



MKBcentrum

Miljöbedömning och andra konsekvensanalyser i vattenplanering

Peggy Lerman & Anders Hedlund

Rapporter Institutionen för stad och land · nr 5/2007

Landsbygds**utveckling**

Landskaps**arkitektur**

Miljö**kommunikation**

MKBcentrum

Miljöbedömning och andra konsekvensanalyser i vattenplanering

Peggy Lerman & Anders Hedlund

Rapporter Institutionen för stad och land · nr 5/2007
MKB-centrum

Rapporten ges ut vid institutionen för stad och land SLU - Sveriges lantbruksuniversitet. I serien utges rapporter från avdelningarna för landsbygdsutveckling, landskapsarkitektur, miljökommunikation och MKB-centrum SLU, som alla är en del av institutionen.

Denna rapport om konsekvensanalyser i vattenplanering har tagits fram på initiativ av MKB-centrum SLU. Författare är Peggy Lerman, miljöjurist vid Lagtolken AB och Anders Hedlund, föreståndare för MKB-centrum.

Ansvarig utgivare: Rolf Johansson
ISSN: 1654-0565
ISBN: 978-91-85735-04-4
© 2007 Peggy Lerman & Anders Hedlund, Uppsala
Tryck: SLU Service/Repro, Uppsala 2007

Institutionen för stad och land SLU
Postadress: Box 7012, 750 07 Uppsala
Besöksadress: Ulls väg 28 A-B
Telefon: 018-67 10 00
Fax: 018-67 35 12
E-post: sol@slu.se
www.sol.slu.se

MKB-centrum SLU
Telefon: 018-67 25 30
Fax: 018-67 35 12
E-post: mkb@slu.se
<http://mkb.slu.se>

Innehåll

FÖRORD OCH INLEDNING	5
1. ÖVERSIKT	7
1.1 Konsekvensanalyser och vattenplanering.....	7
1.2 Olika typer av konsekvensanalyser och begrepp	8
1.3 Miljöbedömning som ledprocess	10
1.4 Miljökvalitet i vattenplanering	11
Introduktion.....	11
Ramdirektivets huvudspår för miljökvalitet.....	11
Miljöbalkens miljökvalitet	12
Miljökvalitetsmål och miljöbedömning.....	14
Typer av konsekvensanalyser som kan aktualiseras för miljökvalitetsnormer.....	14
Miljöbedömning på grund av miljökvalitetsnormer	15
1.5 Åtgärdsprogram	16
1.6 Förvaltningsplaner	17
1.7 Miljöbegrepp.....	17
Miljöbegreppet enligt ramdirektivet och svenska regler.....	18
Miljöbegreppet enligt miljöbedömningsdirektivet	19
Miljöbegreppet i övrigt i miljöbalken samt i plan- och bygglagen.....	19
Slutsats.....	21
2. NÄRMARE OM RAMDIREKTIVET	23
2.1 Bakgrund och översikt	23
2.2 Kartläggning av vatten.....	25
2.3 Miljökvalitetsnormer formuleras.....	25
2.4 Åtgärdsprogram	27
2.5 Övervakning.....	30
2.6 Utvärdering i förvaltningsplan.....	31
3. NÄRMARE OM MILJÖBEDÖMNINGSDIREKTIVET	33
3.1 Direktivets räckvidd – i vilken utsträckning ska åtgärdsprogram miljöbedömas.....	33
Formella, obligatoriska beslut av myndighet.....	33
Ramar för projekt.....	33
Betydande negativ miljöpåverkan.....	34
Beslut efter juli 2006.....	35
Dela miljöbedömningen mellan flera beslutsprocesser	35
Slutsatser.....	36
3.2 Dokumentet – fakta, avgränsning, kunskapsåterföring.....	36
3.3 Bedömningsprocedur	38
3.4 Samråd och offentlighet.....	38
3.5 Gränsöverskridande miljöpåverkan.....	39
3.6 Hur resultaten beaktas	40
3.7 Motivering och offentlighet av beslutet	40
3.8 Uppföljning	41
4. MILJÖBEDÖMNINGAR I VATTENFÖRVALTNING	43
4.1 Miljöbedömningar och konsekvensanalyser i statlig vattenplanering.....	43
4.2 Miljöbedömningar inför beslut om miljökvalitetsnormer	45
Konsekvenser ska alltid undersökas.....	45
Miljöbedömning kan också behövas	45
Om miljöbedömning ska göras behövs en procedur	46
Integrering av miljöbedömning och konsekvensbeskrivning	47
Metodologiska aspekter på miljöbedömning av miljökvalitetsnormer	47
Miljöbedömning av miljökvalitetsnormer – sammanfattande slutsatser.....	48

4.3	Miljöbedömningar inför beslut om åtgärdsprogram.....	49
	Konsekvensbeskrivning och miljöbedömning.....	49
	Integrering av miljöbedömning i processen kring åtgärdsprogram.....	50
	Integrering av miljöbedömning och konsekvensbeskrivning.....	50
	Metodologiska aspekter på miljöbedömning av åtgärdsprogram.....	50
	Miljöbedömning av åtgärdsprogram – sammanfattande slutsatser.....	51
4.4	Förvaltningsplanernas roll visavi miljöbedömningar.....	51
4.5	Integrering av miljöbedömningar i vattenförvaltning.....	52
5.	REFERENSER.....	53

Bilaga: Närmare om avgränsningen av tillämpningsområdet för miljöbedömning

Förord och inledning

Direktivet 2000/60/EG ger en ram för EU:s åtgärder på vattenpolitikens område och är nu under genomförande. Regionala vattenmyndigheter arbetar – i samverkan med länsstyrelser och kommuner – med direktivets vattenplanering. Den omfattar bland annat kartläggning av vatten med avseende på dess ekologiska och kemiska status, formulering av kvalitetsmål men också bindande normer för kvalitéer samt program för åtgärder som behövs för att viss kvalité ska uppnås. Frågan om det ska göras konsekvensanalyser av olika slag uppkommer flera gånger under denna vattenplanering. Det handlar om informella konsekvensanalyser som miljöbalkens förarbeten förväntar sig i förhållande till beslut om kvalitetsnivåer men också formella konsekvensanalyser av normbeslut liksom miljöbedömning av program och planer. Vår rapport går igenom de olika kraven och pekar på möjlig samordning av de olika analyserna.

Jämte denna statliga vattenplanering sker en kommunal vattenplanering inom ramen för plan- och bygglagen. Den kommunala planeringen omfattas i hög grad av krav på miljöbedömning. Vår rapport lyfter fram situationer då arbetet med olika konsekvensanalyser kan ge ömsesidig nytta för de båda vattenplaneringsprocesserna. Exempelvis kan kartläggning ge kunskapsunderlag för flera planerings- och beslutsprocesser, samråd kan ske gemensamt, kungörelser kan samordnas, målkonflikter och motiven i övrigt för beslut kan utvecklas med stöd av flera aktörer, övervakning kan ge gemensamt stöd för nya åtgärder hos såväl vattenmyndigheter som länsstyrelser och kommuner.

Det finns en lång rad rapporter från Naturvårdsverket, Boverket m fl om vattenplanering, som ger viktigt stöd i det statliga och det kommunala arbetet med vattenplanering. Vår rapport utgår från konsekvensanalyser oavsett sektor och söker samordning då dessa går på tvären över myndighetsansvaret. Den är skriven med utgångspunkt i ramdirektivet för vatten men bör kunna ge inspel även för kommunernas fysiska vattenplanering enligt plan- och bygglagen.

Rapporten är upplagd på följande sätt. Kapitel 1 ger en sammanfattning av viktigare direktiv, beskriver några grundläggande begrepp och sammanfattar slutsatser. Resonemangen fördjupas sedan med avseende på ramdirektivet i kapitel 2 och miljöbedömning av planer och program i kapitel 3. Resonemang om praktiska kopplingar mellan analyserna och möjligheterna till integrering av miljöhänsyn i arbetet med planer och program finns i kapitel 4.

Några frågeställningar som behandlas i rapporten är:

- Vilka konsekvensanalyser kan behövas i olika planerings- och beslutsskeden för vattenplaneringen enligt ramdirektivet?
- Hur kan miljöbedömningar införlivas i planeringscykeln enligt ramdirektivet?
- Kan miljöbedömningar och konsekvensbeskrivningar integreras i planerings- och beslutsprocesserna inför beslut om normer och åtgärdsprogram?
- Kan miljöbedömningar göra vattenplaneringen enligt ramdirektivet mera fokuserad och ändamålsenlig?
- Hur kan miljöbedömningar nyttiggöra det underlag som tas fram i planeringsprocessen enligt ramdirektivet?
- Hur kan miljöbedömningsprocesserna och planeringsprocessen tillgodose behovet av deltagande från allmänheten och andra intressenter?

Jordö och Uppsala november 2007

Peggy Lerman och Anders Hedlund

1 Översikt

EG-direktiv och svenska regler omfattar krav på miljö- och konsekvensbedömningar av olika slag och för olika typer av planer och program. Detta gäller bland annat inom vattenförvaltningens område. Syftet med detta kapitel är att ge en översikt av kraven och resonera runt begrepp samt några problem som kan uppstå. I kapitel 2 och 3 beskrivs de formella förutsättningarna närmare och i kapitel 4 redovisas förslag och idéer till hur miljöbedömningar kan användas inom vattenplanering.

1.1 Konsekvensanalyser och vattenplanering

Konsekvensanalys är ett prioriterat miljöredskap inom EU som finns i flera direktiv, t.ex. om naturskydd, planering och vattenförvaltning. Av de generella direktiven för konsekvensanalyser – direktivet¹ om miljöbedömningar av planer och program samt direktiv² om miljökonsekvensbedömning av projekt – framgår syftet att bidra till en hög nivå på skyddet av miljön. Konsekvensanalyserna ska fungera både direkt och indirekt som styrmedel. Direktiven ställer således krav på att öppna upp beslutsprocesser för ett bredare deltagande, med tanken att bredare uppsättning faktorer i beslutsfattandet antas leda till mer hållbara beslut. Vidare krävs att miljöaspekter ska integreras i tidigt skede i planeringen, vilket bl.a. förväntas leda till utvecklingen av mer hushållande alternativ. Slutligen ställs krav att beslutanden ska beakta resultat av miljöbedömningsprocessen med samråd samt motivera beslut mot bakgrund av de resultaten.

Det har sedan tjugo år funnits svenska regler om miljökonsekvensbedömning av verksamheter och åtgärder – projekt, sedan tio år huvudsakligen reglerat av miljöbalken (MB)³. Svenska regler om miljöbedömning för planer och program gäller från 2004 och finns även de huvudsakligen i miljöbalken, med vissa kompletteringar i plan- och bygglagen samt lagar och förordningar om planering inom bl.a. sektorerna avfall, energi och transporter⁴. Reglerna i miljöbalken om miljöbedömning omfattar även planer och program inom vattenförvaltning⁵.

Konsekvensanalys är även ett mera generellt redskap som omfattar mer än miljöfrågor och det finns i Sverige formella krav på sådana analyser, till exempel inför beslut om regler och i kommunal fysisk översiktsplanering. Dessa kompletterar och överlappar miljöbedömningar.

Ramdirektivet⁶ avser både skydd av kvalitén och kvantiteten i olika vatten, med syftet att bibehålla tillräcklig tillgång på vatten för en hållbar användning av resursen. Ramdirektivet bygger på en karakterisering av vattnen, identifiering av hot samt utveckling av program med lämpliga åtgärder för att nå målet god vattenstatus. Ett viktigt redskap i vattenplaneringen är formuleringen av mål och miljökvalitetsnormer för god vattenstatus. Även i detta direktiv finns krav på öppna beslutsprocesser och konsekvensanalyser, dvs delvis överlappande med miljöbedömning enligt miljöbalken. Ramdirektivet har förts in i svenska regler genom ändringar i miljöbalkens femte kapitel och förordning till detta kapitel⁷. Den statliga vattenmyndigheten har ansvar för vattenplaneringen enligt miljöbalken.

Kommunerna har ansvar för vattenplanering enligt plan- och bygglagen. Den sker samlat med planering av markanvändningen, vilket efter många års utredande bedömdes vara lämpligare än

¹ Direktiv 2001/42/EG om bedömning av vissa planers och programs miljöpåverkan. Betecknas här miljöbedömningsdirektivet.

² Direktiv 85/337/EEG, ändrat genom 94/11/EG och 2003/35/EG, om bedömning av inverkan på miljön av vissa offentliga och privata projekt. Betecknas här MKB-direktivet.

³ MB 6 kap 1-10 §§ med förordningen (1998:905) om miljökonsekvensbeskrivningar.

⁴ Prop 2003/04:116 Miljöbedömningar av planer och program, vars ändringar av 6 kap miljöbalken beslutades av Riksdagen 2004-05-24, SFS 2004:606. Se även förordningen (1998:905) om miljökonsekvensbeskrivningar, ändringen genom (2005:356) med förordningsmotiv FM 2005:2 jämte PM i frågan från Miljödepartementet 2004-04-15.

⁵ MKB-förordningen 4 § 1 st. 2p f.

⁶ Direktiv 2000/60/EG om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. Betecknas här ramdirektivet.

⁷ Förordning om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön utfärdad 2004-06-17, SFS 2004:660. Kallas här vattenförordningen.

sektorsplanering⁸. Det är i första hand den kommunala översiktsplanen och detaljplanen som hanterar vattenfrågorna. Med ramdirektivets införande i miljöbalken innebär det att vi numera har två former av vattenplanering; en statlig baserad på avrinningsområden och miljöbalken samt en kommunal baserad på kommunens administration plan- och bygglagen⁹.

Detta innebär att vi har en mängd överlappningar; geografiskt, administrativt och dessutom flera former av konsekvensanalys. Det gör det, enligt vår mening, särskilt viktigt att leta efter möjligheter till samordning och att vara uppmärksam på olikheter såväl som likheter för att få en effektiv styrning och ytterst ett gott skydd av våra vattenresurser.

1.2 Olika typer av konsekvensanalyser och begrepp

I miljöbalken med tillhörande författningar förekommer som synes flera krav att belysa konsekvenser. Begreppsapparaten är inte konsistent vare sig inom miljöbalken eller i förhållande till andra regelverk; olika eller inga speciella begrepp används för procedurer och för dokumentering. Tabell 1 nedan ger en översikt.

Vi använder *konsekvensanalys* som ett övergripande samlingsnamn och miljökonsekvensbeskrivning, (MKB) med förklarande tillägg (plan, program etc.) för att precisera typ av dokument.

Sammanfattningsvis bedömer vi följande typer av konsekvensanalyser vara viktiga att känna till i förhållande till vattenplaneringen:

- Miljökonsekvensbedömning, med dokumentet miljökonsekvensbeskrivning, som görs av verksamhetsutövare inför myndighets *prövning* av t.ex. ansökan om tillstånd eller dispens, av anmälan eller inför samråd när det gäller verksamheter och åtgärder¹⁰. Dessa projekt kan t.ex. vara en åtgärd för att förbättra kvalitén på vatten, reglera bruket av vatten eller en verksamhet som förorenar eller dämmer vattendrag.
- Miljöbedömning, med dokumentet miljökonsekvensbeskrivning, som myndighet gör inför sitt *beslut* om planer och program¹¹. Detta kan direkt gälla vattenplaneringen med åtgärdsprogram och förvaltningsplaner liksom i kommunal detaljplanläggning och översiktsplanering, eller indirekt genom energiplanering, avfallsplanering, infrastrukturplanering.
- Konsekvensanalys som görs av vattenmyndigheter i *planeringen* av åtgärdsprogram för vattendistrikt eller av andra myndigheter för andra geografiska områden som omfattas av en miljökvalitetsnorm (för vatten men även för luft eller annat)¹².
- Analys av konsekvenserna av mänsklig verksamhet i vattenmyndigheternas *planering* av åtgärdsprogram för vattendistrikt¹³.
- Analys av konsekvenser i myndigheters *beredning* av beslut om miljökvalitetsnormer – sådana av målsättningskaraktär såväl som gränsvärdesnormer (bindande)¹⁴.

⁸ Vattenplanering SOU 1980: 39-40.

⁹ Se Boverkets handbok "Vattendirektivet och fysisk planering" 2004, ISBN 91-7147-840-X.

