, 1987.

Kemp, R.: Environmental Policy and Technical Change. A Comparison of the Technological Impact of Policy Instruments. Maarstricht 1995.

Kjær, T.: Projektkommentarer, Bind 1, 2 og 4. Tek-Sam, RUC 1979.

Kjær T: Rammegodkendelser. Notat til Storstrøms Amt. Tek-Sam, RUC 1996.

Kjærulf, N.: Spildevandsrapport, Astral Galvano A/S. Astral Galvano A/S 1997 og 1998.

Kristiansen, K.: Branchekonsulenter og indførelse af renere teknologi. Artikel på s. 6-7 i LOKE nr. 2 maj 1993.

Krüger, J.: Forenede Nationers program for renere teknologi. Arbejdsrapport nr.45 fra Miljøstyrelsen, 1993.

Krüger, J.: Miljøaspekter af den europæiske standardiseringsproces. Miljøstyrelsens Arbejdsrapport nr. 21/1995.

Kuks, S.M.M. & Ligteringen, J.J.: The accessibility of target populations. Consequences for the design of environmental policies. CSTM-SR nr. 36, 1996.

Larsen, I.: Miljøanlæg. Roskilde Universitetsforlag. 1976.

Larsen, I.: Kapitalakkumulation og miljøbeskyttelse. Tek-Sam RUC 1979.

Larsen, K.: Hvor står fisken? J.Fr. Clausens forlag 1971.

Lassen J. & Mortensen J.P. (1997). Livscyklusanalyser. S. 123-139 i Holm, J., Kjærgård, B. & Pedersen, K.: Miljøregulering - tværfaglige studier, Roskilde Universitetsforlag 1997.

Liefferink, D.: New Environmental Policy Instruments in the Netherlands. P. 86-106 in New Instruments for Environmental Policy in the EU. Edited by Golub, J. Routledge 1997.

Lindfors, L.-G.: Summary and Recommendations. P. 9-23 in Product Life Cycle Assessment. Nordisk Råd 9, 1992.

List, M.: Cleaning up the Baltic: a case study in East-West environmental cooperation. P. 90-116 in Volker Rittberger: International regimes in East. West Politics. Printer Publishers, London 1990.

Lynettefællesskabet: Grønt regnskab 1998. Lynettefællesskabet I/S 1999.

Lynettefællesskabet: Temadag om begrænsning af tungmetaller til Fællesskabets renseanlæg. Tirsdag den 19. januar 1993.

Marx K.: Kapitalen, Bind I, II, & III. Rhodos 1972.

Marcus, A.A.: EPA's Successes and Failures. P. 153-173 in Clarke, M., Kamienniecki, S. & O'Brian, R.: Controversies in Environmental Policy 1986.

Meadows & Meadows: The Limits to Growth. Universe books, N.Y. 1972.

Meidinger, E.: Discussion: The politics of "market mechanisms" in US air pollution regulation: social structure and regulatory culture. P.151-175 in Schnaiberg, A., Watts, N. & Zimmermann, K.: Distributional Conflicts in Environmental resource Policy. WZB-Publications 1984.

Miljøministeriet og miljøstyrelsen

Lov nr. 329 af 4. juni 1986 om ændring af lov om miljøbeskyttelse. J.H. Schultz A/S 1986.

Lov nr. 358 af 6. juni 1991 om lov om miljøbeskyttelse. J.H. Schultz A/S 1991.

Generelt:

- /1/ Miljøministeriet: Bekendtgørelse om grænseværdier for udledning af cadmium med processpildevand fra visse industrianlæg. Bekendtgørelse nr. 181 af 25. marts 1986.
- /2/ Miljøministeriet: Bekendtgørelse om grænseværdier for kviksølv ved udledning af spildevand fra visse industrianlæg. Bekendtgørelse nr. 736 af 27. oktober 1986.
- /3/ Miljøministeriet: Bekendtgørelse om grænseværdier for udledning af visse farlige stoffer i vandmiljøet. Bekendtgørelse nr. 928 af 11 december 1987.

Referencer og litteratur

- /4/ Miljøministeriet: Enkelt og effektivt - et debatoplæg om lovgivning og administration. 1988.
- /5/ Miljøministeriet: Bekendtgørelse nr. 794 af 9. december 1992 om lov om miljøbeskyttelse.
- /6/ Miljøministeriet: Bekendtgørelse nr. 532 af 20. juni 1992 om indkaldelse af ansøgninger om miljøgodkendelse fra bestående listevirksomheder.
- /7/ Miljøministeriet: Bekendtgørelse nr. 848/1994 om industrielle virksomheders m.v. frivillige deltagelse i den europæiske fællesskabsordning for miljøstyring og miljørevision.
- /8/ Miljøministeriet: Bekendtgørelse nr. 807 af 25. oktober 1999 om godkendelse af listevirksomhed.
- /9/ Miljøstyrelsen: Redegørelse om genanvendelse og renere teknologier. Miljøstyrelsen oktober 1983.
- /10/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 8/1983 Tilsyn og kontrol med forurening fra virksomheder.
- /11/ Miljøstyrelsen: Orientering nr. 6/1992: Miljøstyring - en håndbog i praktisk miljøarbejde, 1992
- /12/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 3/1993 om Godkendelse af listevirksomheder.
- /13/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 6/1993 om Udarbejdelse af kommunale miljøhandlingsplaner.
- /14/ Miljøstyrelsen: Orientering om referencer om Renere teknologi ved miljøgodkendelser. Orientering nr. 3, 1994.
- /15/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 3/1995 om Tilsyn med virksomheder.
- /16/ Miljøstyrelsen: Orientering nr. 9/1996: Håndbog til udarbejdelse af grønne regnskaber, 1996.
- /17/ Miljøstyrelsen: Orientering nr. 13/1996: Miljøstyring og EMAS - en dansk status, 1996.

Referencer og litteratur

- /18/ Miljøstyrelsen: Miljøprojekt nr. 232/1996: Værktøj til evaluering af virksomheders miljøpræstation, 1996.
- /19/ Miljøstyrelsen: Miljø, industri og regulering - et debatoplæg. 1997.
- /20/ Miljøstyrelsen: Miljøstyrelsens redegørelse om den produktorienterede miljøindsats. 1998.

Støj:

- /1/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 3/1974 om ekstern støj fra virksomheder.
- /2/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 3/1982 om støj og lugt fra restaurationer.
- /3/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 5/1984 om ekstern støj fra virksomheder.
- /4/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 6/1984 om måling af ekstern støj fra virksomheder.
- /5/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 5/1993 om beregning af ekstern støj fra virksomheder.
- /6/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 5/1994 om støj fra flyvepladser.
- /7/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 1/1995 om skydebaner.
- /8/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 2/1995 om beregning og måling af støj fra skydebaner.
- /9/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 3/1996 om supplement til vejledning om ekstern støj fra virksomheder.
- /10/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 1/1997 om støj og vibrationer fra jernbaner.
- /11/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 3/1997 om støj fra motorsportsbaner.

Luft:

- /1/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 7/1974 om begrænsning af luftforurening fra virksomheder.
- /2/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 3/1976 om begrænsning af luftforurening fra oliefyrede anlæg.

Referencer og litteratur

- /3/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 2/1978 om begrænsning af luftforurening fra virksomheder, der emitterer cellulosefortyndere og andre blandingsfortyndere til luften.
- /4/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 4/1985 om begrænsning af lugtgener fra virksomheder.
- /5/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 6/1990 om begrænsning af luftforurening fra virksomheder
- /6/ Miljøstyrelsen: Orientering nr. 15/1996 om B-værdier.
- /7/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 13/1997 om begrænsning af luftforurening fra virksomheder, der udsender svejserøg.

Spildevand:

- /1/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 6/1974 om spildevand
- /2/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 1/1981 om afløbskontrol ved særskilt udledning af industrispildevand.
- /3/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 1/1983 om recipientkvalitetsplanlægning. Del I: Vandløb og søer.
- /4/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 2/1983 om recipientkvalitetsplanlægning. Del II: Kystvande.
- /5/ Miljøministeriet: Bekendtgørelse nr. 181 af 25. marts 1986 om grænseværdier for udledning af cadmium med procesvand fra visse industrianlæg.
- /6/ Miljøministeriet: Bekendtgørelse nr. 736 af 27 oktober 1986 om grænseværdier for kviksølv ved udledning af spildevand fra visse industrianlæg.
- /7/ Miljøministeriet: Bekendtgørelse nr. 718 af 19. Oktober 1986 om begrænsninger i anvendelse af PCB og PCT.
- /8/ Miljøministeriet: Bekendtgørelse nr. 928 af 11. december 1987 om grænseværdier for udledning af visse farlige stoffer i vandmiljøet.
- /9/ Miljøministeriet: Bekendtgørelse nr. 784 af 10. december 1987 om begrænsning af udledning af kvælstof og fosfor til vandløb, søer og havet med spildevand fra industrielle virksomheder m.v.

/10/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 6/1994 om tilslutning af industrispildevand til kommunale spildevandsanlæg.

/11/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr.5 1998 om biologisk bedømmelse af vandkvalitet.

Affald:

/1/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 1/1974 for kontrollerede lossepladser.

/2/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr.1/1976 om bortskaffelse af sygehusaffald.

/3/ Miljøministeriet: Bekendtgørelse nr. 121/1976 om kemikalieaffald.

/4/ Miljøministeriet: Bekendtgørelse nr. 410/1977 om olieaffald

/5/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 4/1982 i affaldsdeponering.

/6/ Miljøministeriet: Bekendtgørelse nr. 568/1983 om anvendelse af slagge og flyveaske.

/7/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 1/1984 om bortskaffelse af sygehusaffald.

/8/ Miljøministeriet: Bekendtgørelse nr. 574/1984 om anvendelse af slam i landbruget.

/9/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 1/1985 om indsamling af papir fra offentlige institutioner.

/10/ Miljøministeriet: Bekendtgørelse nr. 397/1985 om godkendelse af ældre affaldsforbrændingsanlæg

/11/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 3/1986 om begrænsning af forurening fra affaldsforbrændingsanlæg.

/12/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 2/1990 om bortskaffelse af affald.

/13/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 5/1990 om affaldsstoffer til jordbrugsformål.

/14/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 1/1991 om olie- og kemikalieaffald.

/15/ Miljøministeriet: Bekendtgørelse nr. 10/1991 om affaldsforbrændingsanlæg.

/16/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 2/1993 om begrænsning af forurening fra forbrændings-

anlæg.

- /17/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 9/1993 om anvendelse af ISAG på virksomheder, der bortskaffer affald.

Brancheorienteringer:

- /1/ Miljøstyrelsen: Orientering nr. 3/1993 for varmforzinkningsindustrien.
- /2/ Miljøstyrelsen: Orientering nr. 5/1993 for autoophugningsbranchen.
- /3/ Miljøstyrelsen: Orientering nr. 6/1993 for galvanoidindustrien.
- /4/ Miljøstyrelsen: Orientering nr. 4/1995 for asfaltindustrien.
- /5/ Miljøstyrelsen: Orientering nr. 6/1995 for jern- og metalgenvindingsindustrien.
- /6/ Miljøstyrelsen: Orientering nr. 6/1996 for lak- og farveindustrien.

Anden brancheregulering:

- /1/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 3/1983 om pelsdyrfarme.
- /2/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 2/1986 om autoværksteder og miljøkrav.
- /3/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 4/1988 om godkendelse af husdyrbrug.
- /4/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 4/1991 om retningslinier for grovvarebranchen.
- /5/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 11/1992 om tilsyn med de ydre miljøforhold i den grafiske branche.
- /6/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 3/1994 om tilsyn med landbrug.
- /7/ Miljøstyrelsen: Orientering nr. 3/1994 om referencer til renere teknologi ved miljøgodkendelser
- /8/ Miljøstyrelsen: Vejledning nr. 2/1998 om tilsyn med de ydre miljøforhold ved overfladebehandling af metaller.

- Moe, M.: Miljøret - Miljøbeskyttelse. GAD København 1994.
- Mortensen, J.P. & Petersen, P.J.: Renere teknologi - strategi og perspektiver. 2.dobbeltmodul Tek-Sam, RUC 1986.
- Mortensen, J.P.: Branchenormer på vej. MiljøDanmark. 1988
- Mortensen, J.P.: Offentligt og privat samarbejde. Dansk Industri 1991
- Mortensen, J.P.: Det kommunale miljøtilsyn og samarbejdsprojekter med private virksomheder. Miljø og Teknologi 4 s. 96-99. 1992
- Mortensen, J.P.: Tungmetalundersøgelser af industrispildevand. Delrapport 3: Opfølgning. Gladsaxe Kommune 1992.
- Mortensen, J.P.: Prevention of Industrial Wastewater. Poster display at the IAWQ-conference: Pre-treatment of industrial Wastewaters. Athens, Greece, 13-15 October 1993.
- Mortensen, J.P.: Samarbejdsprojekt mellem Gladsaxe Kommunes miljøkontor og Beck & Jørgensen A/S om reduktion af spildevand. Gladsaxe Kommune 1993.
- Mortensen, J.P., Nielsen, U. & Petersen, P.: Spildevand fra tandklinikker i Gladsaxe Kommune. Gladsaxe Kommune 1993
- Mortensen, J.P. & Nielsen, U.: Spildevandsundersøgelse. Dobbelt prøvetagning på Astral Galvano A/S. Gladsaxe Kommune 1994
- Mortensen, J.P. & Nielsen, U.: Målerapport, spildevandsundersøgelse på House of Prince, samtidig flow- og tidsproportional prøvetagning. Gladsaxe Kommune 1994
- Mortensen, J.P.: Renere teknologi muligheder for Rødovre Forchromning I/S. Notat til Rødovre Kommune, Vandkvalitetsinstituttet, feb. 1995.
- Mortensen, J.P.: Best Available Technology. Arbejdsnotat (ikke udgivet) Tek-Sam, RUC 1996.
- Mortensen, J.P.: Spildevandsmålinger af industrispildevand. Artikel i KVIK, 1996.
- Mortensen, J.P.: Analysis of the Effectiveness of Environmental Regimes, Implementation in the National Contexts, Report 2: HELCOM recommendations concerning Industry, Agriculture and Wastewater Treatment. (Udkast ikke udgivet), Tek-Sam, RUC, 1996.