¹⁰ Dessa "projekt-MKB" regleras som sagt av direktiv 85/337/EEG, ändrat genom 94/11/EG och 2003/35/EG, om bedömning av inverkan på miljön av vissa offentliga och privata projekt. Svenska regler finns huvudsakligen i 6 kap 1-9 §§ miljöbalken men också i speciallagar som till exempel väglagen (1971:948) och minerallagen (1991:45). Anmärkas bör att planeringsprocessen för vägar och järnvägar definieras som projekt i Sverige, men klassificeras som planering i andra delar av Europa. Erfarenheter från andra länder bör därmed sökas även under rubriken SEA.

¹¹ Miljöbedömningsdirektivet. Svenska regler finns huvudsakligen i 6 kap 10-18 §§ miljöbalken men också i speciallagar som plan- och bygglagen (1987:10), lagen (1977:439) om kommunal energiplanering m.fl. Sverige använder det i Europa gemensamma begreppet miljöbedömning för proceduren men benämner dokumentet miljökonsekvensbeskrivning, i likhet med vad som gäller för verksamheter och åtgärder.

¹² 5 kap 6 § 3 st. miljöbalken

¹³ Detta är i och för sig en sedvanlig del av en förstudie inför planering och konsekvensbedömning, men för åtgärdsprogram för vattendistrikt anges detta krav uttryckligen i ramdirektivet för vatten och i den svenska förordningen, se nedan.

- Konsekvensutredning till myndighets *beslut* om författning (föreskrift)¹⁵, vilken kan reglera t.ex. en bindande miljökvalitetsnorm eller ett skyddsområde för vattentäkt eller ställa generella krav för viss sektor eller verksamhet.

Flera av de nämnda analyserna och dokumenten överlappar uppenbarligen. Åtgärdsprogram enligt 5 kap miljöbalken ska således *analyseras* med avseende på konsekvenserna för enskilda och allmänna intressen och möjligen även *miljöbedömas*. Dessutom ska *kartläggas* (och rimligen även analyseras) vilken påverkan mänsklig verksamhet har med avseende på konsekvenserna för vatten. Miljökvalitetsnormers nivå (oavsett om dessa avser luft, vatten eller annat) ska *analyseras* med avseende på konsekvenserna för bl.a. ekonomi och för verksamhetsutövare. Författningar som ges ut av vissa myndigheter ska bli föremål för en *konsekvensutredning* med avseende på ekonomi, företagande, miljö m.m. För vissa beslut gäller dessutom dubbla krav, t.ex. ska översiktsplan ha såväl konsekvensanalys som plan-MKB och detaljplan uppfylla kraven på såväl plan- som projekt-MKB. Energiplan ska redovisa analys av inverkan på bl.a. miljö samt ha en plan-MKB.

Tabell 1 Begrepp för procedur och dokument för olika typer av konsekvensanalyser

	Procedur	Dokument
Verksamheter och åtgärder MB	Miljökonsekvensbedömning	Miljökonsekvensbeskrivning
Planer och program MB	Miljöbedömning	Miljökonsekvensbeskrivning
Översiktsplan PBL	(Planeringsprocessen)	Konsekvensanalys
Detaljplan PBL	(Planeringsprocessen)	Miljökonsekvensbeskrivning
Energiplanering		Analys av inverkan
Infrastrukturplanering	(samråd för nationell planering och planeringsprocess för objektsplanering)	En bedömning som innefattar redovisning av inverkan på de transportpolitiska målen
Fiskemetoder		Analys av inverkan
Miljökvalitetsnormer		Konsekvensanalys
Åtgärdsprogram	(samrådskrav)	Konsekvensanalys Kartläggning av konsekvenser
Författningar	(remiss)	Konsekvensutredning

Det är vår slutsats att möjligheterna till samordning måste tas till vara inte bara av effektivitetsskäl utan för att få samstämmiga redskap. Det är betydande risker för skilda slutsatser i olika beslutsprocesser – med olika aktörer – med resultatet att det kan bli motverkande redskap. Eftersom det sker vattenplanering såväl i kommunernas fysiska planering som i den statliga sektorsplaneringen genom vattenmyndigheterna (för ett större geografiskt område), är denna risk uppenbar när det gäller genomförandet av de direktiv vi här fokuserar; miljöbedömningsdirektivet och ramdirektivet för vatten.

¹⁴ Prop. 1997/98:45 del 1 s. 255. Begreppen gränsvärdesnormer respektive normer av målsättningskaraktär myntades av Miljöbalkskommittén i SOU 2005:59 s. 55.

¹⁵ Verksförordningen 27 §. Beslut om generella och bindande miljökvalitetsnormer måste sannolikt beslutas i form av föreskrift (bindande författning), medan icke bindande miljökvalitetsnormer (mål) kan tänkas bli formulerade genom förvaltningsbeslut eller allmänna råd (icke bindande författning) till en föreskrift.

1.3 Miljöbedömning som ledprocess

Som framgår av tabell 1 finns en lång rad konsekvensanalyser som direkt eller indirekt har stor betydelse för vattenförvaltningen. För vissa saknas procedur för konsekvensanalysen och för vissa även för beslutsprocessen. Miljöbedömning kan där tillföra en process och i övrigt fungera som en sammanhållande process då många processer blir aktuella.

Direktivet innebär sammanfattningsvis följande. Det ställer krav på offentlig procedur och på beslutsunderlag för vissa planer och program som tas fram av myndigheter och antas ge betydande negativ miljöpåverkan¹⁶. Vissa typer av planer har redan i reglerna klassificerats som betydande miljöpåverkan¹⁷, oavsett dess faktiska inverkan, medan för andra ska det ske en bedömning av miljöpåverkan från fall till fall¹⁸. När det gäller planer och program inom vattenförvaltningen är dessa klassificerade som betydande miljöpåverkan och den frågan ska därmed inte bedömas av vattenmyndigheterna.

Det är emellertid endast sådana planer och program som anger förutsättningarna för tillståndsprövning av verksamheter och åtgärder som aktiverar kravet på miljöbedömning. Det rör huvudsakligen sådana verksamheter som räknas upp i bilagorna I och II till direktivet om projekt-MKB¹⁹. Det innebär att alla planer och program för vattenförvaltningen måste bedömas med avseende på styrverkan över projekt. Denna analys om en viss företeelse ska betraktas som formell plan/program, om den har styrverkan, betydande miljöpåverkan etc. brukar kallas behovsbedömning eller screening med internationellt begrepp.

Planer och program som efter bedömning av styrverkan – och eventuellt även miljöpåverkan – omfattas av krav på miljöbedömning ska således:

- föregås av en offentlig bedömningsprocedur, där samråd sker om miljöbedömningens rimliga innehåll och förslag till plan och MKB remissas,
- beslutas med stöd av en miljöbedömning, där konsekvenser och alternativ redovisas, och med beaktande även av resultaten av samråd om detta,
- offentliggöra beslut och motivering,
- följas upp med avseende på väsentliga konsekvenser, så att korrigeringar kan genomföras då det behövs.

Program- och planbeslut kan vara av många olika slag och begreppen är inte närmare preciserade. Ansvarig myndighet får från fall till fall bedöma om dess beslut kan betraktas såsom en plan eller ett program och därför kan aktivera reglerna om miljöbedömning. I följande avsnitt beskrivs tre typer av beslut som är centrala i vattenplaneringen och som kan vara relevanta för tillämpning av miljöbedömning, nämligen planering av och beslut om:

- miljökvalitet,
- åtgärdsprogram och
- förvaltningsplaner.

¹⁶ Det pågår en diskussion mellan ansvariga myndigheter huruvida även planer med en betydande positiv miljöpåverkan ska aktivera krav på miljöbedömning. Vår inställning är att detta inte varit direktivets avsikt och att det inte framgår av svenska förarbeten att annan lösning än direktivets varit aktuell. Det hade varit mer motiverat att ta in planer och program med medelmåttig negativ påverkan än de som på ett mycket bra sätt stödjer god miljö. Det bör dock noteras att denna diskussion påverkar endast de planer och program där påverkan faktiskt ska bedömas för att avgöra om MKB krävs. För flertalet planer och program är det avgörandet redan fattat av lagstiftaren. Diskussionen gäller m a o endast tillämpningen av Miljöbedömningsdirektivet artikel 3.3 och 3.4, MKB-förordningen 4 § 2 st. och 5 §. Observera slutligen att för de miljöbedömningar som görs, ska väsentliga positiva och negativa konsekvenser bedömas.

¹⁷ Miljöbedömningsdirektivets artikel 3.2, MKB-förordningen 4 § 1 st. 2 p.

¹⁸ Miljöbedömningsdirektivets artikel 3.3 och 3.4, MKB-förordningen 4 § 2 st. och 5 §.

¹⁹ Direktiv 85/337/EEG, ändrat genom 94/11/EG och 2003/35/EG, om bedömning av inverkan på miljön av vissa offentliga och privata projekt.

1.4 Miljökvalitet i vattenplanering

Introduktion

Det finns olika typer av gräns-, rikt- och målvärden som används såväl i miljöpolitiska beslut som i tillämpningen av miljöbalken, plan- och bygglagen, väglagen, m fl och i olika direktiv. Användningen av begreppen är inte heller här konsistent; olika beteckningar används för samma företeelse och samma begrepp har olika betydelse. Det är därför viktigt att vattenmyndigheter och kommuner i sin vattenplanering är tydliga när det gäller den avsedda funktionen med ett beslut om miljökvalitet och inte slentrianmässigt brukar ett begrepp i tron att det har en vedertagen betydelse och funktion.

I vattenplaneringen är beslut om miljökvalitet helt klart centrala styrmedel. Miljökvaliteten som anges i beslutet kan antingen vara god, dvs. eftersträvansvärd, eller visa gränsen för det acceptabla, dvs. avse dålig kvalitet. Besluten kan vara bindande eller rekommendationer. Konsekvensanalyser kan aktualiseras förhållande till alla varianterna. Eftersom det kan bli fråga om olika slags konsekvensanalyser är det viktigt att börja med att avgöra vilken typ av styrmedel för miljökvalitet som det är fråga om i det aktuella fallet. Är det en eftersträvansvärd kvalitet som ska utgöra en rekommendation – ett politiskt mål – eller är det en bindande gräns för att hindra oacceptabla resultat – en författningsreglerad norm?

För att underlätta samspelet mellan beslut om miljökvalitet och konsekvensanalys kan en utgångspunkt vara att se hur beslut om viss miljökvalitet motsvarar ordinarie moment i en traditionell planeringscykel. Där ger kartläggning kunskap för att ange både inriktning (mål) och ramar för planeringen ("gränsvärden") medan "program" för olika åtgärder ska styra upp arbetet (genomförandet) för att nå målen. Slutligen ska uppföljning peka på behovet av förändring av mål, ramar och åtgärder. Logiken i vattenplanering enligt ramdirektivet och konsekvensanalys i form av miljöbedömning är med andra ord mycket lika. Likheter med fysisk planering är också slående. Vår bedömning är därför att det finns mycket goda förutsättningar att samordna och att få ömsesidigt stöd genom dessa olika beslutsprocesser.

Ramdirektivets huvudspår för miljökvalitet

Ramdirektivet har ett övergripande miljömål, som all tillämpning strävar efter och som kan sammanfattas med orden god vattenstatus²⁰. Vattenplanering enligt ramdirektivet bygger på ett antal *mål om miljökvalitet*, vilka kan sammanfattas med begreppen "god ekologisk potential" och "god kemisk vattenstatus" och som m.a.o. innebär ett önskvärt miljötillstånd²¹. Vidare ställs krav på formulering av värden för att skydda människors hälsa och miljön, dvs. en koncentration av förorenande ämnen som *inte bör överskridas*, och denna "dåliga status" betecknas i ramdirektivet för miljökvalitetsnormer²². Målen får utvecklas nationellt medan miljökvalitetsnormer till viss del ska läggas fast gemensamt för EU²³. Ramdirektivet använder vidare som styrmedel *bindande gränsvärden för utsläpp*, med fokus på verksamheter som kan påverka vattnet²⁴.

Ramdirektivet gör således skillnad mellan gränsvärden för utsläpp, som riktar sig mot verksamhetsutövaren, och normer för miljökvalitet, vilka utgår från platsens egenskaper (halter). Gränsvärden för utsläpp syftar på en massa, uttryckt i till exempel koncentration eller utsläppsnivå, som *inte får överskridas*²⁵. Miljökvalitetsnorm definieras som koncentrationen av ett förorenande ämne i vatten,

²⁰ Ramdirektivets artikel 2 punkt 34 och artikel 4.

²¹ Ramdirektivets preambel p 25, artikel 2, p 34, jämförd med artikeln 4.

²² Ramdirektivet artikel 2, p 35, jämförd med t.ex. artikel 16.8, bilaga V punkt 1.2.6.

²³ Ramdirektivets preambel p 42 bl.a.

²⁴ Ramdirektivets artikel 2, p 40.

²⁵ Ramdirektivets artikel 2 punkt 40.

sediment eller biota, som inte *bör* överskridas²⁶. Ramdirektivets miljö kvalitetsnormer kan således inte anses bindande, eftersom ordet "bör" används i definitionen.

Ramdirektivet innehåller inga egna krav på konsekvensanalyser för dessa beslut om miljö kvalitet, men i den mån de utgör en del av eller ett självständigt plan- eller programbeslut kan miljöbedömningsdirektivet aktiveras.

Miljöbalkens miljö kvalitet

I miljöbalken används miljö kvalitetsnormer som samlingsbegrepp både för värden som inte *bör* överskridas²⁷ (dålig status) och för värden som ska eftersträvas, vilket kan syfta på såväl mjuk rekommendation om att undvika dålig status och ett mål om önskvärt tillstånd²⁸. Samma begrepp används även för generella bindande gränsvärden för oacceptabel miljö kvalitet²⁹. Härutöver finns ett system med generella miljö kvalitetsmål, dvs. inte med fokus på ramdirektivet för vatten utan för flera miljö frågor. Dessa mål används för att ge ledning vid tillämpningen av t.ex. miljöbalkens hänsynsregler³⁰.

Eftersom språkbruket dels skiljer sig från direktivets ordval och dels från svenskt språkbruk i övrigt är det viktigt att vara tydlig med vad ett specifikt beslut innebär. Tabell 2 ger en översikt.

Tabell 2 Begrepp för miljö kvalitet

	Ramdirektivet	Miljöbalken
Bindande	Gränsvärde för utsläpp: massa (koncentration eller utsläppsnivå) som <i>inte får</i> överskridas.	Miljö kvalitetsnorm: förorenings- eller störningsnivå som <i>inte får</i> över- eller underskridas.
Icke-bindande	Miljö kvalitetsnorm: koncentrationen av ett förorenande ämne i vatten, sediment eller biota, som <i>inte bör</i> överskridas. Miljö mål ska säkerställa att en <i>god vattenstatus</i> uppnås i hela gemenskapen och att försämring av vattnets status förhindras på gemenskapsnivå.	Miljö kvalitetsnorm: förorenings- eller störningsnivå som ska <i>eftersträvas</i> eller som <i>inte bör</i> över- eller underskridas, eller förekomst av organismer som kan <i>tjäna till ledning</i> för bedömning av tillståndet i miljön. Miljö kvalitetsmål: god miljö kvalitet som ska <i>eftersträvas</i> och som ska <i>tjäna till ledning</i> för beslut som påverkar miljön.

Till tabellen bör tilläggas att kommuner genom detaljplaneläggning enligt PBL kan reglera miljö kvaliteter i planområdet om det finns särskilda skäl³¹. Dessa planbestämmelser har ingen specifik beteckning.

Svenskt legalt språkbruk avser med norm vanligen en bindande regel, till skillnad från t.ex. regler i allmänna råd som inte är bindande. Normgivning utgörs därmed endast av lag, förordning eller myndighetsföreskift. En särskild svårighet i detta sammanhang är att miljö kvalitetsnormer ska

²⁶ Ramdirektivets artikel 2 punkt 35.

²⁷ Miljöbalken 5 kap 2 § 1 st p 2 andra ledet.

²⁸ Miljöbalken 5 kap 2 § 1 st. p 2 första ledet jämte p 4.

²⁹ Miljöbalken 5 kap 2 § 1 st. p 1. Den förvirring som följer av att samma begrepp brukas både för något bra respektive något dåligt, har kritiserats i flera sammanhang. Detsamma gäller bruket av begreppet normer – som syftar på en bindande rättsregel – för även icke-bindande mål. Ovan (not 10) nämnde vi Miljöbalkskommitténs förslag till tydligare begreppsapparat, vilket dock inte har lett till någon förändring ännu. Se även SOU "Styrning av markanvändning och miljö, Emmelin & Lerman, Ansvarskommitténs skriftserie ISSN 1653-5502, med ytterligare referenser.

³⁰ Prop. 1997/98:45 del 2 s 8 visar denna intention angående miljö kvalitetsmålen och rättsfall bekräftar att målen brukas som stöd för bedömningarna, t.ex. Miljööverdomstolens dom december 2006 i M 9983-04.

³¹ Plan- och bygglagen 5 kap 7 § 11 p.

beslutas i formen av en sådan bindande regel³², men det betyder inte att miljö kvalitetsnormen i sig blir bindande. Den kan som sagt även vara inte bindande³³.

Miljöbalkens regler³⁴ innebär således att miljö kvalitetsnormer anger:

1. ”föroreningsnivåer eller störningsnivåer som människor kan utsättas för utan fara för olägenheter av betydelse eller som miljön eller naturen kan belastas med utan fara för påtagliga olägenheter och som *inte får* överskridas eller underskridas efter en viss angiven tidpunkt eller under en eller flera angivna tidsperioder,
2. föroreningsnivåer eller störningsnivåer som ska *eftersträvas* eller som *inte bör* överskridas eller underskridas efter en viss angiven tidpunkt eller under en eller flera angivna tidsperioder,
3. högsta eller lägsta *förekomst* i yt- och grundvatten av organismer som kan tjäna *till ledning* för bedömning av tillståndet i miljön, eller
4. de *krav* i övrigt på kvaliteten på miljön som följer av Sveriges medlemskap i Europeiska unionen.”

För detaljplaner enligt PBL är det som sagt möjligt att genom planbestämmelser ange bindande kvalitetsvärden för ett visst planområde³⁵, vilka dock inte betecknas miljö kvalitetsnormer och omfattas inte heller av miljöbalkens regler om detta. Planer under PBL kan även redovisa målsättningar av olika slag när det gäller miljö kvalitétéer, som även de faller utanför det här beskrivna systemet med miljö kvalitetsnormer.

De miljö kvalitetsnormer som hittills fastställts för luftkvalitet har mestadels karaktären av bindande gränsvärde men för ozon är det en rekommendation. Normer för fiskevattnen är både av karaktären bindande gränsvärde och riktvärde och möjligen även mål³⁶. Kommande miljö kvalitetsnormer för vatten kan antas bli av olika slag, dvs. få karaktären av gränsvärde, rekommenderat negativt värde såväl som eftersträvsvärt men icke-bindande mål.

Avslutningsvis kan också följande ge stöd för att få tydliga normer och analyser av dess konsekvenser. Nivåer som inte får överskridas, dvs. bindande värden, kan ha olika stark verkan såsom gränsvärde eller riktvärde. Begreppet gränsvärde används t.ex. i beslut om miljöfarlig verksamhet för att ange utsläppsnivåer som absolut inte får överskridas³⁷. Överskridande kan leda till åtal. När det gäller riktvärde i tillståndsbeslut kan straffansvar emellertid undvikas genom att överskridanden omedelbart åtgärdas, så att värdet klaras³⁸. I tillståndsbeslut för en verksamhet kan även finnas värden som ska eftersträvas på sikt, ett slags icke-bindande målvärde.

³² Miljöbalken 5 kap 1 § innehåller delegation av Riksdagens författningsmakt, som innebär att regeringen får utfärda förordning om alla slags miljö kvalitetsnormer, medan myndigheter endast får utfärda föreskrift om sådana miljö kvalitetsnormer som följer av medlemskapet i EU.

³³ Kommitténs förslag att termen miljö kvalitetsnorm även fortsättningsvis reserveras för bindande gränsvärden godtog inte av lagstiftaren, med motivet att ordet miljö kvalitetsnorm inte fått den vedertagna betydelsen. Prop. 2003/04:2 s 23.

³⁴ Miljöbalken 5 kap 2 §.

³⁵ Plan- och bygglagen 5 kap 7 § 11 p. Denna möjlighet angavs som motiv för att kommunen inte gavs rätt enligt miljöbalken att utfärda miljö kvalitetsnormer.

³⁶ Förordning (2001:554) om miljö kvalitetsnormer för fisk- och musselvattnen. För t.ex. ammoniak (icke joniserat ammonium, NH₃) är riktvärdet 0,005 mg/l (värde som ska eftersträvas) medan miljö kvalitetsnormen (med betydelsen att värdet inte får överskridas) är 0,025 mg/l vatten. Följande ska vara en bindande miljö kvalitetsnorm, som inte får överskridas, men kan knappast anses ha sådan stringens att det kan betraktas som annat än ett mål: ”Ämnen som påverkar smaken på musslorna. Koncentrationen lägre än vad som kan antas påverka smaken på musslorna.”

³⁷ Tillståndet med gränsvärde innebär å andra sidan en rättighet att förorena upp till denna nivå. Notera dock att miljö kvalitetsnormens värde kallas i förarbetena för gränsvärde, men ger inte rätt att förorena till denna nivå, som är fallet när gränsvärden sätts vid tillståndsprovning. Prop. 2003/04:2 s 22 och 32.

³⁸ Förarbetena (ibid) använder begreppet riktvärde för nivåer som inte bör överskridas, till skillnad från praxis i miljöfarlig verksamhet där detta syftar på ett bindande värde. Dock kopplar förarbetena likt praxis begreppet till en plikt att vidta åtgärder och inte till omedelbart straffrättsligt ansvar. Förordningen (2001:554) om miljö kvalitetsnormer för fisk- och musselvattnen definierar på samma sätt som de nämnda förarbetena ett riktvärde som ”värde som skall eftersträvas”.

Miljökvalitetsnormens karaktär i ett visst fall måste således utläsas av den bestämmelse som utgör beslutet om normen (antingen en lag, förordning eller myndighetsföreskrift). Miljökvalitetsnormer i miljöbalkens system får ange:

- Halter eller liknande som inte får överträdas, ett bindande gränsvärde vars överskridande pekar på stort behov av åtgärder.
- Halter eller liknande som inte bör överträdas, en rekommendation som bör leda till åtgärder,
- Halter eller liknande som eftersträvas, en mera långsiktig rekommendation, ett mål, som på sikt kan aktualisera behovet av åtgärder.

Vår slutsats är att vattenmyndigheterna behöver överväga vilken funktion hos styrmedlet som är behövlig och lämplig, med tanke på vilka aktörer som påverkas och hur. Konsekvensanalyser kan ge stöd i de bedömningarna. Vid arbetet med konsekvensanalyser måste nämligen normernas karaktär uppmärksammas; en bindande stoppfunktion eller en rekommenderande stoppfunktion eller rekommenderande mål. Det får betydelse t.ex. vid utvärderingen av förslag till normer eftersom konsekvenserna blir olika, olika stora eller olika allvarliga om det är bindande värden respektive mål. Även under arbetet med åtgärdsprogram och dess konsekvensanalys eller miljöbedömning, exempelvis då alternativa strategier formuleras eller utvärderas, kan det ha betydelse för bedömningen (prioriteringen) av en åtgärd om denna ska främja ett mål eller bidra till att bindande värden klaras.

Miljökvalitetsmål och miljöbedömning

Miljökvalitetsmål beslutas övergripande av Riksdag eller regering, hittills i form av ställningstagande till en proposition, och regionalt av länsstyrelsen. Dessa beslut kan betraktas som en form av program och kan därmed omfattas av miljöbedömningsdirektivets krav på miljöbedömning. Miljömålen är uppenbarligen avsedda att styra prövningen av projekt och tillämpas också så. I all synnerhet för miljökvalitetsmål inom vattenförvaltning – eller för andra sektorer utpekade i direktivet – kan argumenteras för att miljöbedömning krävs.

Miljöbedömning har emellertid hittills inte gjorts för besluten om miljömål av olika slag. Med tanke på konkurrerande miljöfrågor är det dock tänkbart att en miljöbedömning inte enbart är formellt behövlig utan även funktionellt betydelsefull för att t.ex. lösa målkonflikter och för att utvärdera alternativa åtgärder. De mål som formuleras i vattenplaneringen kan knappast anses som självständiga programbeslut, men kan komma att miljöbedömas som ett led i vattenplaneringen.

Typer av konsekvensanalyser som kan aktualiseras för miljökvalitetsnormer

När det gäller de mål, bindande eller rekommenderande värden som bestäms i form av miljökvalitetsnormer, så beslutas de som sagt i Sverige genom antingen lag, förordning eller myndighetsföreskrift³⁹. Beslut om miljökvalitetsnormer berörs därmed av konsekvensanalyser huvudsakligen på tre grunder: rekommendation i förarbetena, som ett led i miljöbedömningar i vattenplaneringen och på grund av formella krav på konsekvensanalys av myndighetsföreskrifter.

Föarbetena anger för det första att konsekvenserna alltid *bör* analyseras innan miljökvalitetsnormen utfärdas, dvs. oavsett om de bestäms av Riksdag eller regering eller av förvaltningsmyndighet som Naturvårdsverket eller vattenmyndighet⁴⁰. En sådan analys bör enligt förarbetena avse:

- miljökvalitetsnormens samhällsekonomiska konsekvenser, bland annat kostnaderna för åtgärder som är nödvändiga för att klara normen,
- konsekvenser för verksamhetsutövare,

³⁹ Miljöbalken 5 kap 1 §.

⁴⁰ Prop. 1997/98:45 del 1 s 250.

- konsekvenserna om någon miljö kvalitetsnorm inte utfärdas ("noll-alternativ"),
- konsekvenser av andra alternativ, dvs. för att se om andra åtgärder än utfärdande av en miljö kvalitetsnorm kan vara tillräckliga för att komma till rätta med den oönskade miljö situationen.

Detta motsvarar i princip den konsekvensanalys som miljöbalken kräver för åtgärdsprogram (se nedan) men här ska konsekvenserna bedömas även för andra allmänna och enskilda intressen medan det för åtgärdsprogram även är fråga om inverkan på verksamhetsutövare.

Den andra grunden för konsekvensanalys är att beslut om normer utgör en del av den formaliserade planeringsprocessen för vattenförvaltningen under ramdirektivet, och kan som en del av en vattenplanering träffas av krav på miljöbedömning⁴¹. Frågan om normbesluten ska betraktas som en fristående programläggning, ett fristående led i vattenplaneringen eller en integrerad del av åtgärdsprogrammen utvecklas i avsnitt 4.2. Om en miljöbedömning krävs, innebär det att förarbetenas rekommendation om konsekvensanalys delvis formaliseras när det gäller procedur och innehåll. Den av förarbetena rekommenderade konsekvensanalysen går dock utöver miljöbedömningskrav, exempelvis med analys av samhällsekonomiska konsekvenser och konsekvenser för verksamhetsutövare. Den formella delen miljöbedömning behöver därför kompletteras för att motsvara förarbetenas förväntningar på konsekvensanalys inför beslut om miljö kvalitetsnormer.

Den tredje grunden för analys är det formella kravet på konsekvensbeskrivning för myndighetsföreskrifter, vilket gäller miljö kvalitetsnormer som beslutas av vattenmyndighet⁴². Myndighetsföreskrifter ska således grundas på en konsekvensanalys. Vattenmyndigheternas författningsarbete får stöd av generella bestämmelser om konsekvensanalys för myndighetsförfattningar⁴³. Dessutom finns bemyndigande för Naturvårdsverket och SGU att meddela närmare föreskrifter, avsedda för just denna typ av författning⁴⁴. Lag, förordning eller myndighetsföreskrift bereds emellertid vanligen inte i en offentlig planeringsprocedur. Remiss av förslag är obligatorisk endast för viss typ av beredning, t.ex. propositioner med förslag till lagbestämmelse. Miljö kvalitetsnormer som beslutas av vattenmyndighet ska dock bygga på samråd med aktörer som berörs⁴⁵.

Beslut om miljö kvalitetsnormer omfattas således av flera tänkbara krav på konsekvensanalys, ömsom överlappande och ömsom kompletterande. Vår slutsats är att den procedur som följer med en miljöbedömning skulle avsevärt öppna upp beslutsprocessen för miljö kvalitetsnormer, särskilt i förhållande till allmänheten. Det vore det lämpligt att vattenmyndigheterna använder den som "ledprocess" och fördjupar respektive breddar så att även övriga analyskrav tillgodoses.

Miljöbedömning på grund av miljö kvalitetsnormer

Sist men inte minst kan konstateras att miljöbedömningsdirektivet – och därmed även miljöbalken – använder begreppen miljö kvalitetsstandard och gränsvärde som ett av flera kriterier för att bedöma om planer och program ska antas ge betydande miljö påverkan⁴⁶. Vattenmyndigheternas formulering av normer kommer på så sätt att kunna påverka praxis för miljöbedömning.

⁴¹ MKB-förordningen 4 § 1 st. p f.

⁴² Verksförordningen (SFS 1995:1322) 27 §. Direktivet 2001/42 om miljöbedömning av planer gäller även relevanta författningsbeslut, se artikel 2.a. Frågan om normbesluten såsom författning omfattas av direktivet om miljöbedömning utvecklas dock inte här.

⁴³ Se Statsrådsberedningen Myndigheternas föreskrifter – Handbok i författningsskrivning (Ds 1992:112) samt Att styra genom regler – checklista för regelgivare (PM 1995:2), Bättre beslutsunderlag i den offentliga sektorn – en presentationsmodell, Svenska Kommunförbundet, RRV och Landstingsförbundet (Fi 1991:2), Konsekvensutredning (RRV 1996:38), Riksrevisionsverket, Manual för konsekvensbeskrivning av föreskrifter och allmänna råd, Boverket, Konsekvensanalys steg för steg, handledning i samhällsekonomisk konsekvensanalys för Naturvårdsverket.

⁴⁴ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön, 4 kap 8 §.

⁴⁵ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön, 2 kap 4 § och 4 kap 1 §, Verksförordningen (1995:1322), 27–28 §§.

⁴⁶ Miljöbedömningsdirektivets bilaga 2.

1.5 Åtgärdsprogram

Åtgärdsprogram upprättas för att miljökvalitetsnormer ska klaras men används även för att miljökvalitetsmål ska uppnås⁴⁷. Här ägnar vi oss enbart åt de formaliserade program som kopplas till miljökvalitetsnormer.

Åtgärdsprogram får omfatta alla verksamheter och åtgärder, inklusive myndighetsbeslut, som kan påverka möjligheten att uppfylla normernas kvalitetskrav. Åtgärdsprogram berörs liksom besluten om miljökvalitetsnormer av konsekvensanalyser på flera sätt.

För det första har beslutsprocessen för åtgärdsprogram enligt de svenska reglerna krav på beslutsunderlag i form av en konsekvensbeskrivning⁴⁸. Åtgärdernas inverkan *på* verksamheter och andra allmänna och enskilda intressen ska således analyseras, oavsett om inverkan är miljörelevant eller ej. Analysen av konsekvenser har ett bredare upplägg än miljöbedömningar när det gäller syfte, innehåll och aktörer.

För det andra omfattar arbetet med programmet en analys av inverkan på vattnets egenskaper *av* mänsklig verksamhet⁴⁹. Denna analys av konsekvenserna av mänskliga aktiviteter är en form av probleminventering som är en sedvanlig inledning i förstudien – förutsättningsanalysen – i konsekvensanalyser allmänt. Konsekvensanalysen av mänsklig verksamhet kan emellertid även vara relevant i ett senare led i analysen av programmets konsekvenser, eftersom åtgärder i första hand kan antas rikta sig mot just sådana mänskliga verksamheter.

Åtgärdsprogram kan för det tredje vara ett sådant program som omfattas av miljöbedömningsdirektivet och då aktualiseras även denna typ av konsekvensanalys med ”miljöfokus”. Det är sådant beslut som pekas ut i MKB-förordningen som presumerad betydande miljöpåverkan.⁵⁰ Programmets geografiska omfång kan dock antas innebära att styrningen av verksamheter och åtgärder är för svag för att aktivera direktivets krav. Förslag till svenska regler 2004 angav emellertid att åtgärdsprogram som huvudregel omfattas av direktivets krav på miljöbedömning⁵¹. Även motiven till den nämnda förordningsbestämmelsen delar denna slutsats⁵². Noteras bör att om åtgärderna utgörs av prövningspliktiga verksamheter utanför direktivet om projekt-MKB ska programmet emellertid miljöbedömas endast om det – förutom styrningen av prövningen – även kan antas leda till betydande negativ miljöpåverkan⁵³.