- Mortensen, J.P.: Undersøgelse af miljøreguleringen i galvanindustrien. Notits i KVIK 1997
- Mortensen, J.P.: Undersøgelse af miljøreguleringen i galvanindustrien. Arbejdsrapport, Tek-Sam, RUC 1998.
- Mortensen, J.P.: Afskaffelse af miljøgodkendelser og det kommunale miljøtilsyn. S. 19-21 i LOKE nr. 1, 1999.
- Mortensen, J.P.: Kommunalt miljøtilsyn i en brydningstid. Artikel på s. 5 i Tillæg til Ingeniøren, nr. 24 1999.
- Mortensen, J.P.: Behov for kvalitetsvurderinger. Læserbrev på s. 2 i Ingeniøren nr. 30 1999.
- National Defense Center for Environmental Excellence: Technology Abstract. Chromate Conversion Coating Alternatives. Concurrent Technologies Corporation 1994.
- National Defense Center for Environmental Excellence: Technology Abstract. Chromium Acid Anodizing Alternatives. Concurrent Technologies Corporation 1994.
- National Defense Center for Environmental Excellence: Technology Abstract. Chromium Electroplating Alternatives. Concurrent Technologies Corporation 1994.
- National Defense Center for Environmental Excellence: Technology Fact Sheet. Chromium Acid Anodizing Alternatives for Heavy Equipment Applications. Concurrent Technologies Corporation 1994.
- National Defense Center for Environmental Excellence: Technology Fact Sheet. Chromium Alternatives for Motor Vehicle Applications. Concurrent Technologies Corporation 1994.
- National Defense Center for Environmental Excellence: Technology Fact Sheet. Chromium Electroplating Alternatives in Heavy Equipment Applications. Concurrent Technologies Corporation 1994.
- National Defense Center for Environmental Excellence: Technology Overview. Metallic Coating and Finishing Processes. Concurrent Technologies Corporation 1994.
- National Environment Protection Council: National Pollutant Inventory Guide. Australia 1998.
- National Environment Protection Council: Emission Estimation Technique Manual for Galvanizing. July 1999.

National Environment Protection Council: Emission Estimation Technique Manual for Electroplating and Anodising. July 1999.

National Environment Protection Council: Emission Estimation Technique Manual for Paint and Ink Manufacturing. July 1999.

Nielsen, E. H.: Mejeriernes forebyggende miljøarbejde - et resultat af miljøreguleringen? Institut for samfundsudvikling og planlægning, AUC, 1996.

Nielsen, U. & Svendsen, J.H.: Miljøorienterede virksomhedsstrategier - miljøtiltag som integreret del af virksomhedsstrategierne i galvanoidustrien. Speciale, Tek-Sam, RUC, 1995.

Nielsen U.: Koordineret kortlægning og regulering af galvanoidustrien i Lynettefællesskabet. Rapport udarbejdet af Institut for Vandmiljø, VKI i samarbejde med Hvidovre, København, Herlev og Gladsaxe kommuner for Lynettefællesskabet I/S, sep. 1997.

Nielsen, U.: Lynettefællesskabets tungmetalprogram: Brancherelaterede aktiviteter. Nøgletalsprojekt for jern- og metalforarbejdende virksomheder. VKI 1997.

Nihlgård, B. & Rundgren, S.: Naturens dynamik. Hans Pritzels Forlag 1979.

Norberg-Bohm, V. & Rossi, M.: The Power of Incrementalism: Environmentally Induced Technological Change in Pulp and Paper Bleaching in the U.S. Paper from The Greening of Industry Conference in Heidelberg, Germany. Nov 24-27, 1996.

Nordiske seminar- og arbejdsrapporter 1993:560: Possible Ways of Reducing Environmental Pollution from the Surface-Treatment Industry. Nordisk Ministerråd 1993.

OECD: Air Pollution in the Iron and Steel Industry, OECD Paris, 1963.

OECD: Pollution Control Costs in the Primary Aluminium Industry, OECD Paris, 1977.

OECD: Emission Control Costs in the Textile Industry, OECD Paris, 1981.

OECD: Control Policies for Specific Water Pollutants, OECD Paris, 1982.

OECD: Technologies for Cleaner Production and Products. OECD 1995.

OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development: Environmental Requirements for Industrial Permitting. Vol. 1: Approaches and Instruments. Vol. 2: OECD Workshop on the Use of Best Available Technologies and Environmental Quality Objectives, Paris,

9-11 May 1996. Vol. 3: Regulatory Approaches in OECD Countries. OECD 1999.

Olsen, P.B.: Nordisk arbejdsmiljøregulering. Samfundslitteratur 1992.

Olsen, P.B.: Six Cultures of Regulation. Labour Inspectorates in Six European Countries. Handelshøjskolens Forlag/Nyt Nordisk Forlag Arnold Busk 1992.

Oslo and Paris Commissions: Programmes and Measures; Decisions and Recommendations of the Oslo & Paris Commissions 1992 - 1995. 1995.

PARCOM Recommendation 92/4 on the Reduction of Emissions from the Electroplating Industry. P. 32-37 in Programmes and Measures. Decisions and Recommendations of the Oslo and Paris Commission 1992-1995, 1995.

PARCOM: Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic. 1992.

PARCOM: Mercury: Landbased Sources of Mercury Pollution other than the Chlor-alkali Industry. PARCOM III/10/1, § 4.29, 1981.

PARCOM: Cadmium. PARCOM 6/13/1, § 4.20 - 4.23, 1984.

Porter, M.E.: The Competitive Advantage of Nations. Macmillan 1990.

Rasmussen, G.: Om industriudviklingen i Københavnsområdet. København 1984.

Remmen, A.: Troværdighed - virksomhederne og miljøet. S. 8-9 i LOKE nr. 2 maj 1993.

Remmen, A.: Mellem kritik og indflydelse. S. 16-20 i LOKE nr. 2 1998.

Rock, M.T.: A Policy Menu for Cleaner Production. P. 10-24 in An Asian Clean Revolution. Background Papers. US-EAP 1998.

Rolfgaard, N. & Vindelev, K.: Rammegodkendelsen som reflektiv miljøregulering. 2. DM, Tek-Sam RUC 1998.

Roskilde Galvanisering A/S: Galvaniseret kærlighed ruster ikke! Reklame 1996.

Røpke, I.: "Mængdeproblemet" i miljøpolitik og - økonomi. S.11-16 i Det miljømæssige råderum - en antologi. Tek-Sam, RUC 1996.

Sammenslutningen af virksomheder i Gladsaxe industri kvarter, Søborg: Industri-Byplan, Gladsaxe 1950.

Scmidt-Bleek, F. & Weaver, P.: Factor 10, A Manifesto for a Sustainable Planet. Friends of the Earth 1998.

Schrøder, N. & Schultz, H.: Elektrometriske on-line overvågning af opløste stoffer i proces- og spildevand. S. 16-17 i Byggeteknik, energi og miljø, 23. jan 1995.

Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC): A Technical Framework for Life-Cycle Assessment. SETAC 1991.

Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC): A Conceptual Framework for Life-Cycle Assessment. SETAC 1993.

Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC): Guidelines for Life Cycle Assessment: A "Code of Practice", Paper from SETAC Workshop 31/3-3/4 1993.

Stadsingeniørens direktorat: Tungmetalundersøgelser, delrapport nr. 3. Deloplandsundersøgelse i Renseanlæg Damhusåens opland. Afløbsafdelingen miljøkontoret. 1998.

Sirkin, T. & ten Houten, M.: Ressource cascading and the Cascade chain - Tools for appropriate and sustainable productdesign. 1993

Stelmaszczyck, J.: Udskrift fra database fra Galvanisk Kompagni A/S. 1994.

Stelmaszczyck, J.: Oplæg til temadag den 31. oktober 1997 vedrørende projektet om decentral opsamling af galvanisk affald med henblik på central regenerering og genvinding på Dansk Galvanisør Unions efterårsmøde.

Stubbs, G.: Recycling Household Paints. Article in BioCycle, oct. 1994.

Svennum, J.: Stop videnskabskrigen. Artikel om Bent Flyvbjerg i DJØF Bladet nr. 19 1999.

Sykes, D.: Future directions for the ecological labelling of architectural coatings. Paper to 14th International Conference of Resins & Paints in Copenhagen 1994.

Townsend, C.R.: The Ecology of Streams and Rivers. Institute of Biology 1980.

UNEP: Environmental Aspects of Selected Non-ferrous Metals Industries, UNEP, 1984.

UNEP Report No. 3: Industry and Environment, No. 4: Environmentally Sound and Appropriate Technology, Nairobi, 1979.

UNEP Environmental Guidelines, No. 7: The Formulation of National Soil Policies, Nairobi, 1983.

UMIP (Det materialeteknologiske udviklingsprogram), Rammeprogrammet for integrerede miljø- og arbejdsmiljøvurderinger: Livscyklusmodel til vurdering af nye materialer. Metoder, vurderingsgrundlag og fremgangsmåde. UMIP 1994.

U.S. Environmental Protection Agency: Environmental Pollution Control Alternatives. Reducing Water Pollution Control Costs in the Electroplating Industry. EPA 1985.

U.S. Environmental Protection Agency: Guides to Pollution Prevention. The Metal Finishing Industry. EPA, October 1992.

US EPA: Life-Cycle Assessment: Inventory Guidelines and Principles. Office of Research and Development, 1993.

US EPA: Life Cycle Design, Guidance Manual. Environmental Requirements and The Product System. Office of Research and Development, 1993.

US EPA, Office of Water: How to Best Promote Industrial Pollution Prevention through the Effluent Guidelines Process. Technology Innovation and Economics Committee, National Advisory Council for Environmental Policy and Technology (NACEPT), 1994.

U.S. Environmental Protection Agency: Pollution Abatement. EPA Effluent Guidelines and Standards, Part 433 - Metal finishing Point source Category. Gardner Web 1997.

US EPA: Applying Environmental Accounting to Electroplating Operations: An In-depth Analysis. May 1997.

US EPA: Action Plan for Achieving the Next Generation in Environmental Permitting. February 1999.

VROM (Ministry of Housing Spatial Planning and the Environment): Company environmental management as a basis for a different relationship between companies and governmental authorities. A guide for governmental authorities and companies. VROM 1995.

VROM (Ministry of Housing Spatial Planning and the Environment): Intentionverklaring uitvoering milieubeleid metaal - en elektrotechnische industri, Den Haag 1995.

Wallace, D.: Environmental Policy and Industrial innovation. Strategies in Europe, the US and Japan. Earthscan Publications Ltd, London 1995.

Weale, A.: The new politics of pollution. Manchester University Press. 1992.

Webber, D.F.: Kemira Coatings introduce a completely recycable water based paint system. Article in Product Finishing, jan. 1993.

Weber, B.: Grov påstand om Gladsaxe. Læserbrev på s. 3 i Ingeniøren nr. 26/27 1999.

Welford, R.: Corporate Environmental Management, Technology and Sustainable Development: Postmodern Perspectives and the Need for a Critical Agenda. Aarhus School of Business 1997.

Interviews i Holland

Burer, H.R.M.: Waterschap Regge en Dinkel. Interview 29. marts 1999.

Meijerink, G.: Bouw- en Milieudienst, Gemeente Enschede. Interview 17. marts 1999.

Schnellen, P.R.C.M.: Grolsche Bierbrouwerij Nederland B.V. Interview 4. november 1998.

Steghuis, A.: TGI BV. Interview 16. marts 1999

Bilag A: Evalueringskriterier for evaluering af brancheorienteringerne:

Successniveau	Forhandlingsniveau	Brancheorientering
A	Forhandlingsforløbet kan betegnes ved, at der generelt er sket en stor grad af tilnærmelse til LIPS idealet, at parterne har fået varetaget deres interesser og at forhandlingerne har været produktive og reelle, hvor produktive bevirker, at forhandlingerne har afstedkommet konstruktive initiativer vedrørende renere teknologi og en mere helhedsorienteret tilgang til produktionen. Parterne har været indstillet på at udveksle viden og erfaringer, og de spørgsmål, som ikke har kunnet besvares internt i arbejdsgruppen, er løst via konsulentbistand	Brancheorienteringen indeholder som minimumskrav punkterne i Miljøstyrelsens vejledende disposition samt de punkter, der er med under eventuelt. Endvidere er budskabet om renere teknologi vægтет højt. Renere teknologi mulighederne er endvidere behandlet som en dynamisk proces fremfor en statisk øjeblikssituation, og begreber som vugge til grav betragtninger, bæredygtighed o.lign. Indgår som en naturlig del af den fremtidige planlægning af produktionsforholdene. Brancheorienteringen bærer derved præg af at være visionær i forhold til en renere produktionstilgang.
B	Forhandlingsforløbet er kendetegnet ved, at der generelt er sket en rimelig tilnærmelse til LIPS idealet, og forhandlingerne må overordnet betegnes som tilfredsstillende, fordi parterne har fået varetaget deres interesser på baggrund af en legitim dialog. Forhandlingsforløbet har resulteret i, at renere teknologi perspektiver er blevet diskuteret, men det har ikke nødvendigvis ført til initiativrige og vidtgående løsningsforslag eller en mere langsigtet planlægning.	Brancheorienteringen indeholder som minimum de emner som Miljøstyrelsen vejledende disposition foreskriver, men eventuelpunkterne er ikke nødvendigvis behandlet. Det er dog en forudsætning, at brancheorienteringen har en grundig behandling af renere teknologi perspektivet, og at renere teknologi afsnittene er fælsynede og ikke blot repræsenterer en status for BAT i branchen. D.v.s., at budskabet om renere teknologi skal fremstå tydeligt i brancheorienteringen. Brancheorienteringen er dog ikke nødvendigvis særlig visionær vedrørende en mere helhedsorienteret produktionstilgang.
C	Forhandlingsforløbet har ikke været ideelt, og der er generelt kun opnået en ringe grad af tilnærmelse af LIPS idealet. Parterne har ikke været ubetinget reelle vedrørende vidensudveksling, og forhandlingerne har tildels været præget af støj. Der er dog opnået konsensus, men i mange tilfælde er dette sket, fordi Miljøstyrelsen har afgjort problemstillingerne.	Brancheorienteringen følger Miljøstyrelsens vejledende disposition, men eventuelpunkterne er ikke berørt, og renere teknologi afsnittene bærer præg af en ensidig og overfladisk gennemgang. Brancheorienteringen giver derfor et udemærket øjebliksbillede af BAT indenfor branchen, men den mangler visioner, initiativer og betragtninger vedrørende en helhedsorienteret produktion. Budskabet om renere teknologi er medtaget, men der er ikke taget stilling til konsekvenser for renere teknologi tiltag og i princippet er indholdet om renere teknologi allerede forældet. Brancheorienteringen er udformet som et værktøj til godkendelsesarbejdet og lægger ikke op til en mere alsidig anvendelse i branchen.
D	Forhandlingsforløbet har været præget af støj og endeløse diskussioner, der ikke har ført til konstruktive løsninger. LIPS idealet er ikke nået. Løsningen på problemerne under forhandlingen kan derfor have været, at brancheorienteringen er stykket sammen af de forskellige parter oplæg, eller at en af parterne har udarbejdet det meste af brancheorienteringen. Samarbejdet kan derfor være blevet en brevkorrespondance fremfor en egentlig forhandlingsproces, og den diskurs, som kan være konsekvensen af de koblinger, der opstår mellem parterne, er ikke opnået.	Brancheorienteringen bærer indholdsmæssigt ikke præg af, at renere teknologi kun er overfladisk beskrevet og uden egentlige forslag til renere teknologi muligheder, men der kan eventuelt være medtaget renere teknologi henvisninger i brancheorienteringen. Brancheorienteringen kan i princippet godt være funktionel, men grundlaget, den er udarbejdet på, har ikke levet op til Miljøstyrelsens intentioner. Brancheorienteringen mangler visioner og indholdet er forholdsvis tyndt og mangelfuldt. Orienteringen er derfor i princippet forældet ved udgivelsen.