Om åtgärdsprogram beslutas i form av en författning kan de för det fjärde komma att omfattas av formella krav på konsekvensanalys på samma sätt som beskrevs ovan för miljökvalitetsnormer. Det gäller således för de fall beslutet om författning tas av myndighet, som vattenmyndigheten.

De formella kraven på konsekvensanalys respektive miljöbedömning av åtgärderna är som sagt delvis överlappande, delvis kompletterande. Även vår slutsats i övrigt under normer kan upprepas för åtgärdsprogrammen.

⁴⁷ Ibland är miljökvalitetsmål – delmål – formulerat så att program ska upprättas, dvs. målet är nått när programmet är upprättat. Denna typ av miljökvalitetsmål faller utanför det vi här diskuterar.

⁴⁸ Miljöbalken 5 kap 4, 6 §§.

⁴⁹ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön, 3 kap 1 § 1 st 2 p.

⁵⁰ Förordningens 4 § 1 st p d.

⁵¹ Förordningsändringar med anledning av direktivet om miljöbedömningar av planer och program och protokollet om strategiska miljöbedömningar till Esbokkonventionen. Promemoria. Miljödepartementet 2004-04-15. Förslag till ny 4§ i förordningen (1998:905) om miljökonsekvensbeskrivningar jämte föreslagen bilaga 3.

⁵² FM 2005:2 sid 23 ff.

⁵³ Vi vill påminna om myndigheternas pågående diskussion huruvida kravet gäller även program med uteslutande positiv miljöpåverkan av stor omfattning.

1.6 Förvaltningsplaner

Ramdirektivet karakteriserar förvaltningsplan som en verksamhetsplan i ett långsiktigt perspektiv, som sammanfattar informationen om vattenområdena och vattenplaneringen. Förvaltningsplan med denna funktion kan inte förväntas tillföra nya krav som sätter ramar för kommande projekt och den omfattas i så fall inte av direktivets krav på miljöbedömning.

Miljöbalken bemyndigar regeringen att meddela närmare föreskrifter om förvaltningsplaner för vattendistrikt⁵⁴. Förordningen anger, liksom direktivet, att förvaltningsplan ska sammanfatta uppgifter om vattenförhållanden och förvaltningen av kvaliteten inom vattendistriktet. Dessa uppgifter härrör från andra beslut eller kartläggningar⁵⁵. Det finns på så sätt ingen uttalad självständig styrverkan genom förvaltningsplan, som kan antas sätta ramar för projekt och därigenom aktivera kravet på miljöbedömning⁵⁶. Planens avsevärda geografiska omfång (distrikt) innebär också att det synes svårt att med förvaltningsplan styra verksamheter och åtgärder.

Vattenmyndigheten får emellertid vid behov besluta om delförvaltningsplan för t.ex. viss sektor⁵⁷. Planens innehåll avgörs av vattenmyndigheten, efter kriteriet att det ska vara lämpligt. Det finns därmed en möjlighet att sådan förvaltningsplan kan ange ramar för verksamheter eller åtgärder på ett sätt som skulle aktivera krav på miljöbedömning⁵⁸.

Konsekvensanalyser av inverkan på vattnet till följd av mänskliga aktiviteter ska dock alltid finnas med i förvaltningsplan, men dessa uppgifter kan antas komma huvudsakligen från åtgärdsprogram⁵⁹.

1.7 Miljöbegrepp

Innebörden av miljöbegreppet i direktivet om miljöbedömning och i ramdirektivet är inte självklart den samma. Den ”omgivning” som är föremålet för konsekvensanalys enligt reglerna om åtgärdsprogram är i sin tur annorlunda än dessa två miljöbegrepp, eftersom enskilda intressen och näringsliv ska finnas med i åtgärdsprogrammets analyser. För att samordna arbetet med analyserna är det angeläget att klargöra vilka slags sakfrågor som behöver tas upp i de olika sammanhangen, dels så att inget faller mellan stolarna och dels så att frågorna utvecklas i bästa sammanhanget. Miljöbegreppet (eller ”omgivningsbegreppet”) kan i brist på definitioner ringas in med stöd av regelverkens syften och de krav som ställs på dokumenten. Tabell 3 nedan summerar några väsentliga beståndsdelar i begreppen.

⁵⁴ Miljöbalken 5 kap 11 §§ miljöbalken, SFS 2004:224, ikraft den 1 juli 2004. Prop. 2003/04:57.

⁵⁵ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön, 5 kap 1 § samt förordningens bilaga 1.

⁵⁶ Ibid. Se även 4 § i förordningen (1998:905) om miljökonsekvensbeskrivningar, vilken inte pekar ut förvaltningsplan.

⁵⁷ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 5 kap 2 §.

⁵⁸ MKB-förordningen 4 § 2 st f).

⁵⁹ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 5 kap 1 § samt förordningens bilaga 1 punkt 2.

Tabell 3 Sammanfattning av konsekvensanalyser som kan aktualiseras i vattenplaneringen

	Miljökvalitetsnormer	Åtgärdsprogram	Förvaltningsplan
Miljöbedömning enligt direktiv 2001/42	a. Separat miljöbedömning tänkbar om beslutet om norm utgör ett tydligt (självständigt) led i vattenplaneringen ⁶⁰ . b. Eljest en del av miljöbedömningen av åtgärdsprogram.	Miljöbedömning om programmet anger förutsättningar för kommande tillstånd för verksamheter eller åtgärder. Program som avser små områden på lokal nivå eller mindre ändring omfattas endast av kravet om programmet kan antas medföra betydande miljöpåverkan.	Miljöbedömning om planen anger förutsättningar för kommande tillstånd för verksamheter eller åtgärder (vilket får antas vara ovanligt i praktiken).
Konsekvensutredning, bl.a. för miljön, av myndighetsföreskrift	Om normen utfärdas som myndighetsföreskrift ⁶¹ .	Om programmet beslutas i form av myndighetsföreskrift ⁶² .	---
Konsekvensanalys krävs enligt annan bestämmelse	---	a. Alltid analys av programmets konsekvenser från allmän och enskild synpunkt, enligt MB 5 kap 6 § 3 st. b. Alltid analys av konsekvenserna av mänsklig verksamhet på vattnets tillstånd, enligt förordning om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 3 kap 1 § 1 st 2 p.	Alltid analys av betydande påverkan på vattnets tillstånd orsakade av mänsklig verksamhet som t.ex. punktkällor, diffusa källor, markanvändning, vattenuttag, enligt förordning om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 5 kap 1 §, bilaga 1 punkt 2 ⁶³ .
Konsekvensanalys rekommenderas	Alltid inför beslut om normer, oavsett beslutande. Se prop. Miljöbalken del 1, 1997/98:45, s 255.	---	---

Miljöbegreppet enligt ramdirektivet och svenska regler

Skyddsintressena i ramdirektivet är såväl människans hälsa och (lite slarvigt uttryckt) biologisk mångfald som sociala intressen, med koppling till samhällets möjlighet att hållbart nyttja vattenresurserna⁶⁴. Direktivets redskap syftar till att förbättra miljön, primärt med avseende på vattenkvaliteten och föroreningar av olika slag. Kvantitetsreglering förekommer också, men i första hand som en extra åtgärd för att garantera god vattenkvalitet⁶⁵. Minskade föroreningar – god kemisk status – kan dock i sin tur innebära att vatten får ökat biologiskt liv eller förstärka specifika förutsättningar som behövs för viss fauna eller flora, även i vattnets omgivning.

Det är dock en ekologisk syn på miljöbegreppet i ramdirektivet och det är fokus på vattenmiljö. Det innebär inte att t.ex. kultur eller markens landskap saknar betydelse i tillämpningen. Dessa miljöaspekter kommer in vid bedömning av lämpligaste åtgärder i programmen, och även som en

⁶⁰ Slutsatsen beror på den aktuella normens karaktär, beslutsformen m.m. och det är inte entydigt vad som kan komma att gälla i Sverige.

⁶¹ Generella och bindande normer torde kräva formen av författning, medan icke-bindande mål beslutas i annan form.

⁶² Formen för beslut beror på vilka slags åtgärder som är aktuella. Åtgärder som kräver författningsform för att vara giltiga kan dock antas bli genomförda i separata författningar och inte i en författning som utgör ett åtgärdsprogram. Det innebär att de åtgärder som kräver lag eller förordningsändring i så fall inte omfattas av uttryckligt krav på miljökonsekvensanalys, utan endast övergripande krav på analys av konsekvenserna för allmänna intressen mera generellt.

⁶³ Detta krav innebär att uppgifter om konsekvenserna för vattnet av mänsklig verksamhet ska redovisas, men denna analys synes ske i första hand i förberedelsen av åtgärdsprogram. Detta utgör därför inte ett separat krav på konsekvensbeskrivning.

⁶⁴ Se preambel, t.ex. punkterna 2, 4, 11, 15, 17, 19, 20, 23 och 24, syftet i artikel 1 samt definitionerna i artikel 2, t.ex. punkterna 18, 21.

⁶⁵ Inledningen punkt 19-20.

del av de allmänna och möjligen enskilda intressen som ska konsekvensbeskrivas enligt de svenska reglerna. Begreppen kultur och landskap förekommer emellertid inte alls i direktivet.

Frånvaron av andra slags miljöbegrepp än ekologi samt utgångspunkten att åtgärdsprogram syftar till att främja god (vatten-)miljö, bidrar sannolikt till synen att det inte förekommer negativa miljökonsekvenser i åtgärdsprogram. Förarbetena anger t.ex. att det är tveksamt om det kan bli aktuellt att göra en miljöbedömning av de åtgärdsprogram som nämns i 5 kap. miljöbalken⁶⁶. I den mån åtgärder för att främja god vattenmiljö kan ge negativ inverkan på till exempel kulturmiljö, är det emellertid enligt vår mening en fråga som behöver tas upp i en miljöbedömning av åtgärdsprogrammet.

I svenska regler är det ett vidare perspektiv än i direktivet. Konsekvensanalysen av åtgärdsprogram ska enligt reglerna i miljöbalken redovisa inverkan från allmän synpunkt⁶⁷. De allmänna intressen som redovisas i 3–4 kap miljöbalken och i 2 kap plan- och bygglagen bör vara en minimilista över allmänna intressen (se följande avsnitt). Inverkan på andra (miljö)intressen än vatten är således alltid en del av konsekvensanalysen, i den mån det är relevanta intressen i det aktuella fallet.

Miljöbegreppet enligt miljöbedömningsdirektivet

Det finns ingen uttrycklig definition av miljö i direktivet. Omfattningen av miljöbegreppet framgår emellertid indirekt av den beskrivning som görs av innehållet i beslutsunderlaget som blir resultatet av miljöbedömningen⁶⁸. Det ska ta upp aspekter som biologisk mångfald, befolkning, folkhälsa, djurliv, växtliv, mark, vatten, luft, klimatfaktorer, materiella tillgångar, kulturarv inbegripet arkitektoniskt och arkeologiskt arv, landskap samt det inbördes förhållandet mellan dessa faktorer. Detta kan anses omfatta såväl natur- som kultur- och stadslandskap samt anläggningar och strukturer.

Med ordet ”samspel” som grund kan även socioekonomiska frågor som sysselsättning, integration och andra samhällsperspektiv på befolkning och resurser tas upp. Dock kan näppeligen inverkan på enskildas ekonomiska förhållanden tolkas in, eftersom begreppen som används är övergripande som folkhälsa och befolkning. Med tanke på direktivets syfte, en hög nivå på skyddet av miljön, är det tveksamt att ta med företeelser som endast i liten grad och indirekt kan ha betydelse för god miljö. Dock saknas stöd för att utesluta någon faktor som i det enskilda fallet faktiskt har relevans för god miljö.

Motsvarande svenska regler⁶⁹ om innehållet i en MKB för planer och program anger i princip samma beskrivning av omgivningen som direktivet. Skillnaderna framgår av tabell 4 nedan, där miljöbalkens ändringar och tillägg är kursiverade.

Miljöbegreppet i övrigt i miljöbalken samt i plan- och bygglagen

Innebörden av miljöbegreppet för miljöbedömningar bygger inte enbart på miljöbedömningsdirektivet och de svenska reglerna om MKB för planer och program, utan måste tydas även utifrån reglerna i övrigt som styr den aktuella planen respektive programmet. Av särskild betydelse är dels miljöbalkens miljöbegrepp i övrigt, dels plan- och bygglagen som reglerar kommunens fysiska planer och därmed den vattenplanering som sker där jämte den planering som sker med utgångspunkt från ramdirektivet⁷⁰.

⁶⁶ Prop. 2003/04:116 s. 50.

⁶⁷ MB 5 kap 6 § 3 st.

⁶⁸ Miljöbedömningsdirektivets bilaga I, punkt f.

⁶⁹ Miljöbalken 6 kap 12 § 2 st 6 p

⁷⁰ Till den del åtgärdsprogram omfattar fysiska planer kan en gemensam avgränsning av miljön vara nödvändig för att få ett effektivt genomförande. Plan- och bygglagen kan även i övrigt ses som stöd för att uttyda vad som bör ingå vid bedömningen av program (och av förvaltningsplaners fysiska delar).

Tabell 4 Jämförelse av miljöbegrepp i direktiv och svenska regler.

Miljöbalkens grundläggande begrepp	Plan- och bygglagen	Ramdirektivet	Åtgärdsprogram enligt miljöbalken	Direktivet om miljöbedömning <i>Miljöbalken</i>
Hälsa, i medicinskt och hygieniskt perspektiv Säkerhet	Hälsa inklusive sociala förhållanden Säkerhet	Människors hälsa		Befolkning Folkhälsa <i>Människors hälsa (i medicinskt och hygieniskt perspektiv)</i>
Biologisk mångfald Natur	Natur	Biologisk mångfald		Biologisk mångfald Djurliv, växtliv
Mark, vatten	Mark, vatten	Vattnets kemiska status		Mark, vatten Luft, klimatfaktorer
Kulturmiljö	Kulturvärden Estetik Konstnärliga värden			Landskap Kulturarv inbegripet arkitektoniskt och arkeologiskt arv <i>Forn- och kultur-lämningar och annat kulturarv</i>
Material, råvaror, energi Den fysiska miljön	Energi, råvaror Den fysiska miljön Strukturer			Materiella tillgångar <i>Bebyggelse</i>
				Samspelet
Hållbart nyttjande i ett ekologiskt, socialt, kulturellt och samhällsekonomiskt perspektiv		Hållbart nyttjande		
Allmänna intressen som natur, kultur, friluftsliv, kommunikationer, utvinning, försvar m.m.			Allmänna intressen	
	Mellankommunala intressen			
	Enskilda intressen		Enskilda intressen	

En utgångspunkt är miljöbalkens och plan- och bygglagens gemensamma definition av allmänna intressen, som utgör en obligatorisk grund för beslut kopplade till miljöbalken och därmed även för beslutsunderlag⁷¹. Miljöbalken preciserar de allmänna intressena i olika regler, men portalens mål om hållbar utveckling (dvs. inte enbart ekologiskt hållbar utveckling) ger basen. I portalen anges bland annat att människors hälsa och miljön ska skyddas, att värdefulla natur- och kulturmiljöer ska skyddas och vårdas och att mark, vatten och fysisk miljö i övrigt ska nyttjas hållbart. Fysisk miljö är stads- och kulturlandskap, bebyggelse, anläggningar, infrastruktur osv. Bedömningen av vad som är hållbart nyttjande (god hushållning) beror på såväl ekologiska som sociala, kulturella och samhällsekonomiska synpunkter. De allmänna intressen som är giltiga vid dessa hushållningsbedömningar är till exempel friluftsliv, kultur, kommunikationer, försvaret och mineralutvinning.

⁷¹ Miljöbalken 1 kap 1 § och PBL 1 kap 1 § samt 2 kap 2 §.

Plan- och bygglagen anger tydligare än miljöbalken att bedömningen även omfattar ändamålsenliga strukturer av bebyggelse, grönområden, kommunikationsleder och andra anläggningar. Det finns dock inget som talar för att miljöbalken skulle ha en mera begränsad syn på fysisk miljö än plan- och bygglagen, även om dessa konkretiserande begrepp inte används i balken. Många gånger kan just strukturer vara betydelsefulla för att kunna minska störningar, t.ex. från vägtrafik, dagvatten.