Bilag B: PARCOM Rekommodation vedrørende galvanoindustri

Det følgende er en ordret oversættelse af PARCOM rekommandationens bestemmelser for galvanoindustri:

“PARCOM rekommodation 92/4 om reduktion af emissioner fra galvanoindustri omfatter anbefalinger vedrørende virksomheder eller anlæg, der elektrokemisk eller kemisk behandler overflader. Dette involverer følgende aktiviteter:

- Forbehandling (f.eks. affedtning, rensning og bejdsning)
- Elektrolytisk eller kemisk afstripping, inkl. mellem behandlinger
- For- og efterbehandling (f.eks. kromatering, lakering)
- Afstripping
- Fosfatering

Halogene opløsningsmidler

Chlorerede opløsningsmidler skal undgås så meget som muligt. De skal substitueres af vandbaserede systemer eller af systemer byggende på ikke halogene opløsningsmidler. I særlige tilfælde, hvor det er bevist, at substitution ikke er muligt, skal de følgende restriktioner overholdes:

Retningslinier

I eksisterende galvanovirksomheder må der kun benyttes chlorerede organiske opløsningsmidler til affedtning af de kommercielt tilgængelige tetrachlorethen, trichlorethen samt dichlormethan. Anvendelsen af andre organiske opløsningsmidler er ikke teknisk nødvendige. Der bør ikke være tilsat eller tilsættes velkendte cancerogene stoffer som additiver til de halogenerede hydrocarboner.

Overfladebehandlingsanlæg, hvor der anvendes chlorerede organiske opløsningsmidler bør være etableret og drevet således, at behandlingen foregår i et lukket anlæg kun med åbning for udsugningsluft. Den fortrængte luft bør ledes til et filter, der sikrer, at emissionen af flygtige halogene hydrocarboner ikke overstiger 20 mg/m³. En undtagelse fra denne regel er: Såfremt det organiske opløsningsmiddel består af mere end 50% af dichlormethan må emissionen ikke overstige 50 mg/m³. Koncentrationsværdier bør ikke opnås ved hjælp af fortyndning. De frafiltrerede flygtige halogene hydrocarboner bør genindvindes.

Halogenerede opløsningsmidler eller restprodukter indeholdende disse bør opbevares, håndteres og transporteres med lukkede ventiler.

Spildevand fra processer, hvor der har været anvendt flygtige halogene hydrocarboner, bør behandles separat og må ikke udledes over følgende koncentrationsværdi: Summen af trichloethen, tetrachlorethen og dichlormethan må ikke overstige 0,1 mg/l (forstået som chlorid i en repræsentativ prøve).

Generelle retningslinier (BAT)

Spildevand bør ikke udledes, såfremt det ikke overholder følgende retningslinier:

1. Såfremt det er teknisk muligt skal toksiske stoffer substitueres (f.eks. cyanid, Cd, Hg, EDTA og tilsvarende kompleksdannere, nonylphenol, ethoxylater, chlorerede opløsningsmidler) med stoffer som er bionedbrydelige, ikke bioakkumulerbare og med lav toxicitet.
2. EDTA bør substitueres i affedter-, afstripnings- og elektronikkelbade. Mulige substitutioner inkluderer f.eks. citron- og eddikesyre.
3. Processer, der genererer toksiske stoffer, bør substitueres i størst muligt omfang. (F.eks. cyanid oxidation med hypochlorid).
4. Procesbade bør behandles på en sådan måde, at de opnår den størst mulige levetid. Sådanne behandlinger indbefatter membranfiltrering, ionbytning, elektrolyse, termiske processer samt evaporation.
5. Der skal tages hensyn til spild af procesbade ved transport af behandlet emner således at overslæb minimeres, beskyttelse mod sprøjt- og skvulp, optimering af baddilsætning.
6. Der bør stilles krav om udbredt anvendelse af retur- og sparskyl med mindst 3 trin. Der eksisterer passende teknik til at holde mere end 90% af overslæbet i så små volumener, at de kan genanvendes:
 - a. 3 trins sparskyl.
 - b. 2 trins sparskyl samt recirkulering efter ionbytning.
 - c. kombinerede dyppe/spray/tåge skylleteknik.

Såfremt det er muligt bør koncentratet ledes tilbage til procesbadet eventuelt efter en yderligere behandling. Ved indførelse af de nævnte skylleteknikker kan anlæg ofte blive drevet uden spildevandsudledning og med kun en lille mængde affald.

7. Ikke metalholdige spildevandsstrømme bør separeres enten for intern genanvendelse (f.eks. ved elektrolyse) eller for ekstern genanvendelse (f.eks. af ikke metalforarbejdende industri)

8. EDTA fra de kemiske kobberbelægningsbade bør genanvendes (f.eks. ved bundfældning af H₄EDTA) samt fra de efterfølgende skyllebade (f.eks. ved bundfældning efter en opkoncentreringsproces, f.eks. ved ionbytning)

Mindre virksomheder vil formentlig udlede mindre mængder af metal og vil derfor også kunne fungere lidt mindre sofistikeret.

Retningslinier for udledning af spildevand

Spildevandsstrømme bør adskilles i henhold til den nødvendige efterbehandling og i forhold til, at slams indholdsmaterialer som metaller kan genindvindes. Behandlingen bør udføres batchvis. Dette er muligt såfremt de generelle retningslinier er fulgt. Spildevandsprøver bør være repræsentative og ufiltreret.

Spildevand med det følgende indhold bør behandles og monitoreres adskilt fra andre spildevandsstrømme. Maximum koncentrationen for disse særskilte spildevandsstrømme må maksimalt antage:

Cd	0,2 mg/l
Hg	0,05 mg/l

Før udledning af spildevand til kloak eller recipient skal spildevandet behandles, således at koncentrationerne af de følgende stoffer og parametre maksimalt antager:

Cr (total)	0,5 mg/l
Cr (VI)	0,1 mg/l
Cu	0,5 mg/l
Pb	0,5 mg/l
Ni	0,5 mg/l
Ag	0,1 mg/l
Sn	2,0 mg/l
Zn	0,5 mg/l*
Fri cyanid	0,2 mg/l
VOX	0,1 mg/l

* I særlige begrundede tilfælde kan tillades 2,0 mg/l.

Udledningsniveauerne bør kunne opnås uden nogen form for fortynding. Virksomheder, der udleder mindre mængder metal (defineret som den totale sum af Cr, Cu, Pb, Ni og Zn skal være mindre end 200 g pr. dag i henhold til den efterfølgende rensning) kan få udledningstilladelser med grænseværdier op til 4 gange højere for Cr (total), Cu, Pb og Ni. Dette bør være

udstedt af den kompetente myndighed.

Der gøres opmærksom på, at i nogle tilfælde vil der fra galvanovirkninger være udledt spildevand med indhold af organisk materiale. I disse tilfælde, såfremt det er muligt og findes passende, bør dette spildevand behandles i et biologisk renseanlæg. Dette inkluderer rensning i et offentligt renseanlæg.

Ikrafttrædelse

For nye virksomheder træder disse regler ikraft fra 1. Januar 1994 og for eksisterende virksomheder den 31. December 1998.

Bilag

Galvanoindustrien er en meget differentieret industriel sektor i spørgsmål som størrelse, produktionsstruktur og teknologi.

Luftforureningsproblemer i galvanoindustrien stammer fra anvendelsen af halogene opløsningsmidler f.eks. til affedtning. Brugen af halogene opløsningsmidler skal minimeres så meget som mulig i henhold til Montreal Protokollen m.v.

Affalds- og spildevandsproblemer stammer fra brugen af tungmetaller og andre toksiske stoffer udledt som spildevand. Udledningerne stammer fra brugte procesbade såvel som fra overslæb af procesbadindhold til skyllevand med den medfølgende fortynding gennem skylleprocessen. Gennem normal spildevandsrensning transformeres tungmetallerne til slam som skal håndteres som kemisk affald. Rekommandationens mål er at opnå:

Den størst mulige begrænsning af forureningsparametre karakteristisk for galvanoindustrien, især tungmetaludledningen til recipienter.

Introduktion af pålidelige tekniske løsninger

Reduktion af affaldsmængder

Begrænse transformeringen af forureningsproblemer, især gennem reduktion af slamgenereringen ved kilden såvel som at forhindre spildevandsslams kontaminering af tungmetaller samt transformeringen til luftforureningsproblemer.

Rekommandationens formål er at beskytte miljøet gennem det overordnede princip om tilvejebringelsen af produktions- og renseprocesser, der medfører den lavest mulige udledning. BAT omhandler derfor alle af de følgende tekniske løsninger:

Tiltag vedrørende substitution af toksiske stoffer og processer (f.eks. chlorerede opløsningsmidler med alkaliske affedtere samt stofferne Cd, Hg, EDTA, og cyanid).

Tiltag vedrørende forlængelse af procesbadenes levetid.

Tiltag vedrørende begrænsning af overslæb.

Tiltag vedrørende maximering af intern recirkulering og anvendelse af overslæb eller ekstern genanvendelse af tungmetaller for derigennem at begrænse affaldsmængderne (f.eks. lukkede skyllevandssystemer, opkoncentrering og adskillelse af spildevandsstrømme i henhold til slamsammensætningen).

Tiltag vedrørende særbehandling af særlige spildstrømme, der er særligt toksiske (f.eks. Cd, Hg, Chlorerede opløsningsmidler).

Tiltag vedrørende rensning af uundgåelige spildevandsstrømme.

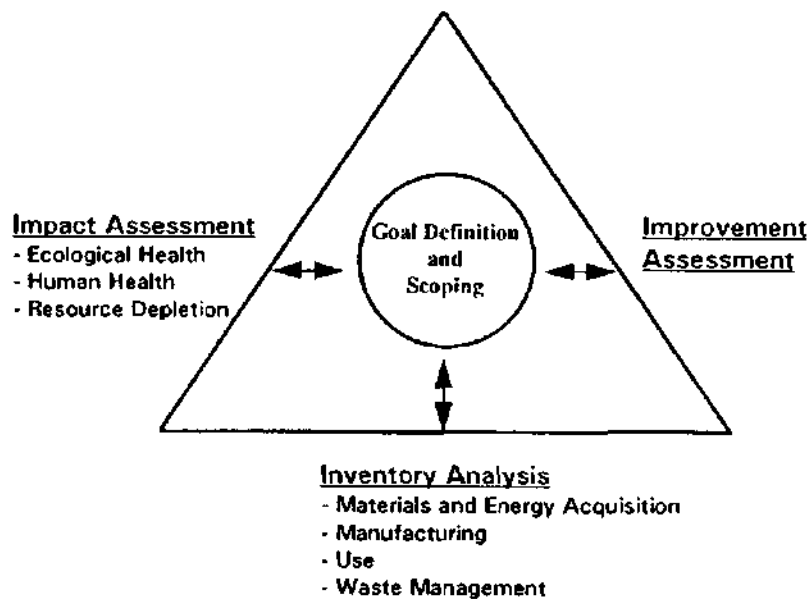
Såfremt spildevandet ikke kan behandles tilstrækkeligt i den enkelte virksomhed bør spildevandet betragtes som kemikaliaffald og behandles i et centralt behandlingsanlæg.

På grund af denne industrisektors kompleksitet er der ikke fastsat nogle grænseværdier for udledning af spild per produceret enhed. Imidlertid er der fastsat generelle tekniske retningslinier relateret til produktionen såvel som maksimale udledningsgrænseværdier for udvalgte relevante forureningsparametre. De generelle tekniske retningslinier danner en ramme for en række tekniske løsninger, der er tilgængelige, og som tager højde for sektorens kompleksitet i henhold til den store variation i størrelse og strukturer. Disse foreslåede tekniske retningslinier lever op til rekkommendationens formål om miljøbeskyttelse og er samtidigt økonomisk mulige for den enkelte virksomhed.”

Resumé

Afhandlingen omhandler omsættningen af de miljøpolitiske målsætninger om miljøforbedrende regulering i et kredsløbsperspektiv til formulering af krav og kontrol for den enkelte virksomhed. Kravformuleringen er den konkrete omsættning af de miljøpolitiske målsætninger til, hvad den enkelte virksomhed skal opnå. Kontrolformuleringen fungerer som virksomhedernes dokumentation for, hvor de befinder sig og hvad de opnår. Om dette sker i et aftale scenarie, via afgifter eller via et miljøgodkendelsessystem er ikke så vigtigt. Det væsentligste er denne sammenhænge mellem miljøpolitisk målsætning og kravformuleringen til den enkelte virksomhed. Fokus i afhandlingen rettes dog mod miljøgodkendelsessystemet.