Miljöbalken har en snävare definition av hälsa än plan- och bygglagen. Miljöbalken ska enligt förarbetena tillämpas enbart med avseende på medicinska och hygieniska perspektiv⁷². Portalparagrafen i plan- och bygglagen och regler om bedömningsgrunder i följande kapitel ger emellertid ett betydligt vidare sammanhang för hälsa i planeringen. Bestämmelserna syftar till att med beaktande av den enskilda människans frihet främja en samhällsutveckling med jämlika och goda sociala levnadsförhållanden och en god och långsiktigt hållbar livsmiljö för människorna i dagens samhälle och för kommande generationer⁷³. Förarbetena illustrerar med begreppen demokratiska principer, solidaritet och integration vad som ska beaktas i tillämpningen⁷⁴.

En ändring av portalen i plan- och bygglagen 1994 skulle genom ordet "livsmiljö" förstärka och förtydliga planeringens framåtsyftande funktion, dvs. att medverka till goda helhetslösningar snarare än att lösa konflikter mellan konkurrerande intressen⁷⁵. Det pekar på inte bara en vidare syn på hälsa utan även på omgivningsbegreppet i övrigt.

Slutsats

Det svenska kravet att åtgärdsprogram ska innehålla en analys av programmets konsekvenser från allmän och enskild synpunkt, ger utrymme för att ta upp alla slags konsekvenser i analyserna⁷⁶. Miljöbalken ger "omgivning" en något snävare innebörd än plan- och bygglagen, vilket kan peka på att kommunernas vattenplanering innebär bredare konsekvensanalyser än vad som blir fallet i vattenmyndigheternas vattenplanering. Varken miljöbedömningsdirektivet eller ramdirektivet uttrycker emellertid hinder mot en bredare syn, inte heller miljöbalkens regler. Det finns därmed inget formellt hinder mot att fånga ett flertal frågor i en gemensam konsekvensanalys under miljöbalkens hatt. Mot en bredare syn på miljöbegreppet talar dock behovet av att lyfta fram just hälsa och miljö, och risken för att inget kommer fram när allt ska hanteras.

⁷² Prop. 1997/98:45 del 2 sid. 7 ff.

⁷³ Plan- och bygglagen 1 kap 1 §.

⁷⁴ Prop. Plan- och bygglagen 1985/86:1 s. 459.

⁷⁵ Miljöhänsyn i planeringen prop. 1994/95:230, SFS 1993:419.

⁷⁶ Miljöbalken 5 kap 6 §.

2 Närmare om ramdirektivet

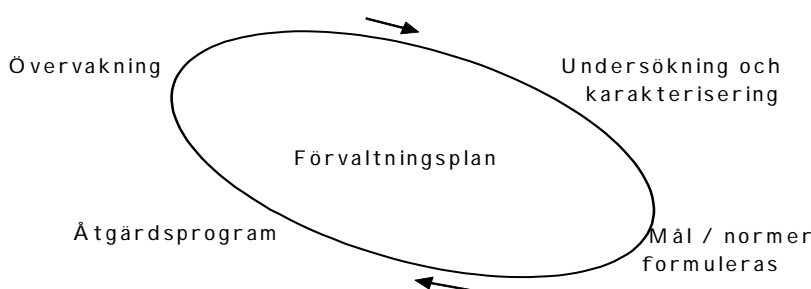
Vattenplaneringen enligt direktivet leder till flera typer av konsekvensanalyser. Som ett led i problem-inventeringen, i början av planeringscykeln, analyseras vilka konsekvenser människans verksamheter har för vattnet. Tänkbara åtgärder för att klara målen utvärderas, dvs. dess positiva och negativa konsekvenser bedöms. Programmet som lägger fast åtgärder, ansvariga aktörer m.m. kan i sig omfattas av krav på miljöbedömningar. Det svenska systemet tillför dessutom krav på konsekvensanalys då normer bestäms och en beskrivning i programmet av åtgärdernas konsekvenser ur allmän och enskild synpunkt. De olika typerna av konsekvensanalys kan antas gå i varandra och överlappa såväl sakligt som processuellt, till exempel när det gäller aktörer och möjligen även i tiden. Frågan om samordning är således angelägen.

Här beskrivs de viktigaste stegen i planeringscykeln enligt direktivet. I samband med detta görs reflektioner över möjligheter eller problem som behöver hanteras när konsekvensanalyser genomförs, för att möjliggöra en effektiv procedur med god kvalitet.

2.1 Bakgrund och översikt

Direktivet är ett ramverk för all vattenplanering och vattenvård inom EU. Det omfattar både ytvatten (sjöar och vattendrag, vatten i övergångszon och kustvatten) och grundvatten. Direktivet avser inte enbart vattenkvalitet utan vattenmiljön i sin helhet, med syfte på vattnets ekosystem, användning, översvämning och torka. All reglering kommer emellertid inte att ske genom ramdirektivet, utan så kallade dotterdirektiv preciserar krav för grundvatten etc.

Ramdirektivet anger en modell för vattenarbetet, se figur 1, men förarbetena understryker att det är viktigt att arbetet anpassas till förutsättningarna i varje avrinningsområde.



Figur 1 Planeringscykeln enligt ramdirektivet.

Planeringscykeln startas upp genom att avrinningsområden samlas till distrikt, med en ansvarig vattenmyndighet⁷⁷. Myndigheten ser till att vattnets egenskaper – karaktär – undersöks⁷⁸ och närmare mål för vattnets kvalitet anges⁷⁹. Det övergripande målet ”God vattenstatus” siktar på 2015⁸⁰. För varje avrinningsdistrikt skulle 2006 finnas program för åtgärder och för övervakning av vattnets tillstånd⁸¹. Såvitt framgår av hemsidor för vattenmyndigheterna och Naturvårdsverket finns det emellertid inga program (juli 2007). För varje distrikt ska senast 2009 upprättas en förvaltningsplan; en långsiktig verksamhetsplan⁸². Program och planer ska sedan utvärderas och revideras vart sjätte år.

⁷⁷ Sverige indelas i fem distrikt: Bottenviken, Bottenhavet, Norra Östersjön, Södra Östersjön och Västerhavet. Vattenmyndigheter placeras vid länsstyrelsen i Norrbotten, Västernorrland, Västmanland, Kalmar och Västra Götaland. Miljöbalken 5 kap 10 §, Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 2 kap.

⁷⁸ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 3 kap 1 §.

⁷⁹ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 4 kap 1 §.

⁸⁰ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 4 kap 2, 4-6 §§.

⁸¹ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 6 kap 1 §.

⁸² Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 5 kap 1 §.

Miljömål (kallas som sagt i svenska regler för normer) ska sättas för både ytvatten och grundvatten. Kvalitetskraven för ytvatten kan avse till exempel hydromorfologiska förhållanden som vattenflöde, vattendragens djup och bredd, förhållandena i strandzoner, samt biologiska förhållanden som förekomsten av vattenväxter och fisk. För grundvatten ska både kvalitativa och kvantitativa faktorer beaktas.

Ramdirektivets strategi bygger på samspelet mellan projekt och plats. Föroreningskällor måste iaktta utsläppsvillkor för verksamheten (gränsvärden), som utgår från bästa tillgängliga teknik, men också klara mål (miljökvalitetsnormer), som utgår från platsens egenskaper och vad människors hälsa och miljön tål. Det kallas i direktivet för ett kombinerat tillvägagångssätt, men är i princip samma grund som miljöbalken liksom plan- och bygglagen utgår från och detta är som styrmodell således inte nytt i vårt land⁸³. Direktivets strategi är vidare att samordna samhällets resurser och följa vattnets egna gränser (avrinningsområden) när brister i vattenmiljön ska åtgärdas och målen nås. Detta är inte heller helt nytt, på så sätt att administreringen av tillstånd för vattenverksamheter byggt på avrinningsområden sedan lång tid. Samhällsadministrationen i övrigt bygger dock på helt annan (och sinsemellan ofta olika) indelningsgrund.

Utmärkande för direktivet är således att dess utgångspunkt är naturvetenskaplig snarare än juridisk, administrativ eller samhällsvetenskaplig, med avrinningsområden som optimala förvaltningsområden. Med detta som bas ska direktivet medverka till att:

- förhindra ytterligare försämring i vattnens ekosystem,
- förhindra ytterligare föroening och säkerställa gradvis minskning av föroening av grundvatten,
- skydda och förbättra tillståndet i vattnens ekosystem och vattenmiljön, bland annat genom hindrat utsläpp av vissa ämnen,
- främja en hållbar vattenanvändning, och
- mildra effekterna av översvämning och torka.

Direktivets medel för att klara detta är huvudsakligen:

- *målstyrning* för såväl kvalitet som kvantitet (god status), men också för nyttjande (hållbart) och ekonomi (kostnadstäckning)
- *kunskap* genom kartläggning och klassificering av alla vatten men också genom uppföljning i en återkommande planering som redovisar miljöförhållanden, påverkansfaktorer, skyddsbehov m m,
- *nationellt ansvar* för förbättring, genom dels programläggning av åtgärder⁸⁴ som behövs för att nå målen, dels reglering av företeelser⁸⁵ som påverkar vattnets kvalitet eller kvantitet.

Ramdirektivets kombination av helhetstänkande för vattnet (avrinningsområden) med konkreta mål (normer) samt utvärdering av åtgärder i både naturvetenskapligt och samhällsvetenskapligt perspektiv, är ett synsätt som ger goda utgångspunkter för arbete med konsekvensanalyser. Miljöbedömningar kan bidra genom att bredda perspektivet så att även andra miljöintressen än vatten ingår i helhetstänkandet. Det tillvägagångssätt som används för miljöbedömningar kan också användas på ett sätt som underlättar utvärderingen av alternativa åtgärder, exempelvis med tanke på för och nackdelar (konsekvenser) för olika intressenter samt genomförbarhet med till exempel känslighetsanalyser.

⁸³ Platser ska användas till det de är mest lämpade för ur ett allmänt perspektiv och dessutom ska alla rimliga krav ställas på verksamheter. Känsliga områden eller intressen skärper kraven både när det gäller användningen av platsen och styrningen av verksamheten. Se till exempel 1-4 kap miljöbalken och 1-4 kap i plan- och bygglagen.

⁸⁴ Det kan gälla fysiska åtgärder såväl som administrativa och ekonomiska åtgärder, information, etc.

⁸⁵ Den typ av reglering som direktivet räknar upp finns redan idag genom krav på prövning av vattenverksamhet, miljöfarlig verksamhet etc.

2.2 Kartläggning av vatten

Sverige har 119 huvudavrinningsområden, med en areal om minst 200 kvadratkilometer uppströms mynningen i havet, och ca 10 700 delavrinningsområden, med en genomsnittlig storlek av 44 kvadratkilometer. Varje sjö som är större än en kvadratkilometer betraktas tillsammans med sitt lokala tillrinningsområde som ett eget delavrinningsområde. Kartläggningen⁸⁶ av dessa avser tre typer av frågeställningar: vattnet i ett naturvetenskapligt perspektiv, människors aktiviteter samt vattenanvändningens ekonomi. Det ska inte vara en detaljerad beskrivning. Metoden som förarbetena anvisar bygger på en översiktlig kartläggning som pekar ut problemområden där analysen sedan kan fördjupas vid behov⁸⁷. Likartade vattenförekomster behöver till exempel inte beskrivas individuellt utan kan sammanföras i grupper. Kommuner ska till vattenmyndigheterna ge in befintliga underlag i frågan, då myndigheten begär det⁸⁸.

Kartläggningen av vatten avser vattenförekomsternas lokalisering, storlek, djup och geologi. Dessutom ska referensförhållanden anges för olika typer av ytvattenförekomster. Ett kraftigt modifierat vattendrag, som en reglerad älv, kan då ha lägre krav på till exempel ekologisk kvalitet. Denna kartläggning ger faktaunderlag för både miljöbedömningar och andra konsekvensanalyser.

Kartläggning av mänsklig verksamhet gäller sådant som ger betydande påverkan på yt- och grundvattnets tillstånd, till exempel vattenuttag, föroreningar från punktkällor och diffusa källor. Föroreningskällor syftar inte bara på industri, jordbruk och verksamheter utan också på till exempel tätorter⁸⁹. Denna kartläggning är med andra ord en miljökonsekvensanalys; konsekvensen för miljön av den mänskliga verksamheten.

Känsligheten hos olika områden ska bedömas (karaktäriseras) med stöd av miljökonsekvensanalysen och en jämförelse med miljömålen för vattnet⁹⁰. Formuleringen av mål och normer behöver därför inledas tidigt i planeringscykeln (se nästa avsnitt), även om de senare i planeringen kan behöva revideras.

En ekonomisk analys ska göras av vattenanvändningen, som stöd för en prispolitik som stimulerar en effektiv användning av vattenresurserna och därigenom främjar att miljömål uppfylls. Syftet är också att se till att verksamheter bidrar till kostnadstäckning av vattentjänsterna.

Direktivets generella krav på kartläggning och övervakning är utformat utifrån situationen allmänt inom EU. Sverige har hundratusentals sjöar och vattendrag, i de flesta fall med god kvalitet, och behöver anpassa insatserna för kartläggning, analys och övervakning efter det faktiska behovet, om landet ska leva upp till direktivets förväntan om resurseffektivitet. Det sedvanliga angreppssättet för konsekvensanalyser och miljöbedömningar, som innebär att avgränsa arbetet till väsentligheter, kan ge stöd för en sådan effektiv kartläggning.

2.3 Miljökvalitetsnormer formuleras

Normerna kan spela olika roller vid miljöbedömningar och konsekvensanalyser, till exempel som kriterium för behovsbedömning (om en miljöbedömning behövs eller inte), för avgränsning (vad ska undersökas m.m.), vid formulering av alternativa åtgärder och vid utvärderingar av alternativ och konsekvenser. Beslut att utfärda normer ska dessutom, enligt förarbetena, grundas på en konsekvensbeskrivning. Normer kan inte antas bli utfärdade i annan form än författning och om det sker genom myndighetsföreskrifter finns som beskrevs i kap 1 även formellt krav på konsekvensanalys.

⁸⁶ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 3 kap 1 §.

⁸⁷ Prop. 2003/04:2 s. 19.

⁸⁸ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 3 kap 3 §.

⁸⁹ Ramdirektivets bilaga II punkt 1.4.

⁹⁰ Ramdirektivets artikel 5 och bilaga II punkt 1.5.

Normerna kommer således in på flera sätt och i flera typer av konsekvensanalyser. Normerna kan på så sätt bli ett kritiskt skede, som håller andra bedömningsaktiviteter på "paus". Det kan försvåra samordningen mellan olika konsekvensanalyser om de blir i "ofas".

Tidigare har beskrivits hur ordet normer i det svenska systemet omfattar värden med olika styrverkan, inklusive mål. Miljömålen för vattendistriktet kommer således i det svenska systemet att betecknas miljö kvalitetsnormer, och kommer som sådana att omfattas av hela det styrssystem som idag finns i 5 kap miljöbalken. Detsamma gäller för det som i ramdirektivet betecknas som miljö kvalitetsnormer. I praktiken måste dock från fall till fall anges och beaktas vilken styrverkan normen faktiskt har. Särskilt i konsekvensanalyserna.

Direktivets övergripande mål om god status preciseras i artiklarna på flera sätt, men kommer att konkretiseras nationellt⁹¹. Det kommer huvudsakligen att ske inom vattenmyndigheterna efter samråd med berörda myndigheter, kommuner och enskilda⁹². Beslut kommer dock sannolikt att fattas av annan (se nedan). För vissa ämnen – huvudsakligen avsett för miljögifter – ska fastställas gemensamma miljö kvalitetsnormer för vatten inom EU, men nationella nivåer kan också sättas, t.ex. för vissa kemiska ämnen och biologiska faktorer. Det går ännu inte att avgöra vilken faktisk ambitionsnivå som normerna om vatten kommer att hamna på. Både nationellt och på gemenskapsnivå pågår arbete med att precisera de ekologiska och andra krav som ska gälla. Våren 2007 har således Naturvårdsverkets förslag till "föreskrifter, allmänna råd och handbok för klassificering av status och potential samt fastställande av miljö kvalitetsnormer för ytvatten" varit på remiss⁹³.

Målens funktion innebär enligt direktivet att alla nödvändiga åtgärder ska genomföras för att förebygga att vattenstatusen försämras. På så sätt är direktivets målbegrepp mera aktivt styrande än de svenska miljö kvalitetsmålen i övrigt. Dessa övriga miljö kvalitetsmål ger t.ex. ledning vid bedömningar under miljöbalken om förslag strävar efter hållbar utveckling, men innebär ingen aktivitetsplikt⁹⁴. Åtgärder för att klara övriga miljö kvalitetsmål åstadkoms istället med stöd av hänsynsreglerna och där görs en avvägning mellan behov, nytta och kostnad⁹⁵.