Til at forstå og analysere sammenhængene mellem de miljøpolitiske målsætninger og kravformuleringen til den enkelte virksomhed tages der udgangspunkt i fremstillingen af et analyseredskab for implementering af miljøpolitiske målsætninger med baggrund i SETACs fremstilling af et miljøvurderingsredskab i tre stoflige dimensioner, jvnf. figur R1. De tre dimensioner benævnes for miljøpåvirkningsanalyser, inventering (systemafgrænsning) og forbedringsanalyser. Derudover kan der tilføjes en ikke stoflig dimension, der omhandler formål med, målsætning for og evaluering af analyserne.



Figur R1: SETACs trekantsmodel (SETAC 1993).

Reguleringsparadigmer

Baseret på (Colby, M.E. 1991), (Nielsen, E.H. 1996) & (Røpke, I. 1996) kan udviklingen af de miljøpolitiske målsætninger opfattes som udvikling af reguleringsparadigmer, hvor et paradigme afløser det andet. Der tages udgangspunkt i fire reguleringsparadigmer;

- interesseadskillelsesparadigmet,
- samspilparadigmet,
- rationaleudnyttelsesparadigmet, og
- kredsløbsparadigmet,

der hver især udvikles dels ud fra det forrige paradigme dels har en egen udviklingsdynamik.

Interesseadskillelsesparadigmet karakteriseres dels gennem tilblivelsen af Danmarks første planlagte industrikvarter; Gladsaxe industrikvarter, dels gennem udviklingen af biologiske målemetoder og deres indarbejdelse i plansystemet. Det er ikke en kronologisk historisk skildring, men derimod uddrages konkrete eksempler plukvist fra det historiske forløb. Der er således 20-30 år mellem disse to skildringer. Miljøproblemerne opfattes som konsekvens af uheldig lokaliserings og forsøges forebygget gennem fysisk adskillelse af forskellige interesser i udnyttelse af naturen.

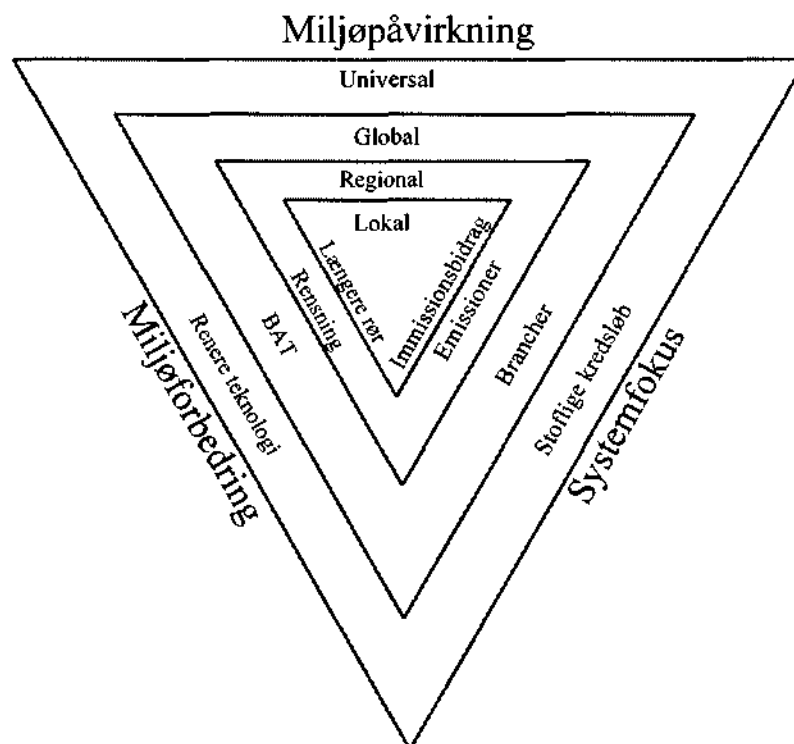
Ved karakteriseringen af samspilparadigmet springes der tilbage til Gladsaxe industrikvarter og udviklingen af miljøopfattelsen i slutningen af 1980'erne og starten af 1990'erne. Spildevandsafledningen fra industrikvarteret sker ikke længere til det lokale vandløb men til det store centrale rensesanlæg i København. Der fokuseres på samspillet mellem denne behandlingsenhed og virksomhederne. P.g.a. de komplekse sammenhænge mellem den enkelte udleder og den effekt, der kan tilskrives denne, der eksisterer i et sådant opland, betyder, at der udvikles et nyt begreb om potentiel effekt. Kravene formuleres herefter ikke på baggrund af den enkelte virksomheds bidrag til en effekt, men på baggrund af hvad der renseteknisk bedst kan opnås (Best Available Technology, BAT for renseteknik) eller på baggrund af et "worst case" scenarie.

Ved introduktion af rationaleudnyttelsesparadigmet skiftes det bagved liggende videnskabelige grundlag fra at være baseret på teknisk naturvidenskabelige discipliner til at være baseret på teknisk samfundsvidenskabelige discipliner. Det illustrative udgangspunkt tages i et eksempel fra malingsproducenten Beck & Jørgensen A/S, der er lokaliseret i Gladsaxe industrikvarter. Virksomheden er imidlertid ikke reguleret i henhold til dette reguleringsparadigme, hvorfor eksemplet kun kan fungere som en illustration af de uudnyttede potentialer, der er behov for at implementere i miljøreguleringen, d.v.s. eksemplet danner et spor af et endnu ikke indført reguleringsparadigme. Derefter springes der til ændringer i spildevandsregulering i USA fra 1972, hvor det nye reguleringsparadigme forsøges implementeret. I USA forsøges det at skabe en dynamisk miljøregulering, der skærper kravene til virksomhedernes spildevandsudledning i takt med den teknologiske udvikling gør dette muligt. Især virksomhedernes kostprisreduktionstiltag søges udnyttet.

De bagved liggende videnskabelige grundlag skifter tilbage til teknisk naturvidenskabelige discipliner byggende på udviklingen af livscyklusanalyser ved overgangen til dematerialiseringsparadigmet. Der fokuseres på ressourceforbrug og hvorledes ressourcerne indgår i kredsløbene.

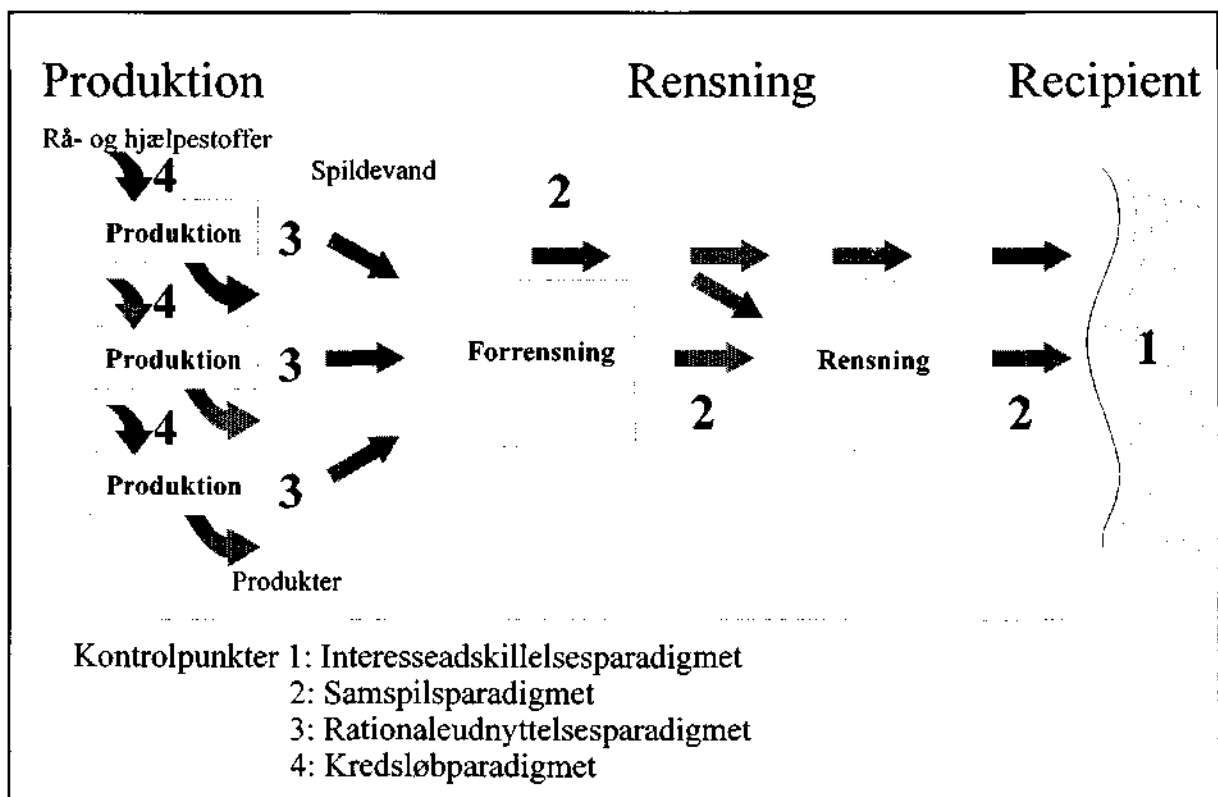
Der tages udgangspunkt i eksempler fra virksomhederne Beck & Jørgensen A/S, S. Dyrup & Co. A/S og B.W. Wernerfelt A/S, der er beskrevet dels ud fra en systematik med en inddeling i kvalitative og kvantitative forandringer internt på virksomhederne dels eksterne stofstrømme opstrøms i produktionskæderne såvel som nedstrøms. Som i forrige paradigme kan eksempler kun fungere som spor af eller behov for et reguleringsparadigme, idet de er blevet reguleret efter samspilparadigmet. Kredsløbstankegangen er udviklet i arbejdet vedrørende udvikling af livscyklusanalyser, og der efterfølgende fokuseres på resultaterne af dette arbejde.

Reguleringsparadigmerne karakteriseres gennem en historisk præsentation, hvor der plukvist er pillet konkrete illustrative historier ud. Overgangen fra et reguleringsparadigme til det næste skal ses som en successiv udvidelse af miljøbegrebet. Dette sker ikke i en historisk kronologi, idet alle paradigmerne optræder med mere eller mindre styrke på forskellige historiske tidspunkter.



Figur R2: Det stofflige miljøbegrebs 3 dimensioner tilføjet et historisk udviklingsforløb i forståelsen af miljøproblemer.

De miljøpolitiske målsætninger formuleres ofte ud fra de miljøforbedringer, der ønskes gennemsat. Imidlertid bestemmer inventeringen og miljøpåvirkningsanalyserne, hvorledes henholdsvis krav- og kontrolfunktionerne udføres. En implementering af nye miljøpolitiske målsætninger må derfor indeholde ændringer af alle tre dimensioner af miljøbegrebet. Karakteriseringerne af reguleringsparadigmerne er bygget op i relation til det stoflige miljøbegrebs tre dimensioner. På denne måde skabes en sammenhæng mellem de miljøpolitiske målsætninger og krav- og kontrolformuleringer til den enkelte virksomhed, jvnf. figurene R2 og R3.

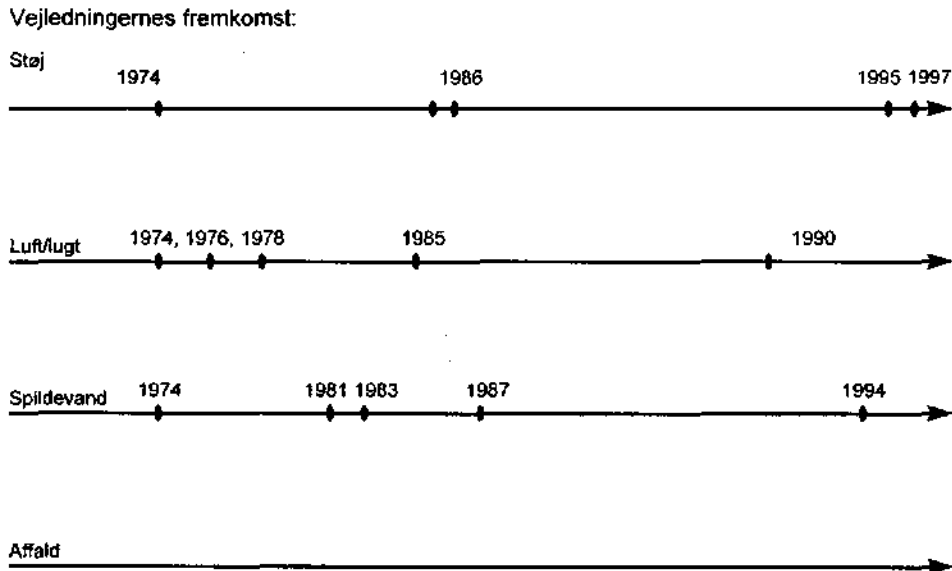


Figur R3: Fokusering af kontrolpunkter sammenholdt med de reguleringsstrategiske udgangspunkter.

Undersøgelser af regelværk

På baggrund af fremstillingen af et analyseredskab til analyse af implementering af miljøpolitiske beslutninger undersøges det danske regelværk, der danner grundlaget for miljøgodkendelsessystemet. Det er først og fremmest de brancheorienteringer, der blev udsendt efter ændringen af miljøbeskyttelsesloven i 1991, der undersøges for det bagvedliggende miljøbegreb. Konklusionen på undersøgelsen er, at selvom brancheorienteringerne har til formål at ændre reguleringsparadigmet, er de ikke udarbejdet og udsendt i et omfang, der på nogen måde kan komplementere vejledningssystemet. Vedrørende indholdet i brancheorienteringer er der ved anvisninger om kravfastsættelse udelukkende henvisninger til det eksisterende vejledningssystem bortset fra et enkeltstående tilfælde; brancheorienteringen for galvanoidindustri. Sammenfattende kan det konkluderes, at de miljøpolitiske målsætninger ikke er indarbejdet i regelværket, der dels er usammenhængende dels stadig bygger på et forhistorisk snævert miljøbegreb.

Derefter undersøges de vejledninger Miljøstyrelsen har udsendt siden 1974, jvnf. figur R4, der på trods af den seneste markante ændring af miljøbeskyttelsesloven i 1991 stadig står som det dominerende regelværk. Vejledningerne m.v. undersøges for det bagved liggende miljøbegreb og det kan konstateres at selvom vejledninger ikke følger samme reguleringsparadigmer så fastholdes udgangspunktet i interesseadskillelses- og samspilparadigmerne og det formås ikke at bringe renere teknologi på banen i relation til kravformuleringer.



Figur R4: Den kronologiske udvikling af vejledninger med indhold af kravvilkår (Fallov, J. 1998).

Undersøgelse af de udførende miljømyndigheders regel- vendelse

Udover undersøgelsen af regelværket for miljøgodkendelser undersøges de udførende miljømyndigheders regel anvendelse. Der tages udgangspunkt i miljøgodkendelser udarbejdet til galvanovirksomheder, fordi det er i brancheorienteringen vedrørende denne, at der er fundet de mest vide rammer for de udførende miljømyndigheder for at kunne implementere de nye miljøpolitiske målsætninger. Regelværket vedrørende galvanoidustri er illustreret i figur R5 og sammenholdt med de relevante reguleringsparadigmer.

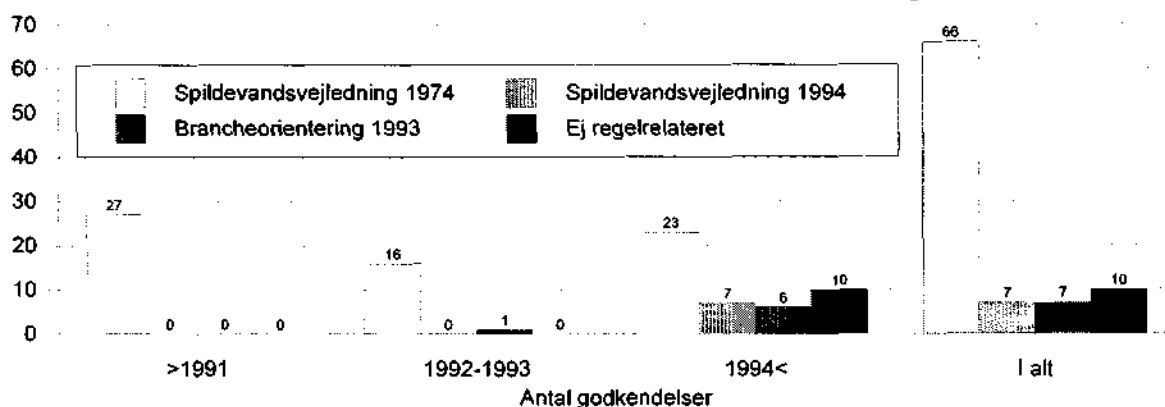
Reguleringsparadigme Regelværk	Parametre							
	Ni mg/l	Cr mg/l	Cu mg/l	Zn mg/l	Hg mg/l	Ag mg/l	Cd mg/l	Pb mg/l
<u>Interesseadskillelse:</u> Spildevandsvejledning, 1974	-	-	-	-	-	-	-	-
<u>Samspil:</u> Worst Case: Spildevandsvejledning, 1994	0,25	0,3	0,5	3,0	0,003	0,25	0,003	0,1
Renseteknisk BAT: Brancheorientering, 1993	0,5	0,5	0,5	2,0	0,05	0,1	0,2	0,5
<u>Rationaleudnyttelse:</u>								
<u>Kredsløb:</u>								

- individuel kravfastsættelse differentieret efter det lokale miljø.

Figur R5: Regelværkets grænseværdifastsættelser relateret til miljøparadigmer og tungmetaludledning i spildevand (Miljøstyrelsen 1974, 1993 og 1994).

Konklusionen på denne undersøgelse er, at de udførende miljømyndigheder i langt den overvejende andel af godkendelserne og spildevandstilladelserne anvender regelværk tilbage fra 1974, jvnf. figur R6. I 28 % af godkendelserne anvender myndighederne dog andre regler. I 11 % af godkendelserne opstiller myndighederne krav, der ikke har grundlag i regelværket, men som forsøger at inddrage de overordnede miljøpolitiske målsætninger.

Godkendelser inddelt efter anvendt regelværk



Figur R6: Miljøgodkendelser og spildevandstilladelser inddelt efter, hvilket regelværk de er udarbejdet efter: Spildevandsvejledningen fra 1974 relateret til interesseadskillelsesparadigmet. Spildevandsvejledningen fra 1994 relateret til samspilsparadigmet, Brancheorienteringen fra 1993 relateret til samspilsparadigmet og anden teknologivurdering, hvor regelværk ikke er angivet.

Komparative studier af BAT vedrørende galvanoidindustri

Implementeringsanalyseværktøjet kan også benyttes til at analysere andre landes miljøgodkendelsessystemer. I det følgende tages udgangspunkt i det hollandske miljøgodkendelsessystem og bagefter i US Effluent Standards. Dette skal anvendes som inspirationskilde til udarbejdelse af et nyt dansk regelværk for galvanovirksomheder. I 1998 og 1999 undersøgte det hollandske miljøgodkendelsessystem med særlig fokus på regelgrundlaget for galvanoidindustri. Det hollandske miljøgodkendelsessystem er inddelt i tre forskellige typer af godkendelser; de traditionelle miljøgodkendelser, rammegodkendelser og aftalegodkendelser.

Den traditionelle miljøgodkendelse bygger på BAT (Best Available Technology) for rensetekniske løsninger. Vedrørende galvanisk industri er der udarbejdet grænseværdier med baggrund i udviklingen af de såkaldte "ONO-anlæge", der svarer til et ganske traditionelt fældningsrensaneanlæg, der typisk ses indenfor galvanoidindustrien. Grænseværdierne er vist i figur R7. Angående kontrolfunktionerne bygger de på målekontrol af spildevandsudledningen. Imidlertid udtages spildevandsprøverne anderledes end i Danmark, idet de hollandske miljømyndigheder kræver en opsamlingsstank, der er stor nok til kontinuerligt at samle en delstrøm af spildevandet op. Herfra udtages en prøve af spildevandsmyndighederne. I Danmark foregår prøvetagningen oftest fra mobile prøvetagere, der har et meget mindre prøveopsamlingsvolumen.

	1991 CUWVO (ONO-anlage)	1998 PARCOM
	mg/l	mg/l
Cr	2,0	0,5
Cr (VI)	0,1	0,1
Cu	2,0	0,5
Pb	3,0	0,5
Ni	3,0	0,5
Zn	3,0	0,5
Ag	1,0	0,1
CN	1,0	0,2

Figur R7: Grænseværdier i Holland for udledning af spildevand fra galvanovirksomheder. (CUWVO 1987) & (Burer, H.R.M. 1999).

Rammegodkendelsen er knyttet til virksomheder med et certificeret miljøstyringssystem. Der er ingen eksempler på sådanne miljøgodkendelser indenfor galvanoidustrien. Denne type af miljøgodkendelser er ikke særligt udbredte.

Aftalegodkendelsen bygger på aftaler vedrørende overordnede reduktionsmål for udledninger i de såkaldte "Covenants". Aftalerne bygger på en 25 årig varende national handlingsplan, der foreskriver, hvilke parametre, der skal reduceres hvor meget. Reduktionsmålene er herefter fordelt på forskellige brancher. Hvert fjerde år skal virksomhederne indsende en handlingsplan, der beskriver hvorledes den enkelte virksomhed vil bidrage og leve op til disse reduktionsmål. Med det formål at hjælpe vgalvanovirksomhederne i dette forløb er der udarbejdet en håndbog, der generelt beskriver forskellige renere teknologi muligheder ved tekniske fix samt rensetekniske foranstaltninger. Håndbogen indeholder iøvrigt en reference til PARCOM, jvnf. figur R 7, der dog ingen logisk sammenhænge har med den nationale handlingsplan.

Konklusionen på undersøgelsen er, at det hollandske miljømyndigheder har fået gennemført målsætninger for reduktion af udledninger på lang sigt. Imidlertid er det ikke lykkedes for de hollandske miljømyndigheder at få udarbejdet præstationskrav hvorfor myndighederne ikke har indflydelse på hvorledes disse reduktionsmål kan opnås. Dette søges rettet mod renere teknologi ved udsendelse af en håndbog. Imidlertid er det først ved ændring af kontrolvilkårene, der vil gøre myndighederne istand til at opstille egentlige præstationsvilkår. Dette arbejde er efterfølgende kun lige påbegyndt af de lokale udførende miljømyndigheder.

US Effluent Standards

Den amerikanske miljøregulering er inddelt efter emissionsformer som spildevand, luft, støj affald m.v. (Kaae, J. & Mortensen, J.P.). Undersøgelsen af miljøreguleringen i USA har været afgrænset til en undersøgelse af spildevandsreglerne for udledning af spildevand fra galvanoinindustri. Fra 1970'erne har reglerne for udledning af spildevand generelt været inddelt efter brancher og kendskab til generelle rensetekniske foranstaltninger. Vedrørende galvanoinindustri drejer det sig om de traditionelle fældningsanlæg. Imidlertid er der indlagt jævntlige revisionsrunder i regelsystemet og er på den måde et dynamisk regelværk. Grænseværdier for udledning af spildevand fra galvanovirksomheder fra 1985 er vist i figur R8 (Federal Register 1985).

<u>Effluent parameter</u>	<u>Max. for 1 Day Old/New</u>	<u>Month Average Old/New</u>
Cd	0,69/0,11	0,26/0,07
Cr	2,77	1,71
Cu	3,38	2,07
Pb	0,69	0,43
Ni	3,98	2,07
Ag	0,43	0,24
Zn	2,61	1,48
CN	1,20/0,86	0,65/0,32
Oil/Grease	52	26
SS	60	31
TTO	2,13	4,57

Figur R8: Grænseværdier for udledning af spildevand fra galvanovirksomheder i USA (Federal Register 1985).

I 1990'erne udvikler US EPA grænseværdier der er baseret på spild pr. produceret enhed men imidlertid eksisterer de gamle koncentrationsgrænseværdier stadig, jvnf. figur R9. Det er op til de lokale udførende miljømyndigheder at vælge (Federal register 1996). Studeres de fastsatte grænseværdier nærmere bliver det klart at grænseværdierne ikke inkluderer kasserede procesbade, hvorfor grænseværdier ikke er formuleret som spild pr. produceret enhed som først antaget men derimod som tungmetaludledning til spildevandet pr. produceret enhed. Derudover er den producerede enhed formuleret som belagt m² overflade. Det kan få den betydning at variationer i lagtykkelse kan få enheden til at variere op til en faktor 10 ved

Resumé

samme proces. På denne baggrund kan det konstateres, at US EPA har påbegyndt rationaleudnyttelsesparadigmet uden at være kommet frem til fuldt implementerbart resultat og, at de mangler et integreret miljøgodkendelsessystem som det i Danmark og Holland.

	mg/l		mg/SQM treated surface	
	1 sample	4 samples	1 sample	4 samples
Ag	1,2	0,7	47	29
Cu	4,5	2,7	176	105
Ni	4,1	2,6	160	100
Cr	7,0	4,0	273	156
Zn	4,2	2,6	164	102
Pb	0,6	0,4	23	16
Cd	1,2	0,7	47	29
Total metal	10,5	6,8	410	267
CN	1,9	1,0	74	39
Size of company:	< 38.000 l/year		> 38.000 l/year	
TTO	4,57 mg/l		2,13 mg/l	

Figur R9: Grænseværdier for udledning af spildevand fra galvanovirksomheder i USA (Federal Register 1996).

Sammenlignes de amerikanske spildevandsregler for udlednings af spildevand fra galvanovirksomheder med PARCOM rekkommendationens krav, der implementeret i både de hollandske og danske regelværk understreges det, at PARCOM rekkommendationen bygger på de eksisterende rensetekniske foranstaltninger, jvnf. figur R10. Rekkommendationen hører ikke til rationaleudnyttelsesparadigmet men derimod i til samspilspareadigmet. Sammenfattende om de tre landes regelværk kan siges at de ikke har formået at udvikle rationaleudnyttelsesparadigmet først og fremmest, fordi de ikke har startet implementeringen i kontrolformen.

Parameter	US EPA mg/l	PARCOM mg/l
Cd	0,13	0,2
Cr	0,572	0,5
Cu	0,815	0,5
Pb	0,20	0,5
Ni	0,942	0,5
Ag	0,098	0,1
Zn	0,549	0,5

Figur R10: Erfaringstal fra traditionelle fældnings renseanlæg indsamlet under revision af US Effluent Standards sammenlignet med PARCOM (Federal Register 1996) (Miljøstyrelsen 1993).

Forslag til nyt regelværk vedrørende galvanoidindustrien

Som afslutning og konklusion på undersøgelserne opstilles et forslag til regelværk eller miljøhandlingsplan for galvanobranchen, hvor erfaringerne fra de konkrete miljøgodkendelser udarbejdet af de udførende miljømyndigheder samt de udenlandske erfaringer fra regelværkene inddrages. Miljøhandlingsplanen kan ikke til fuldt mål opfylde kravene til et regelværk indenfor kredsløbsparadigmet, fordi der endnu ikke er fremskaffet de nødvendige data for at dette kan gennemføres. Miljøhandlingsplanen skal derfor ses i et perspektiv, hvor den er et skridt på vejen udover det eksisterende regelværk i retning af at udnytte virksomhedernes rationaler til miljøforbedringer. Først når rationaleudnyttelsesparadigmet og de nødvendige dataindsamlinger er sket, er det muligt at prioritere om, at der skal gås videre til kredsløbsparadigmet.

Det første punkt i en miljøhandlingsplan er definitionen af den producerede enhed, fordi det er denne enhed at alle miljøpåvirkningerne skal holdes op imod og, fordi den bestemmer rammerne for registreringsmetoderne. De danske galvanovirksomheder har afprøvet forskellige registreringsmetoder. Som opposition til den amerikanske definition af den producerede enhed foreslog formanden for Dansk Galvanisør Unionen (DGU), at benytte mængde af belagt materiale som den producerede enhed på baggrund af registrering og måling af elektricitetsforbruget over det enkelte procesbad.