Direktivets krav när det gäller kemiska miljö kvalitetsnormer anger att sådana kan fastställas för vatten, sediment eller biota. Till skillnad från de svenska reglerna innebär emellertid direktivets normer endast att sådana värden inte bör överskridas, dvs. de får överskridas i ett visst fall⁹⁶. Det enda värde som direktivet anger som bindande, är de gränsvärden som fastställs för en specifik verksamhet, vilket motsvarar de bindande gräns- och riktvärden som används i svenska beslut om t.ex. miljöfarlig verksamhet⁹⁷. De svenska reglerna bygger istället på en dispensfunktion, där vattenmyndigheten i ett specifikt fall kan medge avvikelser och undantag⁹⁸. Sådan dispens kan t.ex. behövas inför myndighetsprövning av en verksamhet eller åtgärd, och kan beskrivas som ett slags hindersprövning innan ansökan om tillstånd.

Samma formella system (miljöbalken 5 kap) gäller som sagt för miljö kvalitetsnormerna, oavsett om det är mål eller gränsvärden, yt- eller grundvatten eller luft eller andra medium. För vatten blir miljö kvalitetsnormerna emellertid både i sak och nivå olika för ytvatten och grundvatten. Samma geografiska område kommer att omfattas av flera miljö kvalitetsnormer, men de kan var och en normalt antas ha olika geografisk utbredning.

Uppgiften att ta fram underlag för att bestämma miljö kvalitetsnormerna ligger på vattenmyndigheterna, men dessa kan endast i viss utsträckning förväntas besluta om normer⁹⁹. Omfattningen

⁹¹ Se i första hand ramdirektivets artikel 4.

⁹² Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön, 4 kap 1 § jämförd med 2 kap 4 §.

⁹³ I handbokens avsnitt 3.6.4 resoneras om konsekvensanalys med avseende på pågående verksamheter och behovet av åtgärder. I övrigt behandlas inte frågan om vilka konsekvensanalyser som kan behöva göras inför besluten om normer.

⁹⁴ Prop. 1997/98:45 del 2 s. 8.

⁹⁵ Övriga aspekter på hållbarhet, t.ex. sociala och ekonomiska aspekter, finns inte utvecklade i samma slag av målsystem och behandlas inte vidare här.

⁹⁶ Ramdirektivets artikel 2 punkt 35.

⁹⁷ Ramdirektivets artikel 2 punkt 40.

⁹⁸ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 4 kap 9-13 §§.

⁹⁹ Prop. 2003/04:2 s. 27.

av vattenmyndigheternas beslutsmakt beror för det första på i vilken omfattning det kommer att handla om bindande normer eller mål. Utgångspunkten i reglerna i miljöbalken är att miljökvalitetsnormer meddelas genom regeringsförordningen och delegation till myndighet får avse endast sådana normer som redan angetts för EU¹⁰⁰. Den faktiska beslutsmakten är således högst begränsad¹⁰¹. Myndighetsföreskrifterna kan tänkas vara nationella, till exempel meddelade av Naturvårdsverket, Fiskeriverket eller Socialstyrelsen, eller regionala (för avrinningsområde) meddelade av vattenmyndighet. För icke bindande normer – mål – avgör uppdraget från regeringen omfattningen av vattenmyndighetens beslutsmakt.

Förarbetena anger även att det är angeläget att kommuner, näringsliv, organisationer och allmänhet deltar i utarbetandet av miljömål (normer) såväl som åtgärdsprogram och förvaltningsplaner¹⁰². Det finns i miljöbalken inte regler om samråd för formulering av normer, utan endast när det gäller åtgärdsprogram¹⁰³. Förordningen anger emellertid generellt att vattenmyndigheten ska tillse att samråd sker i frågor av större betydelse, vilket normer måste anses vara¹⁰⁴.

Ett led i arbetet med precisering av kvalitetskraven är bland annat länsstyrelsernas utveckling av regionala miljömål, med utgångspunkt i de nationella miljökvalitetsmålen och delmålen. Kommuner utvecklar lokala mål. Förarbetena anger att preciseringen av ramdirektivets normer bör beakta även sådana miljömål¹⁰⁵. Ramdirektivet kan då betraktas som ett verktyg och stöd i arbetet att nå målen. Om målen inte är sinsemellan förenliga måste dock de regionala och lokala målen anpassas till ramdirektivets normer. Förarbetena förutsätter inte några större praktiska svårigheter med denna samordning. En fråga värd att notera vid arbetet med konsekvensanalyser är emellertid att det finns mål för även andra miljöintressen, varvid större svårigheter kan förväntas i samordningen.

En för målen gemensam och principiell fråga är i vilken utsträckning normer som utgör mål kan nyttjas i arbetet med konsekvensanalyser, till exempel vid avgränsning och utvärdering. Förarbetena lyfter fram utgångspunkten för det svenska miljövarsarbetet i form av ett integrerat arbetssätt¹⁰⁶. Det ger möjlighet att beakta skilda miljöfrågors ömsesidiga beroende och påverkan, varvid målkonflikter lättare identifieras och avvägningar mellan olika mål kan komma till stånd. Frågor som rör luft, mark och vatten måste kunna bedömas i ett sammanhang, framhåller förarbetena, då förändringar i dessa miljöer oundvikligen påverkar varandra. Miljöfrågor för vatten kan givetvis inte ses separat, utan är en del av helheten i svenskt miljöarbete. En viktig uppgift för konsekvensanalyser och miljöbedömningar kan vara just att ge underlag för helhetsbedömningar.

2.4 Åtgärdsprogram

Förarbetena pekar ut åtgärdsprogram som vattenplaneringens huvudsakliga instrument, för att utforma effektiva åtgärder, optimerade efter behoven i hela avrinningsområdet men med hänsyn till regionala och lokala behov och värderingar¹⁰⁷. Det sistnämnda syftet som förarbetena pekar ut kan vara ett skäl till de procedurregler som ges i det svenska systemet men som saknas i direktivet.

Åtgärdsprogram ska enligt direktivet upprättas för varje vattendistrikt men får också upprättas för avrinningsområden. De svenska reglerna (som avser alla åtgärdsprogram, inte bara de för vatten) anger dock att åtgärdsprogram ska upprättas (endast) då det behövs. Det kan förenklat beskrivas så

¹⁰⁰ Miljöbalken 5 kap 1 §

¹⁰¹ Naturvårdsverkets remissutgåva av föreskrifter i frågan – våren 2007 – utgår dock från att vattenmyndigheterna kommer att besluta om ett stort antal miljökvalitetsnormer.

¹⁰² Prop. 2003/04:2 s. 24.

¹⁰³ Miljöbalken 5 kap 1 § (normer), 4 § (program) och 11 § (planer).

¹⁰⁴ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 2 kap 4 §. Naturvårdsverkets remissversion av handboken – och föreskrifter och allmänna råd – behandlar inte samråd.

¹⁰⁵ Prop. 2003/04:2 s. 19 ff.

¹⁰⁶ Prop. 2003/04:2 s. 17 ff.

¹⁰⁷ Prop. 2003/04:2 s. 20 f och 23 ff.

att det behövs eftersom ramdirektivet kräver det. Detta vinner stöd också av förordningen, som klart anger att åtgärdsprogram ska finnas för vattendistrikt¹⁰⁸.

Ramdirektivet har inga krav på procedur för åtgärdsprogram men väl för förvaltningsplaner. Syftet med procedur för förvaltningsplan anges vara att säkra samråd och allmänhetens och berörda parter deltagande. Förslag ska upprättas och kungöras. Förarbetena anger att det är angeläget att ett liknande förfarande tillämpas också i fråga om åtgärdsprogram, som ju mera påtagligt kan komma att påverka olika aktörer¹⁰⁹. En allmän bestämmelse om samrådsförfarande gäller i det svenska systemet, inför beslut om åtgärdsprogram. Ytterligare föreskrifter om hur åtgärdsprogram ska upprättas, vad de ska innehålla och om samråden meddelas av regeringen¹¹⁰. Avsikten är enligt förarbetena att regeringen även ska ge riktlinjer för hur konsekvensanalysen med avseende på allmänna och enskilda intressen ska göras. Specifika samrådsregler om detta finns emellertid inte, utan arbetet med de olika typerna av konsekvensanalys får anses helt integrerade i proceduren i övrigt.

Åtgärdsprogram ska enligt direktivet alltid redovisa vissa grundläggande åtgärder. Om dessa inte är tillräckliga för att klara normerna, ska kompletterande åtgärder tas fram. Grundläggande åtgärder som anges i direktivet är bland annat följande som redan idag finns i svenska regler. Det kan gälla krav på förorenande verksamheter om förhandsprövning, bästa teknik, utsläppsreglering m.m. (2 och 9 kap miljöbalken), skyddsföreskrifter för vattentäkter (7 kap miljöbalken), förhandsprövning och reglering av vattenverksamheter (11 kap miljöbalken), förbud mot utsläpp av vissa ämnen till grundvattnet (föreskrifter Naturvårdsverket). Kompletterande åtgärder är enligt direktivet till exempel administrativa och ekonomiska styrmedel, återställande av våtmarksområden, åtgärder för hantering av efterfrågan av vatten (till exempel odling av grödor som kräver små vattenmängder), återanvändningsåtgärder (till exempel främjande av vattneffektiv teknik), byggnadsprojekt, utbildningsprojekt, forsknings-, utvecklings- och demonstrationsprojekt samt i övrigt relevanta åtgärder. Det inrymmer mer eller mindre obegränsade möjligheter att utveckla lämpliga och effektiva åtgärder för att klara god vattenstatus. Om övervakningen pekar på att det trots åtgärderna är osannolikt att målen kommer att nås, ska orsakerna undersökas och ytterligare åtgärder beslutas. Det kan gälla till exempel omprövning av villkoren för verksamheter och beslut om strängare miljö kvalitetsnormer¹¹¹.

Programmets karaktär har stor betydelse för att bedöma hur konsekvensanalyser kan användas som redskap men också om miljöbedömningar måste göras. Vid de lagändringar som till följd av ramdirektivet infördes i miljöbalkens regler om åtgärdsprogram, angav regeringen att ingen ändring föreslogs avseende åtgärdsprogrammets funktion som *strategiska planeringsdokument* för myndigheter och kommuner. Uttrycket kan språkligt betyda antingen att det är ett framsynt och viktigt planeringsdokument eller att dokumentet ska innehålla (huvudsakligen) taktiska eller övergripande handlingsätt. Det är inte entydigt vad som avsetts och olika omständigheter talar för olika tolkningar.

De svenska reglerna preciserar inte programmets avgränsning, utan anger generellt att det som behövs ska ingå, men förarbetena anger å andra sidan inte heller att det ska vara någon skillnad i förhållande till ramdirektivet. Det kan därmed antas bli aktuellt med olika typer av åtgärdsprogram och med olika utbredning beroende på region och aktuella problem. Denna tolkning får stöd också av förordningens bestämmelser om delprogram och delplaner för del av vattendistrikt, sektor, fråga eller vattentyp¹¹². Åtgärder som rör ytvatten och grundvatten som tillhör samma ekologiska, hydrologiska och hydrogeologiska system bör enligt förarbetena samordnas för hela avrinningsdistriktet. Frågan om geografisk utbredning av programmet kommer att bli avgörande för arbetet med såväl konsekvensanalys som miljöbedömning, eftersom metoder för analys och samråd varierar med omfång såväl som detaljeringsgrad.

¹⁰⁸ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 6 kap 1 §.

¹⁰⁹ Prop. 2003/04:2 s. 24 f.

¹¹⁰ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 6 kap 7-8 §§.

¹¹¹ Ramdirektivets artikel 11.5

¹¹² Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 6 kap 3 § respektive 5 kap 2 §.

Åtgärdsprogrammets konsekvenser från allmän och enskild synpunkt ska som nämndes i kap 1 analyseras¹¹³. Detta omfattar enligt förarbetena¹¹⁴ ekonomiska konsekvenser såväl som miljökonsekvenser. Kostnader och nytta skall i möjligaste mån kvantifieras. Förarbetenas uttalanden bekräftas av bestämmelser i förordningen¹¹⁵ men dessa ger intrycket av att vara uttömmande, vilket motsägs av förarbetenas formulering. Förarbetena anger således även att omfattningen och inriktningen får anpassas efter omständigheterna i de konkreta fallen, men att konsekvensanalysen ska vara så uttömmande som krävs för dess syfte. Generellt bör det vara av stor vikt att analysera konsekvenserna för de verksamhetsutövare som kan komma att beröras av åtgärderna i programmet. Det är enligt förarbetena inte nödvändigt att konsekvensanalysen utförs av samma instans som upprättar eller beslutar åtgärdsprogrammet i övrigt.

När det blir fråga om överlappande program, för flera vattendistrikt eller för till exempel vatten och för luft, uppstår särskilda samordningsbehov i arbetet med programmen såväl som vid tillämpningen av normer och beaktandet av program i beslutsfattandet. Det kan bli sinsemellan motverkande åtgärder, eller andra prioriteringsfrågor då alla anspråk inte kan vinna gehör genast, eller andra typer av analysproblem. I vart fall den konsekvensanalys som kommer sist kommer att behöva hantera dessa problem, eftersom det påverkar till exempel genomförbarhet av olika åtgärder och jämförelse mellan olika åtgärders effektivitet.

Åtgärdsprogram kan enligt svenska regler inte överklagas och är bindande för myndigheter och kommuner. Det beskrivs i lagen så att dessa är skyldiga att inom sina ansvarsområden vidta de åtgärder som ett fastställt åtgärdsprogram angett som behövliga¹¹⁶. Eftersom programmet inte är direkt bindande för enskilda kan det inte anses vara sådan myndighetsutövning mot enskild som kan överklagas¹¹⁷.

Ett skäl att kräva konsekvensbeskrivning som underlag för beslut om åtgärdsprogram var just att programmet inte kan överklagas. Förarbetena anger:

*”Åtgärdsprogram kan komma att omfatta påverkan från flera olika samhällssektorer och företagsverksamheter och innebära att åtgärder av skiftande slag skall vidtas. Konsekvenserna för de aktörer som berörs kan vara mycket olika och svåra att överblicka. Eftersom åtgärdsprogrammen inte kan överklagas är det viktigt att alla tänkbara konsekvenser av programmen, särskilt för enskilda personer och företag, övervägs noggrant och görs tillgängliga för dem som berörs. Därför föreslås en ny bestämmelse -- som innebär att varje åtgärdsprogram skall innehålla en analys av konsekvenserna från allmän och enskild synpunkt.”*¹¹⁸

I riksdagsdebatten framfördes följande:

*”Under vattenplaneringsprocessen fattas en mängd beslut som kan komma att bli indirekt bindande för enskilda verksamhetsutövare. Det betyder att vid de prövningar av enskilda verksamheter som äger rum efter vattenplaneringsprocessen kommer enskilda verksamhetsutövare inte att kunna rubba på de beslut som har fattats av myndigheterna efter samråd. Framtida beslut och myndighetsprövning blir sålunda helt och hållet styrda av en tidigare process som inte går att överklaga i efterhand för den enskilde. Detta är otillfredsställande från rättssäkerhetssynpunkt.”*¹¹⁹

Ovanstående understryker betydelsen av att tydligt klarlägga konsekvenserna för enskilda och näringsidkare. Notera också uttrycket ”alla tänkbara konsekvenser” i förarbetena, som pekar på bredden i analysen till skillnad från den mera avgränsade miljöbedömningen. I riksdagsdebatten framfördes även följande:

¹¹³ Miljöbalken 5 kap 6 § 3 st.

¹¹⁴ Prop. 2004/04:2 s. 32.

¹¹⁵ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 6 kap 6 §.

¹¹⁶ Miljöbalken 5 kap 8 §. Frågan om bundenhet har utvecklats av Boverket i skrivelse till bl.a. miljödepartementet, 2004-04-14, Dnr 20820-625/2003,

¹¹⁷ Prop. 1997/98:45 del 1 s. 271.

¹¹⁸ Prop. 2003/04:2 s. 24. Konsekvensanalysen kan dock inte anses som en ersättning för rätt att klaga. Denna fråga utvecklades i Boverkets remissvar över förslaget.

¹¹⁹ Betänkande 2003/04: MJU7.