Astral Galvano A/S afprøvede imidlertid to andre registreringsmetoder:

- Målinger af spildevandsudledningen samt af slam og eventuelle kasserede bade. På baggrund af forbruget af tungmetaller kan spildet beregnes. Monitoreringen af spildevandet blev udført efter de danske regler imens målingen af

- slamindholdet kun skete en enkelt gang og derefter anvendt som nøgletal.
- Målinger af den transporterede mængde fra procesbade til skylletank ved at samle skyllevandet op og derfra udtage enprøve. Dette udførtes kun en gang og resultaterne blev derefter anvendt som nøgletal.

Resultaterne fra de disse de to måder at foretage massebalancebetragtninger på varierer imidlertid ganske betragteligt. Samtidigt foreskriver begge metoder stor arbejdskraftanvendelse, hvilket ikke umiddelbart er implementerbart i Astral Galvano A/S' daglige aktiviteter. Derfor overvejer virksomheden, at benytte metoden foreslået af brancheforeningsformanden. Imidlertid er kromatering ikke en elektrokemisk proces men en ren kemisk proces, hvorfor Astral Galvano A/S stadig mangler en registreringsmetode til denne proces. I samarbejde med Institut for Kemi og Biologi på Roskildeuniversitetscenter udvikles derfor chalcogenidglas elektroder til at kunne måle on-line (Christensen, J. et al. 1996).

På baggrund af monitoreringsarbejdet i galvanoindustrien må det konkluderes at definitionen af den producerede enhed bør være mængden af belagt materiale. Før der kan gås videre til effekter i relation til produktionskæden er det nødvendigt at få etableret den nødvendige dataregistrering i galvanoindustrien således, at prioriteringer kan foretages på et ordentligt grundlag. Imidlertid er der ikke noget i vejen for at galvanoindustrien kan optimere deres egne interne processer - planen kommer derfor til at se ud som i figur R11.

Resumé

	Tekniske fix	Kontrolform
1. trin	Spar på vandet	Vælg/specificer produceret enhed Registrer vandforbrug og spild af tungmetaller pr. produceret enhed (i spildprocent eller mængde)
2. trin	Oparbejd procesbade	Opstil reduktionsmål for metaller
3. trin	Oparbejd skyllebade	Revider reduktionsmål, opstil reduktionsmål for vandforbrug
4. trin	Tilbagetagning af produkter	Opstil reduktionsmål for samlet ressourceanvendelse

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Registrering af spild pr. produceret enhed	O	X					
50 % reduktion af vandforbrug		O	X				
Stop for udledning af kromholdigt spildevand			O		X		
Stop for udledning af kobber- og nikkelholdigt spildevand			O				X

X: Løngalvanisører, O: Afdelingsgalvanisører

Figur R11: Tidsrammer for miljøhandlingsplan for galvanoidindustrien.

English Summary

The report concerns the implementation of environmental policies as to environmental improvements in a life cycle perspective and the formulation of demands, standards and control functions of the single company. The standards are the real life transformation of the political agenda with regard to how the single company has to act on environmental matters. The control functions work like the documentation concerning the environmental performance of the company. It's not so important, however, that this goes on as a part of a covenant, green charges, or as a part of a permit system. It is the coherence between the environmental policy and how the demands are formulated which is important. The focus in this report will be on the permit systems.

Environmental problems have a material cradle from the human exploitation of the nature. On the platform of conflicts which pops up on the basis of this exploitation the environmental policies develop with a wish of regulation. The understanding of environment as a material concept and which part of elements should be included in an environmental assessment becomes a very important issue. As illustrated in figure E1 the tool to environmental assessment consists of three material dimensions; Impact Assessment, Inventory Analysis and Improvement Assessment. Additionally there is a fourth dimension concerning Goal Definition and Scoping but this is not based on a material matter and shows that the concept is still under development (SETAC 1993).

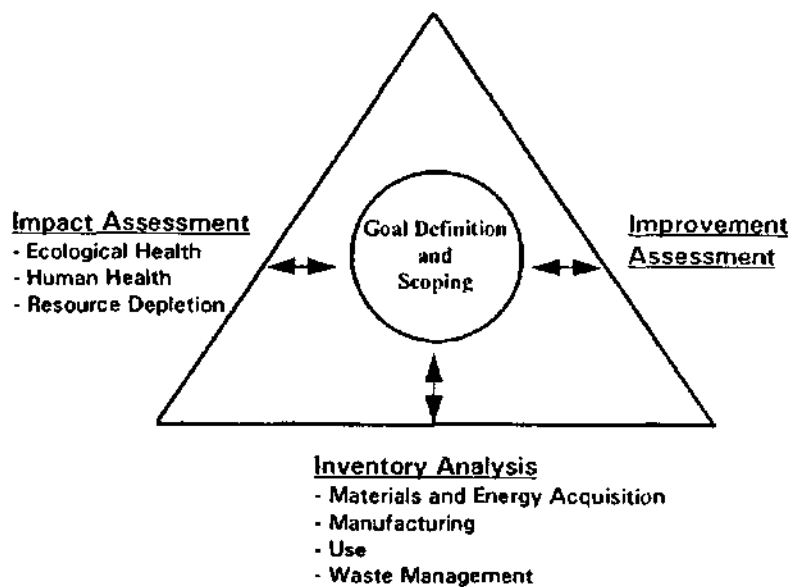


Figure E1: The SETAC Triangle (SETAC 1993).

According to (Røpke, I. 1996) the development of the environmental regulation can be divided into four steps:

1. Dilution - "The policy of long pipes".
2. Treatment - where the pollution transform.
3. Preparation through recycling and cleaner production.
4. Extended development of preparation through focus at product chains.

However the steps or categories are named after the desired type of solution and miss the two other dimensions of the material environmental concept; Impact Assessment and the Inventory Analysis. Moreover these two other dimensions are creating the frame for how the standards and the control functions are formulated in the legislation and the permits. So the dividing of regulation in steps named after the environmental improvements have to be connected to all three dimensions in order to implement environmental policies into the legislation and permit systems. This mean that the inventory analysis is divided into focus on contribution to environmental qualities, emissions, companies and life-cycles and the environmental impact is divided into local, regional, global and universal environmental effects. Together with the improvement assessment divided into the type of improvement; longer pipes, treatment, Best Available Technology (BAT) and cleaner production shown in figure E2, the regulation paradigms can be illustrated and the standards and control forms developed.

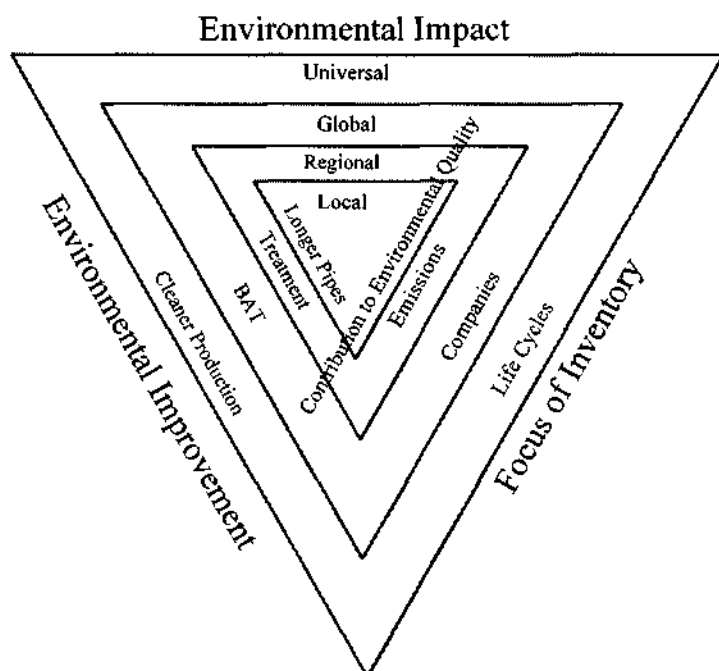


Figure 2: The "Concept of Environment" in three dimensions divided in four successively expanding steps.

The Regulation Paradigms

Based on (Colby, M.E. 1991), (Nielsen, E.H. 1996) and (Røpke, I.1996) the development of the political aims can be understood as a development of regulation paradigms where one paradigm is based on the previous successively substitute over another. The regulation paradigms are divided into four categories named after their political goal horisont:

1. The dividing of interests paradigm,
2. The interplay paradigm,
3. The exploiting of the incentives paradigm,
4. The life-cycle paradigm.

Each paradigm develops partly from, and together with the previous paradigm, partly on the basic of its own dynamics. In the following, the regulation paradigms will be characterized by historic examples of environmental problems. It's not a chronological story because the regulation paradigms develop at different speed some times connected to each other, some times separated, some times caused directly by actual environmental problems, some times developed on the background of longer serious considerations. Because of that the examples are chosen because of their illustrative character and the story will jump forwards and backwards in historic periods.

The Dividing of Interest Paradigm

The dividing of interests paradigm is developed and characterized through a historical presentation where the factual illustrative story is picked out from the story in the thirties and forties concerning the development of the first planned industrial park in Denmark; Gladsaxe Industrial Park. The localisation of Gladsaxe Industrial Park has to be seen in connection with the development of the industry in the rest of Copenhagen. The oldest industrial sites were located in connection to the harbour or to the goods railway circle. In the thirties the transportation of goods were up to fifty per cent on trucks (Rasmussen, G. 1984). The industry needed new locations from where they could expand.

The resin and paint company S. Dyrup & Co. A/S was in those days located in Brønshøj a suburban part of Copenhagen. Because of big problems with heavily odours the neighbours were often complaining and sometimes blocking the entrances to the company (Bredsdorff, E. Et al. 1988). The company decided to move to the country side - to Gladsaxe. In 1935 S. Dyrup & Co. A/S moved to Gladsaxe and were one of the initiative taker to create the first planned industrial park in Denmark. The plan was delayed because of the second world war but issued in 1950 (Sammenslutningen af virksomheder i Gladsaxe industrikvarter, Søborg 1950). According to this plan the dividing of different activities were the most important issue. The plan secured that it was not aloud to construct house for housing in the area of the industrial park. Between neighbouring areas and the industrial park their should be a green

belt which is illustrated in figure E3.

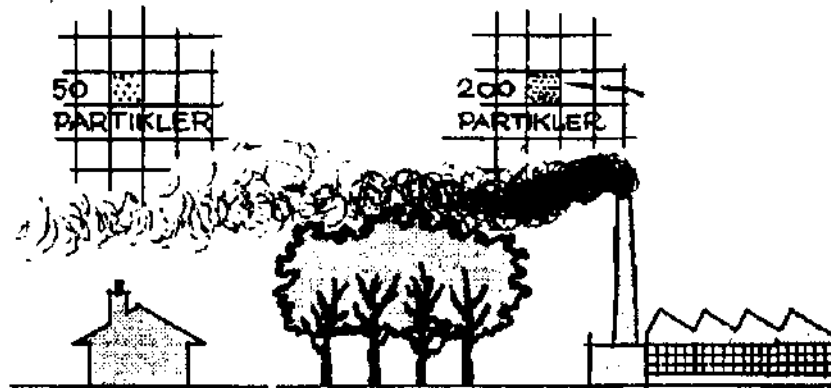


Figure E3: The illustration of the green belt is taken from a French magazine "Le Architeque". Beside the illustration of the "natural" treatment effect of the trees there is a notion that planting of bushes will reduce the noise (Sammen-slutningen af virksomheder i Gladsaxe industri kvarter, Søborg 1950).

The way standards are formulated according to this way of understanding the environmental improvements is setting up a standard system based on the measurement of the contribution from the single company to the environmental quality formulated as a concentration value or as a pollution degree.

The Interplay Paradigm

In the characterization of the interplay paradigm also starts in the Gladsaxe Industrial Park but this time at the end of the eighties and the beginning of the nineties. The wastewater system is developed from the discharging directly to the minor local water stream to discharging to the big central sewerage plant of Copenhagen. This plant now has problems with a too high content of heavy metals in the sludge. In 1990 Gladsaxe and Copenhagen Municipalities starts a project concerning the tracing of heavy metal discharges into the sewerage system in Gladsaxe Industrial Park (Hansen, S. & Mortensen, J.P. 1991). The set up of the research is having one monitoring point covering the total wastewater discharges from the industrial park and several monitoring points at the companies where they are discharging to the public sewerage system, see map in figure E4.



Figure E4: Map of Gladsaxe Industrial Park and monitoring points (Hansen, S. & Mortensen, J.P. 1991).

The results of the research are presented in the table in figure E5. The results shows that Nickel is a vapouring gas and the existence of unknown sources to Chromium and Zink. During this research and several others in Gladsaxe Industrial Park it is getting clear that something is wrong in the way the monitoring is going on. It is not possible to divide the different contributions between the companies so the interplay between the wastewater treatment plant and the

companies which are discharging to the public sewerage system has to find a new platform to tailor the standards to the single company.

Metal	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Control Point Total Discharge; g per day	1862	331	63	73	6393
Sum of Nine Companies; g per day	86	201	96	19	454
Per Cent of Total Discharge	46	61	152	26	7.1

Figure E5: Results of the heavy metal research of industrial wastewater in Gladsaxe Industrial Park 1990 (Hansen, S. & Mortensen, J.P. 1991).

Because of the complex causality illustrated by the results in the table of figure E5 between the single discharge and the total effect in the environment it is not possible to tailor the permit to a single company by using the principle of the contribution to the environmental quality. A new concept "potential effect" is developed and demands or goals are formulated on the basis of the concepts of potential effect partly based on the knowledge of the Best Available Technology (BAT) concerning treatment, partly based on a worst case scenario (Miljøstyrelsen 1994). The typical formulation of the standards are in concentration values, reduction per cents or compliance to a list over typical treatment facilities.