”Förslaget innebär att det skall göras konsekvensanalyser av programförslagen från såväl allmän som enskild synpunkt. Detta är bra men vi saknar nästa led, nämligen hur konsekvenserna skall bedömas och beaktas vid utformningen av det slutgiltiga beslutet. Detta bör klargöras.”¹²⁰

Vad det innebär att myndigheter har skyldighet att följa programmen i olika typer av besluts-situationer, och hur bundenhet lagligen skapas i olika situationer, är inte entydigt angivet i förarbetena. Motivet till skyldigheten anges enbart vara att betona programmens *betydelse* för uppfyllandet av miljö kvalitetsnormer. Det innebär, enligt förarbetena, inte några nya förpliktelser för myndigheter och kommuner, utan är ett tydliggörande av vad som gällt sedan miljöbalken¹²¹. Det är korrekt, men det faktum att bundenhet införts tidigare innebär varken att frågan nu är ointressant och gammal eller klar och entydig. Det är för det första fråga om en striktare formulering i den ändrade lydelsen men det är också fråga om andra förhållanden som ska behandlas i åtgärdsprogram i och med genomförandet av ramdirektivet. Vattenplaneringen med sitt samband till markanvändningen utgör lejonparten av den kommunala fysiska planeringen och innebörden av att detta ska regleras i åtgärdsprogram är en helt ny fråga, även om paragrafen kom 1999.

Det valda uttrycksättet ”myndigheter och kommuner” innebär till skillnad från det mera vanliga ”statliga och kommunala myndigheter” att även fullmäktigebeslut blir bundna av vatten-myndigheters åtgärdsprogram. Innebörden av detta i förhållande till kommunalt självstyre, oavsett planmonopolet, är inte hellre närmare beskrivet. Det finns i förordningen en möjlighet att till regeringen lyfta bl.a. lagstridiga åtgärder. Det kan betraktas som ett medel att balansera bundenheten i åtgärdsprogrammet i förhållande till olika maktkonstellationer, i första hand kommunernas lokala makt. Eftersom det saknas motiv till förordningens regler är det emellertid inte möjligt att ange vilket syftet är, med denna i och för sig uppseendeväckande bestämmelse om överprövning av olagliga åtgärder¹²².

I riksdagsdebatten framfördes i fråga om bundenheten bland annat:

”Men för att förbättra vattenkvaliteten genom arbete med åtgärdsprogram och uppfylla ramdirektivets krav är det avgörande att vattenmyndigheten/heterna får tillräckliga befogenheter. I propositionen saknas förslag som gör att åtgärdsprogrammen kan få tillräckligt styrande verkan. Visserligen föreslås att åtgärdsprogrammen skall kunna omfatta kommuners och myndigheters verksamhet, men om dessa inte vill genomföra åtgärderna saknas sanktionsmöjligheter. Åtgärdsprogrammen får inte heller en direkt styrande verksamhet enligt PBL. Ändringar i PBL skulle krävas för att få tillräcklig påverkan på den fysiska planeringen.”¹²³

I detta sammanhang förutsätter vi att i vart fall delar av åtgärdsprogram är så konkreta att dess konsekvenser går att analysera närmare och bortser i sammanhanget från frågan om bundenhet.

Åtgärdsprogram (och förvaltningsplaner) ska finnas tillgängliga i mål eller ärenden där myndigheter tillämpar miljöbalken¹²⁴. Detta innebär att konsekvensanalyser och miljöbedömningar, oavsett frågan om åtgärdsprogrammets bundenhet, i vart fall måste uppmärksammas inför besluten om planer, program, verksamheter och åtgärder inom miljöbalkens hägn. I de fall direktivet om miljöbedömningar är tillämpligt, tillkommer även skyldigheten att vid beslut om verksamheter och åtgärder liksom vid fastställelsen av program och planer motivera beslutet och t.ex. valet av åtgärder mot bakgrund av olika alternativ.

2.5 Övervakning

Övervakningen inom distrikten ska ske mot bakgrund av miljö kvalitetsnormerna och visa vilka åtgärder som behövs för att klara dem. Genom övervakningen kommer nyttan (de positiva

¹²⁰ Ibid. Jämför även avsnitt 2.6 ovan om innebörden av ”beakta”.

¹²¹ Prop. 1997/98:45 del 1 s. 260 f.

¹²² Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 6 kap 4 §.

¹²³ Betänkande 2003/04: MJU7.

¹²⁴ Miljöbalken 6 kap 19 §.

konsekvenserna) av åtgärdsprogrammen att kunna följas upp och behovet av förändringar av åtgärdsprogrammen (kvarstående negativa konsekvenser) att uppdagas. Detta stämmer väl med det utvärderande skede som krävs enligt direktivet om miljöbedömning. Övervakningen blir en slags motor som driver fram planeringscykeln, där nästa steg är ett reviderat åtgärdsprogram med nya konsekvensbeskrivningar och miljöbedömningar. Förvaltningsplanen kan vara ett summerande och utvärderande skede, som revideringen av programmet kan ta avstamp i (se nästa avsnitt).

Direktivet preciserar tre typer av övervakning. *Kontrollerande* övervakning ger en generell beskrivning av ekologiskt och kemiskt tillstånd. *Undersökande* övervakning fastställer källan till förorening, när denna är okänd. *Operativ* övervakning fastställer tillståndet för vatten som ligger i riskzonen med tanke på normerna samt visar förändringar som åtgärdsprogrammen lett till. Det kan till exempel omfatta volym, nivå eller flödes hastighet, ekologisk och kemisk statusen och ekologisk potential. Det ligger väl i linje med miljöbedömningens krav på uppföljning och korrigering av oförutsedda negativa verkningar. Svenska regler preciserar inte kraven ytterligare, utan anger generellt att genomförandet ska ske i samarbete med de myndigheter, kommuner och organisationer och övriga som vattenmyndigheten finner lämpligt¹²⁵.

2.6 Utvärdering i förvaltningsplan

Förvaltningsplan ska omfatta hela distriktet och liknas i förarbetena vid en verksamhetsplan med långsiktigt perspektiv. Där ska informationen om vattenområdena och om vattenplaneringen sammanfattas. Förvaltningsplaner för avrinningsdistrikt kan enligt direktivet kompletteras med mer detaljerade planer för till exempel delavrinningsområde, olika sektorer, viss fråga eller viss vattentyp som beaktar särskilda aspekter på vattenförvaltningen¹²⁶. Planerna beslutas av vattenmyndigheterna i Sverige¹²⁷.

Planen ska innehålla en allmän beskrivning av avrinningsdistriktets utmärkande drag, en sammanfattning av betydande påverkan på vattnets status (orsakad av mänsklig verksamhet), skyddade områden, resultaten av övervakningen, miljömålen (normerna), slutsatser ur den ekonomiska analysen, sammanfattning av åtgärder i programmen, sammanfattning av informationsinsatser till allmänheten och en lista över behöriga myndigheter. Sammanfattningen av den betydande påverkan avser inte bara föroreningskällor utan också pågående markanvändning, nyttjande av vatten som till exempel uttag av grund- och ytvatten.

Ramdirektivet ställer krav på information till och samråd med allmänheten vid arbetet med förvaltningsplanerna. Utredningen inför lagförslaget angav att vattenarbetet ska dokumenteras i förvaltningsplanen, där helheten ska speglas – vattnets tillstånd, mål, åtgärder och övervakning – och ge viktigt underlag för dialogen med medborgare och organisationer¹²⁸. Miljöbalken ger bemyndigande för regeringen att utfärda föreskrifter om planerna och dessa innebär en samrådsperiod om sex månader och krav på samrådsredogörelse av den modell som används i plan- och bygglagen¹²⁹.

Förvaltningsplan kan som nämndes ovan knappast anses falla under direktivet om miljöbedömning; den tillför sannolikt inga nya krav som kan styra projekt. Andra krav på konsekvensanalys finns ännu inte för förvaltningsplan. Metoder som används för miljöbedömning kan i och för sig tänkas ge stöd för samrådsproceduren om planen. Med tanke på distriktens geografiska storlek och dokumentens omfång, om de ska visa helheten, är emellertid en egentlig dialog med ömsesidigt kunskapsutbyte sannolikt svårt att genomföra. Erfarenheterna av kommunal fysisk planering såväl som MKB och miljöbedömningar pekar på svårigheter att få till stånd ett reellt

¹²⁵ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 7 kap 1 §.

¹²⁶ Motsvaras av förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 5 kap 2 §.

¹²⁷ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 5 kap 1 §.

¹²⁸ Klart som vatten – utredningen svensk vattenadministrations betänkande angående införandet av EG:s ramdirektiv för vatten i Sverige. SOU 2002:105.

¹²⁹ Miljöbalken 5 kap 11 §, förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 5 kap 4-5 §§.

samråd i övergripande frågor. Praktisk nytta av erfarenheter med miljöbedömningar kan därför vara ett begränsat stöd för förvaltningsplanens processande.

3 Närmare om miljöbedömningsdirektivet

Direktivet om miljöbedömning av planer och program syftar till att öka skyddet av miljön genom en bedömningsprocedur, ett förbättrat beslutsunderlag och genom uppföljning av planen eller programmets miljöpåverkan.

Direktivet innebär krav på konsekvensanalyser för vissa planer och program. Begreppet miljöbedömning i direktivet omfattar såväl utarbetande av en miljökonsekvensbeskrivning (s.k. miljörapport med direktivets ord) och genomförande av samråd som beaktandet av miljörapporten och resultaten av samrådet i beslutsprocessen samt information om beslutet¹³⁰. MKB är den del av plan- och programdokumentationen som innehåller uppgifter om omgivningens förutsättningar, påverkan och skadebegränsning, m m¹³¹.

3.1 Direktivets räckvidd – i vilken utsträckning ska åtgärdsprogram miljöbedömas

Formella, obligatoriska beslut av myndighet

För att omfattas av kraven i direktivet¹³² ska det för det första vara fråga om *formella* beslut. Det är m a o sådana planer och program, och ändringar av dem, som utarbetas eller antas av en myndighet på nationell, regional eller lokal nivå, eller som utarbetas av en myndighet för att antas av Riksdag eller regering genom ett lagstiftningsförfarande. Vidare krävs att planen respektive programmet ska vara nödvändigt att ta fram, dvs. vara obligatoriskt. Myndigheten kan inte välja att låta bli att ta fram det. Detta obligatoriska krav ska framgå av lagar eller andra författningar¹³³ eller ”administrative provisions”. Myndigheterna diskuterar huruvida detta kan tänkas omfatta även t.ex. regeringsuppdrag eller regleringsbrev, vilka myndigheter knappast kan undvika att iakttä, eller Riksdagens beslut om propositioner.

När det gäller åtgärdsprogram enligt miljöbalken, bland annat för vattendistrikt, uppfyller detta tydligt kriterierna under rubriken formell¹³⁴. Detsamma gäller för besluten om miljö kvalitetsnormer och förvaltningsplan. När det gäller miljö kvalitetsnormerna kan dock diskuteras i vad mån de kan betraktas som ett program eller om de endast utgör normgivning (författning).

Ramar för projekt

Ett annat grundläggande kriterium för att omfattas av krav på miljöbedömningar, är att programmet anger förutsättningar för kommande tillstånd för verksamheter eller åtgärder. Detta *förutsättningskriterium* består av två led: ett visst mått av bundenhet jämte en koppling till en aktivitet som ska ha en viss form av myndighetsprövning¹³⁵. Åtgärdsprogram är enligt uttrycklig bestämmelse i miljöbalken bindande för myndigheter och kommuner och uppfyller då det första leDET av förutsättningskriteriet¹³⁶. Frågan är emellertid i vilken utsträckning åtgärderna blir så konkreta i

¹³⁰ Miljöbedömningsdirektivets artikel 4–9.

¹³¹ Miljöbedömningsdirektivets artikel 5 och bilaga 1.

¹³² Miljöbedömningsdirektivet är ett minimidirektiv och Sverige kan välja att skärpa kraven. I denna rapport har utgångspunkten för analysen varit att reglerna kommer att motsvara direktivets miniminivå, i enlighet med den av Riksdagen godtagna propositionen 2003/04:116. Även remiss till lagrådet februari 2004, M 2003/2259/R, har beaktats. Förslag till förordningsändringar (Promemoria, Miljödepartementet 2004-04-15) finns, men remissen har lett till omfattande kommentarer och förordningen väntas därför inte förrän till hösten 2004.

¹³³ Miljöbedömningsdirektivets artikel 2 samt 6 kap 11 § 1 st miljöbalken.

¹³⁴ Miljöbalken 5 kap 4 §.

¹³⁵ Direktivet skiljer mellan två huvudkategorier av planer och program; de som ingår i en utpekad grupp sektorsplaner/program (artikel 3.2) respektive övriga (artikel 3.4). Sektorsplaner/program antas alltid ge betydande miljöpåverkan och kräva miljöbedömning om de *anger förutsättningarna* för kommande tillstånd för projekt enligt bilagorna I och II till ”projekt-MKB direktivet” 85/337/EEG. För övriga planer och program är kriteriet istället att *ramen fastställs* för kommande tillstånd för projekt, och dessutom är det utan koppling till ”projekt-MKB direktivet”. MKB-förordningen använder samma begrepp för båda kategorierna (4 respektive 5 §§) dvs. ”anger förutsättningarna”.

¹³⁶ Miljöbalken 5 kap 8 §.

programmet, att de går att hänföra till sådan typ av verksamhet eller åtgärd som ska tillståndsprövas. Så kan vara fallet exempelvis om den föreslagna åtgärden är att öka eller bibehålla vattenflödet i en å, eftersom vattenverksamhet i form av vattenuttag normalt kräver tillståndsprövning. Mera allmänna åtgärder kan dock vara svåra att koppla till tillståndspliktig verksamhet.

Även delar av åtgärdsprogram som inte direkt kan anses bindande, kan ändå komma att omfattas av det svenska kravet på MKB för program. Som jämförelse kan tas den kommunala översiktsplanen. Denna är inte bindande, men kan enligt förarbetena omfattas av kravet på miljöbedömning (förkortade delar anges med --)¹³⁷.

”Uttrycket -- måste anses innebära att planen eller programmet på något sätt begränsar utrymmet för framtida verksamhetstillstånd. Planen eller programmet sätter alltså upp kriterier eller villkor som är vägledande för tillståndsmyndigheten när den senare skall fatta beslut om tillstånd för projekt. En plan kan till exempel ange begränsningar när det gäller vilken utveckling som är tillåten inom ett visst område eller ange kriterier som bestämmer vilken utveckling som får äga rum. Begränsningarna behöver dock inte vara bindande. Även stark vägledning kan anses sätta ramar för kommande tillstånd. Det är alltså planens funktion att styra möjligheterna för framtida tillstånd som har betydelse för om planen ska anses falla in under direktivets tillämpningsområde. Markanvändningsplaner innehåller i allmänhet kriterier som fastställer vilken slags exploatering som kan genomföras i olika områden. Denna typ av planer är ett typiskt exempel på planer som anger förutsättningar för kommande tillstånd för projekt --. Huruvida en enskild plan anger förutsättningarna för kommande tillstånd för projekt -- är dock en fråga som måste avgöras av omständigheterna i varje fall för sig. Ett enda inskränkande villkor kan till exempel ha så stor betydelse att det får ett avgörande inflytande på framtida tillstånd. Å andra sidan kan det hända att många vagt fastlagda villkor inte har någon inverkan vid beviljandet av tillstånd för projekt. Direktivet kan också ha bäring på planer och program som i stora drag fastställer lokaliseringen av framtida projekt. Man måste därför även i dessa fall enskilt pröva i vilken utsträckning planen eller programmet sätter upp villkor för framtida tillståndsbeslut. Sammanfattningsvis kan konstateras att instanserna inte är eniga om tillämpligheten på detalj- och översiktsplaner. Både detaljplaner och översiktsplaner är enligt regeringens mening i princip planer som kan träffas av kravet på miljöbedömning. I det enskilda fallet bör dock en bedömning göras av i vilken mån planen anger förutsättningarna för kommande tillstånd --.”

Med stöd av ovanstående resonemang i förarbetena bör åtgärdsprogram generellt anses uppfylla den svenska tolkningen av förutsättningskriterierna, om åtgärden är så konkreta att de pekar ut frågeställningar som är av relevans för prövningen av en verksamhet eller åtgärd och uttrycker någon form av värdering som prövningsmyndigheten har att beakta vid sina bedömningar.