The Exploitation of Incentives Paradigm

The exploitation of incentives paradigm is illustrated by the environmental problems of the paint company Beck & Jørgensen A/S, how they were solved and the needs of the executing authorities to have legislative possibilities to transfer the knowledge to the nearest competitor, S. Dyrup & Co. A/S. The exploitation of incentives paradigm is not implemented in Denmark so the example is used as a trace on or the needs of this regulation paradigm. Beck & Jørgensen A/S started the environmental work on the background of an announcement of an extra wastewater charge. Three different options occurred;

- leave it as it was and pay the charge,
- pre-treat the wastewater or
- development of cleaner production,

Instead of paying the extra charge the company responded that they wanted to pre-treat the wastewater themselves. This was the start of a co-operative project between Beck & Jørgensen A/S and the Gladsaxe Municipal Inspectorate. However the inspectorate guided Beck & Jørgensen A/S into the cleaner production concept (Mortensen, J.P. 1993) and the company left the idea of pretreatment. In the period of less than two years Beck & Jørgensen A/S did reduced the waste eighty per cent from 2½ per cent to a ½ per cent of the total material mass. The reduction was mainly based on a reorganizing partly of the work taking the light colours first; then the darker ones, partly of the workers in autonym groups with decentralisation of the responsibility and planning of the daily work (Mortensen, J.P 1993). Figure E6 shows that the company by developing cleaner production need no investments, have no extra costs and save a gigantes sum of money by valuing the waste.

Expenses in 1.000 DKr	No Changes	Pre-treatment Plant	Cleaner Production
Extra Charge	50	-	-
Investments in Plants	-	1	-
Yearly Costs	50	200	-
Yearly Value of Waste	9.375	9.375	1.875

Figure E6: Expenses divided on different solutions on the wastewater problems.

On the background of the positive experiences from the co-operation project with Beck & Jørgensen A/S the Gladsaxe Municipal Inspectorate wanted to transfer the results to the demands to the nearest competitor the much bigger resin & paint company S. Dyrup & Co. A/S. However the inspectorate gave up this transfer because there was no legislative back up. S. Dyrup & Co. A/S still have three per cent waste despite the potential economic benefits. The exploitation of incentives needs back up from the legislation. The standards in this paradigm have several ways of being formulated but the typical ones are waste per cent, waste per produced unit, concentration values, compliance to a list of techniques etc.

The life-cycle Paradigm

Focussing on the life-cycle paradigm the scientific scenario changes back to a science discipline in the development of life cycle analysis. The focus is on the material streams and mass balances in the whole life cycle. The illustrations are systematically constructed after the concept in figure E7 (OECD 1999). Concerning the permit system this means that the single company has to look up and down stream the production chain. Many environmental problems in the single company derive from earlier links in the production chain. This is illustrated by the environmental problems concerning the heavy metal content in the wastewater of the textile dyeing company B.W. Wernerfelt A/S (Mortensen, J.P. 1992). Other environmental problems appear later in the life-cycle. This is illustrated by the paint industry and the waste per cent in the consumer phase on thirty per cent (Ecobilan Company 1993). This regulation paradigm isn't implemented in Denmark so the illustrations of the environmental problems only work as the notion of the needs of this.

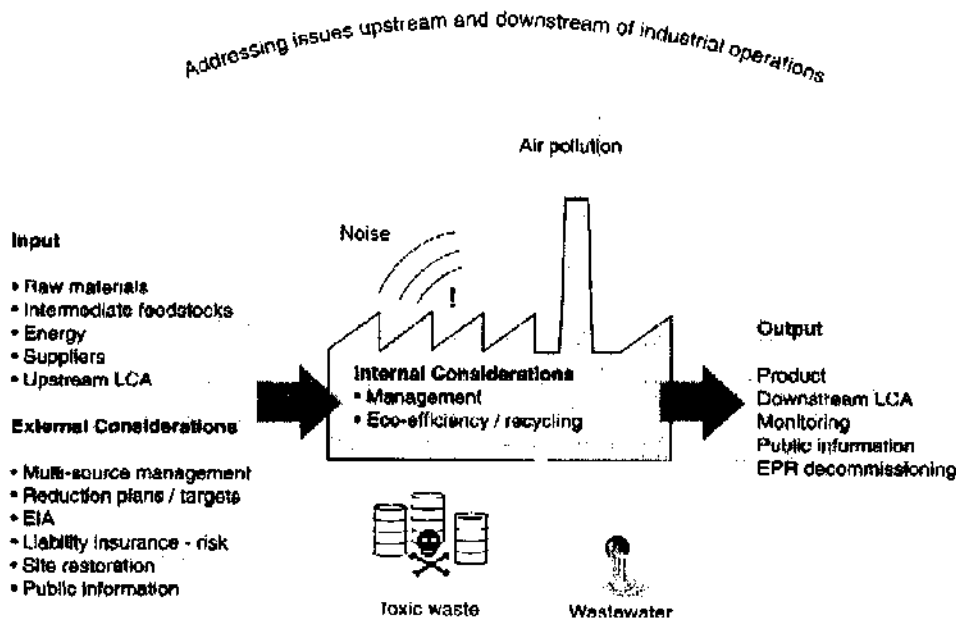


Figure E7: Upstream/downstream LCA (OECD 1999).

As illustrated in figure E7 the environmental improvements can be divided in company internal changes and changes which effect their production chain up- or down stream. The changes can also be divided in quantitative and qualitative changes (Kjær, T. 1979). Looking downstream the companies it's important to be aware of possibilities of quantitative reductions. Concerning the waste of paint a French report (Ecobilan Company 1993) state that in the consumer phase the waste of paint is as much as thirty per cent. Compared with the waste per cents of S. Dyrup & Co. A/S on three per cent and Beck & Jørgensen A/S on a half per cent it should be quite clear for everyone where the life-cycle paradigm efforts should be. Research concerning collection of hazardous waste shows that 50 per cent of the paint can be re-used without further processing (Stubbs, G 1994). Using the same kind of calculation as in the case of the wastewater reduction on Beck & Jørgensen A/S the potential savings for the company will be 55 million DKr.

Qualitative changes requires a lot of external knowledge and good management of the supplier chain which will be illustrated by the regulation of the textile dyeing company B.W. Wernerfelt A/S. The company was ordered to reduce the heavy metals content in the wastewater. Three sources occurred;

- the combined energy reuse and air treatment plant,
- the dyestuff, and
- the cotton (Mortensen, J.P. 1992).

The heating system was constructed with a treatment plant for sulphur combined with a regaining of energy. The strategy for reduction of this source of heavy metal to the wastewater was through three projects to reduce the water consumption. Due to the fact that all the water have to be warmed up by the heating system a reduction of water consumption would reduce the quanta of heavy metals. In a two year period from 1990 to 1992 B.W. Wernerfelt A/S succeeded to reduce the water consumption to the half and saved 4 million DKr in wastewater charges (Mortensen, J.P. 1992).

Concerning the dyestuff B.W. Wernerfelt A/S was told by Gladsaxe Municipal Environmental Inspectorate that they shouldn't buy metal complex dyestuff. The company denied it was possible because of lack of knowledge. Due to a co-operation or exchange of information between the textile manufacturing company Novotex A/S in Ikast it was possible for the inspectorate to guide the B.W. Wernerfelt A/S to where they could get the necessary information in the form of a computer program to the dyestuff kitchen. The company announced that they had bought the program and were metal complex dyestuff free (Mortensen, J.P. 1992).

Concerning the cotton Novotex A/S has bought its own cotton fields to secure ecological farming. For the inspectorate this was to far away and a too complex solution to be incorporated in the dialogue or demands to B.W. Wernerfelt A/S (Mortensen, J.P. 1992).

This regulation paradigm is illustrated with formulation of standards like a total quantitative use of resources per time unit, waste per resource consumption or waste per delivered goods

or service.

The Formula of Standards

The political aiming of the environmental regulation is often formulated in the context of the wanted solutions, or type of improvements. The inventory and the impact assessment set up the frame for the demands and control functions. An implementation of political environmental aims in the demands to the single company must therefore contain all the dimensions of the concept of the environmental assessment. The characterisation of the regulation paradigms is connected to the concept of environmental assessment which creates the causality with regard to the way demands are formulated. The comprehensive understanding of the coherence between the political environmental agendas and the formula of the different types of standards is illustrated in figure E8.

Regulation Paradigms	Types of Standards
1. Dividing of Interests	Concentration values Environmental Qualities
2. Interplay	Emissions: Concentration values Total quantity per time unit Treatment: Reduction per cent Compliance with lists
3. Exploitation of Incentives	Emission concentration values Impact per produced unit Discharged quantity per produced unit Waste per produced unit Waste per cent Compliance with lists
4. Life-Cycle	Total consumption per time unit Resource consumption per produced unit Resource consumption per delivered goods

Figure E8: The connections between the regulation paradigms and the phrasing or type of standards.

By using this as an analyse tool makes it possible to trace the environmental political agenda whenever it is in a guideline, in general standards or in standards in the single permit.

Focussing at the formulation of the demands it is possible to research which regulation paradigm is in play despite of what ever the lyrics is trying to impose. Concerning formula of the standards in the permits it is not always spell out which regulation paradigm is in use but the standards will almost always refer to some legislative document where the regulation paradigm in play can be stated.

The Control Functions

Looking closer at the three first regulation paradigms one recognize that all three of them can be characterized by standards formulated in concentration values however they are all constructed on a different basis. A method to divide the types of standards which are formulated as concentration values is to focus on the control functions. The control function have to have a material spot or point from where the control function is carried out. Figure E9 shows where the different control points are exemplified by the wastewater system in connection to the different regulation paradigms. Just like the standards the control function also have to comply with the formulated environmental policy. When the standards gives a muddy picture of which regulation paradigm is in use then the study and determination of the point where the control should be or is carried out will clear up the picture and show which regulation paradigm is in action. Finally it is the control point which direct the direction of the environmental improvements at the concrete company level.

To research the effects of the environmental regulation on the companies, it is necessary to research what part of the legislation the executing authorities are using when issuing permits. It is the demands or standards in the single permit that decides and determines the direction of the environmental performance for the single company. Well, it is possible for the companies to go beyond required standards in the permits or being focussed on other parameters, but this will stay inside the economic frame. Otherwise when it is written in the permit, the company has to comply or they will be prosecuted.

Looking closer at the content of these branch orientations concerning the formulation of standards they are all refer to the old legislative documents, the guidelines. There is one exception and that is the branch orientation concerning electroplating industry where there is a complementary reference to the PARCOM recommendation. The old legislative documents, the guidelines concerning different sectors still remain and develop, see figure E10. Concerning waste there is no standards formulated (Fallov, J. 1998). Concerning noise the standards are only formulated in reference to the local environment which are logically because of the effect of noise can only be local (Fallov, J. 1998). The guidelines concerning air emissions starts in the interplay paradigm focussing at the regional environmental problems and treatment technology. This is however changed back to a focus on the dividing of interests paradigm and local environmental problems in the nineties. Concerning wastewater the guidelines from the seventies starts in dividing of interests paradigm which changes in 1987 where the focus is changed to regional environmental problems and treatment facilities (Fallov, J. 1998).

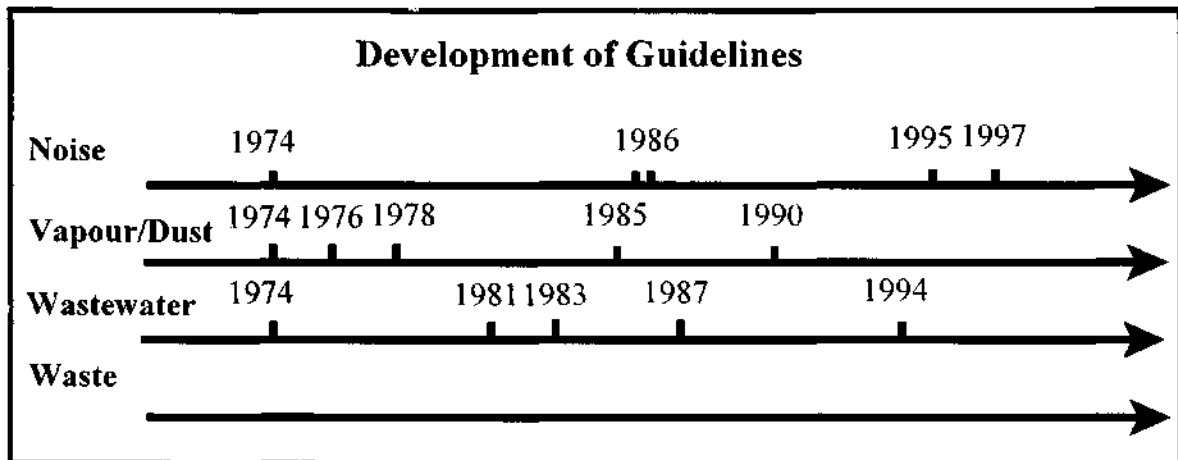


Figure E10: The chronological development of guidelines etc. containing standards (Fallov, J. 1998).

A conclusive notion concerning the work of the Danish legislation is that there is absolute no overall policy or concept in the understanding of the coherence between the different parts. There is a mishmash between different regulation paradigms sometimes developing in one direction and sometimes in another. This fact leave the factual environmental regulation to the executing authorities but with an incoherent backup in a narrow understanding of the material concept of environment not matching a professional understanding of the environmental problems of the companies.

Permits Issued to Electroplating Industry

To achieve a research of the work of the executing authorities one will need a complete sample of permits in Denmark but for the moment it is a too big task because their exists neither a central gathering of permits nor of experiences. To collect the permits for a single branch is however possible. The choice of branch is done out of the principle of the exemplary case. The part where the legislation is most developed is in the Branch Orientation concerning the Electroplating Industry where the international standards from PARCOM is implemented (Miljøstyrelsen 1993) so the permits issued to companies in this branch is chosen as an exemplary case. According to this principle there is no guarantee that the executing authorities can't have developed more advanced standards in permits to companies in other branches, but the legislation concerning electroplating industry provides the best opportunity. However the standards in the recommendation are not developed as waste per produced unit because of the complexity in this branch so the standards are based on existing knowledge (PARCOM 1995). In this context the characterizing of the Danish legislation concerning discharging wastewater from electroplating industry is listed in figure E11 connected to the respective regulation paradigm.

	Parameters							
	Ni mg/l	Cr mg/l	Cu mg/l	Zn mg/l	Hg mg/l	Ag mg/l	Cd mg/l	Pb mg/l
Regulation Paradigm: Legislation								
Dividing of Interests: Wastewater Guideline, 1974	-	-	-	-	-	-	-	-
Interplay: Worst Case: Wastewater Guideline, 1994	25	3	5	30	3	25	3	1
Treatment: Branch Orientation, 1993	5	5	5	20	5	1	2	5
Exploitation of Incentives:								
Life-Cycle:								

- Individual determination of standards.

Figure E11: The characterizing of Danish legislation concerning discharging heavy metal containing wastewater from electroplating industry (Miljøstyrelsen 1974, 1993 & 1994).

The gathering of permits from the executing authorities is based on some lists made by the branch organisation of the electroplating industries partly of members of the organisation partly on their knowledge of (non-member) companies partly on personal knowledge. The results of the research is illustrated in figure E12, where it is obvious that even though there exists good examples of cleaner production attempts in the permits, the executing authorities still use the old fashioned legislation from the seventies in the major proportion of the cases. In the major part of the cases the regulation is based on an earlier regulation paradigm with a big discrepancy to the political purposes (Mortensen, J.P. 1998).

The ten examples of “no referring” to legislation in figure E12 are examples of attempts to implement cleaner production efforts in the standards. Two examples are permits to chromatin processes where the standard of wastewater discharging is zero and is augmented from the possibilities of internal treatment and recycling. The eight other examples are all referring to serious reduction of water consumption in electroplating which leads to increased concentration values in the standards. There is no examples of using waste per produced unit as a standard limit.

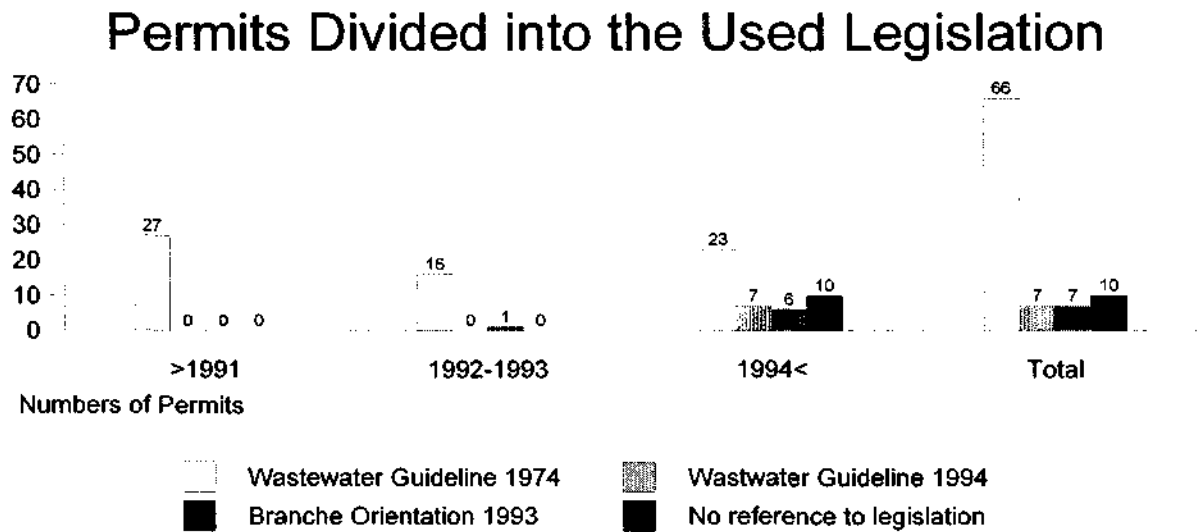


Figure E12: Environmental permits divided into the part of the legislation which have been used.

Comparison of BAT concerning Electroplating Industry

Other countries have worked with the implementation of the exploiting of incentives paradigm. In order to compare the level of the Danish environmental regulation concerning permits the Danish legislation will be compared with the Dutch permit system and the US Effluent Standards. To increase the possibilities of making concrete comparisons the research is focused on the regulation of the electroplating industry. The research of the Dutch permit system is carried out in 1999 at the cleaner production centre (CSTM) at Twente University in Holland. The Dutch permit system can be divided in three types of permits; the traditional permits, the wider frame permits and the covenant permits.

The traditional permits which are based on a guideline where the standards are formulated on a background concerning the knowledge of average treatment techniques. Regarding the question of electroplating industry, the Dutch standard limits are referring to is the so called "ONO-Anlage", see figure E13. Concerning the control functions it is the authorities who make samples at the end-of-line. To avoid the monitoring problems as mentioned in the illustration of interplay paradigm in Gladsaxe Industrial Park the Dutch authorities have demanded a sampling tank big enough to make a continuous 24h sampling. Peaks of content in the wastewater will be caught in the sample in contradiction to the sampling method used in Denmark.

	1991 CUWVO (ONO-anlage)	1998 PARCOM
	mg/l	mg/l
Cr	2,0	0,5
Cr (VI)	0,1	0,1
Cu	2,0	0,5
Pb	3,0	0,5
Ni	3,0	0,5
Zn	3,0	0,5
Ag	1,0	0,1
CN	1,0	0,2

Figure E13: Effluent Standards in The Netherlands (CUWVO 1987) (Burer, H.R.M. 1999).

The wider frame permits which are based on the implementation of certified environmental management systems in the companies. No examples in the electroplating industry exist and these kind of permits are generally not widely spread.

Covenant permits are based on a twenty five year lasting national plan for certain reductions of emissions to the environment. The plan prescribe the reduction targets divided between the relevant branches and industries. The task for the single company is every four year to make an action plan concerning how to comply with these reduction targets and send it to the executing authorities. In order to help the electroplating industry to make these plans and the local executing authorities to judge them, the central environmental authorities has accomplished the work of a handbook, where different cleaner production and treatment techniques are presented in a general form. Concerning standards the handbook refers to the standards of PARCOM. see figure E13, but there is no logic connection to the reduction plans.

The lessons to learn from the Dutch permit system is that the authorities through the Covenant system have accomplished long term goals concerning reduction of certain emissions. The Dutch authorities also have accomplished to implement the interplay paradigm in the control functions. What they miss are the changes of the way standards are formulated so that the local authorities can secure that the companies are focussing at cleaner production.

US Effluent Standards

The environmental regulation in the USA is divided into the different types of emissions like wastewater, air, waste etc. (Kaae, J. & Mortensen, J.P. 1987). The research has been limited to a research of the Effluent Standards which from the seventies where based on the general knowledge of treatment. Concerning electroplating industry the treatment was treatment of heavy metals in ordinary flocculent treatment plants. The permit system implies a regular revision and provide therefor an dynamic system. The effluent standards from 1985 concerning the electroplating industry is shown in figure E14 (Federal Register 1985).

English Summary

<u>Effluent parameter</u>	<u>Max. for 1 Day Old/New</u>	<u>Month Average Old/New</u>
Cd	0,69/0,11	0,26/0,07
Cr	2,77	1,71
Cu	3,38	2,07
Pb	0,69	0,43
Ni	3,98	2,07
Ag	0,43	0,24
Zn	2,61	1,48
CN	1,20/0,86	0,65/0,32
Oil/Grease	52	26
SS	60	31
TTO	2,13	4,57

Figure E14: Effluent Standards concerning Electroplating Industry (Federal Register 1985).

In the nineties the US EPA has developed standards based on waste per produced unit but the old concentration values still exist as an option see figure E15. It's up to the local authorities to choose (Federal Register 1996). Looking closer on the formulation of the standards concerning electroplating industry it becomes clear that the standards doesn't contain wasted process baths so it is not waste per produced unit but rather content in wastewater per produced unit. Another problem is that the formulation of the produced unit is in square metres which leaves a possibility of a ten fold variation for the same process. On this background the conclusion is that US EPA has started but not completed the exploiting of incentives paradigm because of they miss an integrated permit system.

Comparing the US Effluent Standards concerning treatment plants in the electroplating industry with the standards in the PARCOM recommendation covering both Danish and Dutch legislation see figure E16 will underline that the standards of PARCOM recommendation are most surely based on the knowledge of the performance of the well known flocculent treatment of heavy metals. The standard is not belonging to the exploiting of the incentives paradigm, but rather to the interplay paradigm. Just like the environmental regulation in the USA the environmental administrations in both The Netherlands and Denmark haven't accomplished to get the regulation developed from the interplay paradigm and into another paradigm - not even when the two countries are co-operating.

English Summary

	mg/l		mg/SQM treated surface	
	1 sample	4 samples	1 sample	4 samples
Ag	1,2	0,7	47	29
Cu	4,5	2,7	176	105
Ni	4,1	2,6	160	100
Cr	7,0	4,0	273	156
Zn	4,2	2,6	164	102
Pb	0,6	0,4	23	16
Cd	1,2	0,7	47	29
Total metal	10,5	6,8	410	267
CN	1,9	1,0	74	39
<hr/>				
Size of company:	< 38.000 l/year		> 38.000 l/year	
TTO	4,57 mg/l		2,13 mg/l	

Figure E15: Effluent Standards concerning Electroplating Industry (Federal Register 1996).

Parameter	US EPA mg/l	PARCOM mg/l
Cd	0,13	0,2
Cr	0,572	0,5
Cu	0,815	0,5
Pb	0,20	0,5
Ni	0,942	0,5
Ag	0,098	0,1
Zn	0,549	0,5

Figure E16: US Effluent Standards concerning discharges from flocculent treatment plants in the electroplating industry compared with PARCOM (Miljøstyrelsen 1993) & (Federal Register 1996).

Environmental Plan concerning Electroplating Industry

On the platform of the creation of the analysis tool, the research of the Danish legislation concerning environmental permits, the research of Danish executing authorities use of the legislation, the research of the Dutch environmental permit system and the research of the US wastewater regulation it is possible to set up an environmental plan concerning the Danish electroplating industry.

In these kind of constructive works one has to consider the same problems that the practitioners face every day in the inspection and permitting work. The result is highlighting the problems in these kind of work; there exists not enough information concerning the highlighted questions. Because of that, the focus as to the suggestion of an environmental plan for the electroplating industry in Denmark, is on the control functions which can provide the authorities with the necessary data which are needed for further actions.

The first topic concerning the environmental plan for the electroplating industry is the definition of the produced unit. The definition of the produced unit determinate the monitoring strategy and methods. The Danish electroplating companies have tried different monitoring solutions. The produced unit in US Effluent Standards is determined as SQM plated metal. However the electroplating industry in Denmark consider this definition of the produced unit to be containing the possibilities of too big variations. Because of that the chairman of the branch organisation of electroplating industries in Denmark suggest an alternative definition of the produced unit as the quantity of plated metal based on the measuring of electricity consumption over the single process bath which is a proportional figure to the quantity of plated metal (Stelmaszczyck, J. 1994).

However the company of Astral Galvano A/S opposed this monitoring strategy and tried two other alternatives to measure the quantity of plated metal:

- Measuring of the effluent wastewater and waste. On the back ground of the consumption of metals a residual calculation of the quantity of plated metal is stated. The monitoring of the wastewater was carried out according to the Danish traditions in contradiction to the Dutch why the results have some unknown insecurities. The content of the waste was only measured once.
- Measuring of the transported materials from process bath to the brush tanks by sampling from the collected wastewater from the brush tanks. This was also only carried out once.

Comparing the efforts of Astral Galvano A/S the two methods of monitoring gave two very different results. The monitoring needed a lot of manpower and could not be a part of their daily operations so Astral Galvano A/S now consider to use the method suggested by the chairman of the branch organisation. However the company also do chromatin which is a pour chemical process and not an electro-chemical one. In this case the company still miss an option in the monitoring of the waste of chromium. Together with the Department of Chemistry and Biology at Roskilde University the company co-operate in the development of chalcogenide glass electrodes to on-line measuring systems so the waste of chromium can be measured automatically (Christensen, J. et al. 1996).

On the back ground of the work with the monitoring and definition of the produced unit in the electroplating industry the conclusion must be that the unit must be definite as the quantity of plated metal. Before efforts concerning the effects in the productions chain can be discussed it will be necessary to establish a new monitoring program so the priorities can be made on

accurate figures. However in the mean time the electroplating industry can optimize their own production sites. The plan for this optimizing and the formulation of the belonging standards and control functions are shown in figure E17.

	Technical Focus	Control Form
1. Step	Save water	Specify/choose the production unit Register water consumption and waste of heavy metals per produced unit (in waste percent or quantum)
2. Step	Treat process bath	Reduction goals concerning metals
3. Step	Treat brush tanks	Review reduction goals, formulate reduction goals for water consumption
4. Step	Recycling of products	Formulate reduction goals for the total resource consumption

Goal formulation/Year	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Register waste per produced unit	O	X					
50 % reduction of water consumption		O	X				
Stop for discharges of wastewater containing chromium			O		X		
Stop for discharges of wastewater containing copper and nickel			O				X

X: Workshops, O: Department Electroplate Industry

Figure E17: Time frame of the plan for electroplating industry.

Conclusion

To secure implementation of new regulation paradigms it is most important that the focus is on all three dimensions of the concept of environment because otherwise the implementation will only be formal. To secure implementation of new regulation paradigms the changes most start to change from the new agenda or purpose of the legislation over the standards to the control functions. To many new environmental policies despite how clever they seem to be are only hot gas without any substance because they are only one dimensional and miss the

links to the other two dimensions of the concept of environment.

Most standards today are formulated according to the interplay paradigm while the modern environmental policies almost all are focussing on the life-cycle paradigm. This contradiction is not a question of discussing of new regulation forms like making covenants, making dialogue based inspections or green taxation etc., but a question of how the goals or demands are formulated in the standards and control functions. These have to comply with the environmental strategies however they are a part of a permit system or something else.

When an environmental policy purpose cleaner production it doesn't work when the standards focus at the reduction of the contribution in a specific recipient. On the other hand it is not possible to tell the neighbours of S. Dyrup & Co. A/S to wait fifty years on the development of cleaner production while they are living with the problems. Relocation will still be an option for environmental improvements. This means that the coming up of a new regulation paradigm should not be seen as a substitution of one another but as an expansion like it is concerning the material concept of environment behind. An integrated permit must contain all the aspects.

This means that it is not enough to implement new regulation paradigms all the way to the standards and control functions but it is also necessary to relate the new up coming standards to the old ones and how they have to interplay. Even though the focus can be changed to focus on a performance indicator like waste per produced unit the local wastewater treatment plant will still need to have the information and the possibility to make limitations concerning the content in the wastewater. The control functions have to cover both options or needs for data.