Betydande negativ miljöpåverkan

Vidare anger direktivet att endast planer eller program som kan antas medföra *betydande negativ miljöpåverkan* omfattas av krav på miljöbedömning¹³⁸. Det finns således inget obligatoriskt krav i direktivet på miljöbedömning för alla åtgärdsprogram/förvaltningsplaner, utan det behovet får bedömas från fall till fall och endast vid stor negativ inverkan ska kravet aktiveras¹³⁹. Även miljöbalken anger att miljöbedömning ska göras endast då det finns behov på grund av betydande miljöpåverkan, och bemyndigar regeringen i precisera detta¹⁴⁰. MKB-förordningen lägger emellertid fast¹⁴¹ att åtgärdsprogram alltid ska miljöbedömas¹⁴². Endast om det är åtgärdsprogram för små

¹³⁷ Lagrådsremissen s. 34 ff (jämför prop. 2003/04:116 s. 47 ff).

¹³⁸ Miljöbedömningsdirektivets artikel 3. Ordet negativ används inte i artikeln men är underförstådd. Direktivet syftar till att reglera och minimera störande företeelser, inte att överpröva för miljön positiva verksamheter. Administrativa resurser ska således inte läggas på planering det är fråga om betydande positiva konsekvenser. Det är emellertid entydigt så att även positiva konsekvenser ska behandlas för det fall det ska tas fram en miljöbedömning, dvs. då kravet aktiveras på grund av en tänkbar betydande negativ påverkan.

¹³⁹ Miljöbedömningsdirektivets artikel 3.5. Kom ihåg myndigheternas debatt om det även gäller program med stor positiv miljöpåverkan.

¹⁴⁰ Miljöbalken 6 kap 11 § 3 st. Notera att det inte finns regler om behovsbedömning för åtgärdsprogrammets konsekvensanalys, eftersom denna typ av konsekvensanalys är obligatorisk. Miljöbalken 5 kap 6 § 3 st.

¹⁴¹ 4 §

områden på lokal nivå, eller en mindre ändring av åtgärdsprogram, ska bedömningen av miljöpåverkan avgöra om det krävs miljöbedömning. Exempel på små områden på lokal nivå kan vara delåtgärdsprogram för en högst begränsad del av vattendistrikt och kanske även program för endast en sektor och på lokal nivå¹⁴³.

När det gäller förvaltningsplaner har reglerna en annan strategi, nämligen att dessa alltid ska bli föremål för en bedömning huruvida miljöpåverkan motiverar att det görs en miljöbedömning¹⁴⁴.

Beslut efter juli 2006

Skyldigheten att genomföra miljöbedömningar enligt direktivets krav gäller endast planer och program som formellt börjar förberedas efter den 21 juli 2004. Om de förberetts före denna dag men ändå inte beslutats inom två år, så gäller direktivets krav i alla fall. De åtgärdsprogram och förvaltningsplaner som ska tas fram för vattendistrikt uppfyller detta *tidskriterium*¹⁴⁵.

Dela miljöbedömningen mellan flera beslutsprocesser

Om planer och program ingår i ett *hierarkiskt system* ska det undvikas att miljöbedömningen görs två gånger¹⁴⁶. Detta syftar till en effektiv avgränsning av miljöbedömningen. Det kan påverka exempelvis fördelningen av frågor mellan olika slag av konsekvensanalyser för förvaltningsplan och ett eller flera för åtgärdsprogram. Det är sannolikt betydelsefullt även då ett vattendistrikt omfattas av flera åtgärdsprogram för olika geografiska områden eller möjligen av olika nivåer på åtgärdsprogram för samma område. Det hänger samman med karaktären på åtgärdsprogram, som beskrivs närmare i kapitel 4.

Direktivet om miljöbedömning anger även att skyldigheten att göra miljöbedömningar kan samtidigt följa av flera andra direktiv, till exempel fågeldirektivet¹⁴⁷ och ramdirektivet. Även här framhålls behovet av samordning eller gemensamma förfaranden för att undvika att bedömningen görs två gånger¹⁴⁸. Miljöbedömningar som utförs enligt direktivet om miljöbedömning påverkar dock inte tillämpningen av kraven i direktivet om miljökonsekvensbeskrivning för projekt¹⁴⁹. De kraven gäller således fullt ut, oavsett om det gjorts en eller flera miljöbedömningar för program eller planer innan verksamheterna och åtgärderna ska realiseras.

Samordningsfrågan kan vara relevant också när det gäller sådana åtgärder i ramdirektivets program som kommer att bli föremål för kommunal översiktsplanering, med krav på konsekvensanalys eller detaljplanläggning med miljökonsekvensbeskrivning. Det är även tänkbart att åtgärder i programmet kan leda till planering inom infrastruktur eller areella näringar och därmed aktualisera samordning av miljöbedömningarna enligt direktivet eller enligt sektorslagarna.

Fortsättningsvis inriktar vi jämförelsen på samordningen mellan miljöbedömningar och konsekvensanalyser för åtgärdsprogram och inte med de övriga plantyperna.

¹⁴² Av motiveringen (s. 18) till förordningsförslaget framgår att egenskapen betydande miljöpåverkan beror på det aktuella programmets innehåll. Trots det har regeln konstruerats så att miljöbedömning som huvudregel är obligatorisk. Förutsättningen är att åtgärdsprogrammet uppfyller förutsättningskriteriet och därmed omfattar vissa slag av verksamheter och åtgärder som ingår i "projekt-MKB direktivet". Är andra slag av verksamheter aktuella, än de som specificeras i det direktivet, behovet av miljöbedömning avgörs från fall till fall med stöd av MKB-förordningen 5 §.

¹⁴³ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 6 kap 3 §.

¹⁴⁴ Förslagen 7 § i förordningen (1998:905) om miljökonsekvensbeskrivningar.

¹⁴⁵ Artikel 13.3, övergångsbestämmelse till 6 kap miljöbalken. Ett exempel på tillämpning av övergångsbestämmelserna är de åtgärdsprogram som 2004 fanns i förslagsform när det gäller luft. Om de fastställdes efter sommaren 2006 hade proceduren behövt börja om, med en miljöbedömning.

¹⁴⁶ Artikel 4.3, 5.2 och 5.3. Miljöbalken 6 kap 22 § innehåller krav på samordning myndigheterna emellan. Kapitlets 13 § 1 st 4 p reglerar avgränsningen när det gäller frågor som bättre bedöms i annat sammanhang. Någon uttrycklig bestämmelse motsvarande direktivets här nämnda artiklar finns emellertid inte.

¹⁴⁷ Direktiv 79/409/EEG, infört genom reglerna om Natura 2000 i miljöbalken.

¹⁴⁸ Miljöbedömningsdirektivets inledning, punkt 19.

¹⁴⁹ Miljöbedömningsdirektivets artikel 11, jämför direktiv 85/337/EEG.

Slutsatser

För vattenplaneringen under ramdirektivet gäller generellt att den uppfyller kriterierna formell och även kriteriet för tid.

För åtgärdsprogram – som lagstiftaren betraktar som ett självständigt beslutsmoment i vattenplaneringen – gäller huvudregeln att de alltid ska miljöbedömas om de sätter ramar för projektprövning. Om åtgärdsprogram avser endast ett mindre lokalt område krävs miljöbedömning dock bara om det kan leda till betydande negativ miljöpåverkan. Vi kan emellertid inte se framför oss att åtgärdsprogram kan bli aktuella för så små områden. Det betyder att knäckfrågan för att avgöra om åtgärdsprogrammet ska miljöbedömas är hur konkret det kan bli i förhållande till projektprövning. Kommunernas erfarenheter av översiktsplaneringens styrförmåga kommer här att vara vattenmyndigheterna till stor hjälp. Vi tror knappast att geografiskt stora åtgärdsprogram – som kommer att omfatta många översiktsplaner – generellt kan komma ner på sådan nivå att de kan anses styra. För delområden i det heltäckande programmet, likaväl som för åtgärdsprogram som avser en mindre geografisk del, kan det dock vara tänkbart.

För förvaltningsplan uppfylls likaledes kraven på formell och på tid. Förvaltningsplanen är sådan sektorsplan som presumeras ge betydande miljöpåverkan, så miljöbedömning krävs om den kan anses styra projektprövning. Det är med andra ord samma knäckfråga som för åtgärdsprogram. Vi tror som sagt inte att förvaltningsplan kan bli så konkret som krävs för att dra igång miljöbedömning. Här tillkommer dessutom kriteriet om hierarkiska system, där förvaltningsplan mera ska ses som en summering av tidigare planeringsskeden än en självständig planering. Det borde rimligen vara tillräckligt att åtgärdsprogrammen miljöbedöms och förvaltningsplanen redovisar slutsatser och eventuell uppföljning.

När det så är fråga om besluten om miljö kvalitetsnormer, dvs. målen, gränsvärdena och ”riktningsvärdena”, är dessa en del av vattenplaneringen under ramdirektivet men de kan knappast ses som självständiga planer, norm för norm. Så oavsett deras stora styrverkan på projektprövning kan knappast miljöbedömningskravet aktiveras för vart och ett av normbesluten. Det är andra konsekvensanalyser som blir rådande för de besluten och som kan ge inspel i andra miljöbedömningsprocesser.

Vattenplaneringscykeln samlat utgör planering i miljöbedömningsdirektivets mening, där kartläggningen, besluten om normer och åtgärder samt förvaltningsplanen tillsammans visar planerna för vattendistriktet. Det är förvisso ingen enkel sak att hålla en miljöbedömningsprocess vid liv i vattenplaneringen, som förväntas ske över ett stort antal år. Det är tänkbart att synsättet på hierarkiska system innebär att miljöbedömningsdirektivet uppfylls om vattenplaneringens cykel miljöbedöms bara för vissa skeden. Det förutsätter dock att något av skeden söker bedöma helheten av vattenplaneringens inverkan. Detta skede måste t.ex. fånga upp summan av miljö kvalitetsnormerna – som torde vara det planinstrument som har störst påverkan på miljön och på konkurrerande allmänna intressen – och summan av åtgärderna. Det låter som om åtgärdsprogram är den lämpliga platsen för en sådan samlad miljöbedömning. Konsekvensanalyserna för normerna blir då underlag för en sådan samlad analys.

3.2 Dokumentet – fakta, avgränsning, kunskapsåterföring

Kraven på det slutliga dokumentet tecknar så att säga spelplanen för bedömningsproceduren, och dokumentet beskrivs därför först. Om en miljöbedömning krävs ska det utarbetas en rapport¹⁵⁰ där

¹⁵⁰ Begreppet miljörapport, som den svenska översättningen av direktivet använder, är inte så lyckat eftersom detta begrepp är upptaget och används för de årliga rapporter som verksamhetsutövare ska sammanställa enligt miljöbalken 26 kap 20 §. Å andra sidan är MKB, som miljöbalkens 6 kap använder oavsett om det är projekt, planer eller program, inte heller bra eftersom det kan skapa intrycket att det är samma sak, vilket definitivt inte är fallet. Vi använder därför ett prefix som förklarar vilken sorts MKB det är fråga om.

programmets¹⁵¹ positiva och negativa betydande miljöpåverkan redovisas, liksom rimliga alternativ med hänsyn till programmets syfte och geografiska räckvidd¹⁵². De sakfrågor som kan ingå har beskrivits i samband med miljöbegreppet ovan. Dokumentet ska innehålla den information som rimligtvis kan krävas med hänsyn till aktuella kunskaper och bedömningsmetoder, programmets innehåll och detaljeringsgrad, var i beslutsprocessen programmet befinner sig och i vilken omfattning vissa frågor bedöms bättre på olika nivåer i beslutsprocessen. Åtgärdsprogram kan som framgår av förra kapitlet tänkas bli av mycket olika karaktär när det gäller detaljeringsgrad såväl som geografisk utbredning, och denna regel om avgränsning bör därför bli av mycket stor betydelse för vattenmyndigheternas tillämpning.

Den geografiska utbredningen av miljöbedömningen för ett åtgärdsprogram kan vara avsevärt större än avrinningsområdet som programmet avser, eftersom åtgärdsprogram ska omfatta alla företeelser som är av betydelse för att klara en miljökvalitetsnorm i avrinningsområdet. Dessa företeelser kan finnas långt utanför vattendistriktet. Miljöbedömningen ska i sin tur vara så mycket större än programmet att alla dess konsekvenser inryms. Såväl alternativ som konsekvenser kan mycket väl beröra andra vattendistrikt och därmed andra vattenmyndigheter¹⁵³. Ett samarbete över distriktens gränser behöver därför uppmärksammas i både arbetet med program och med miljöbedömningar. Det kan gälla till exempel gemensamma samråd för samma geografiska område där flera program planeras av två eller flera vattenmyndigheter. Samordningen i sak kan gälla formulering av alternativ och prioritering mellan olika åtgärder.

Direktivet utgår på flera sätt från uppgiften att samordna, och anger att relevanta uppgifter om programmets miljöpåverkan som erhållits på andra beslutsnivåer kan användas för att tillhandahålla de uppgifter som behövs för visst program. Detta effektivitetskrav pekar på behovet av medvetna och tydliga kopplingar mellan till exempel förvaltningsplaner, olika åtgärdsprogram, kommunala planer och sektorsplaner. Idag finns koppling från beslut om åtgärdsprogram till kommunala översiktsplaner och vice versa, med innebörden att respektive dokument ska finnas som beslutsunderlag för varandra men också för andra beslutande¹⁵⁴. Ramdirektivet förutsätter kopplingar mellan åtgärdsprogram. Behövliga kopplingar finns ännu inte men kan komma att utvecklas i regelverken. Tills vidare får de bli en viktig del av de rutiner som måste finnas för att få tillräckligt effektiva beslutssystem. Stöd för detta finns i miljöbalkens krav att myndigheter och kommuner ska sträva efter att samordna arbetet med bedömningar och beskrivningar som ingår i miljöbedömningen av planer och program¹⁵⁵.

Som ett led i samordningen behövs också system för kunskapsinsamling och utvärdering, exempelvis i likhet med de system som finns för miljökvalitetsmålen eller för riksintressen¹⁵⁶. Det ger värdefullt stöd inte bara för faktainsamlingen till miljöbedömningar utan även till åtgärdsprogrammet i övrigt. Direktivet om miljöbedömning anger uttryckligen att uppföljning ska ske och ramdirektivet har flera slags program för övervakning. Även detta måste anses som en viktig del av rutinerna för vattenmyndigheterna.

Direktivet anger att medlemsstaterna ska säkerställa att miljörapporterna (MKB) är av tillfredsställande kvalitet för att uppfylla kraven i direktivet och underrätta kommissionen om alla åtgärder som vidtas beträffande dessa rapporters kvalitet¹⁵⁷. Arbetet med miljöbedömningar i åtgärdsprogrammen kan genom sin beslutsteknik bidra till att höja kvaliteten i beslutsunderlagen och därigenom även en medveten prioritering av effektiva åtgärder. Någon uttrycklig funktion för kvalitetskontroll finns emellertid inte i reglerna om åtgärdsprogram, med motivet att myndigheter förutsätts lojalt följa reglerna. Regeringen kan i och för sig förbehålla sig rätten att pröva

¹⁵¹ Föresättningsvis används endast begreppet program, eftersom det i detta sammanhang främst handlar om åtgärdsprogram, men reglerna och resonemangen syftar på båda slagen av beslut, planer och program.

¹⁵² Miljöbedömningsdirektivets artikel 5 och bilaga 1, miljöbalken 6 kap 12 § 1 st.

¹⁵³ Internationell samordning, dvs. regler som grundas på Esbo-konventionen, behandlas inte här.

¹⁵⁴ Miljöbalken 6 kap 11 §, från 21 juli 2004 istället 19 §.

¹⁵⁵ Miljöbalken 6 kap 22 §.

¹⁵⁶ Jämför förordningen (1998:896) om hushållning med mark och vatten.

¹⁵⁷ Miljöbedömningsdirektivets artikel 12. I det svenska systemet för MKB finns något motsvarande endast i Vägverkets föreskrifter om MKB.

åtgärdsprogram som annan instans fastställt, men motiven anger inte sådan kontrollfunktion som grund för fastställelseprövningen¹⁵⁸. Vidare finns en möjlighet för myndigheter och kommuner att lyfta prövningen av föreslagna åtgärder till regeringen, då åtgärderna antas strida mot lag eller allvarligt avviker från bestämmelserna i förordningen om vattenförvaltning¹⁵⁹. Inte heller regleringen av sådana ytterlighetsfall kan emellertid anses som bestämmelser som syftar till att styra mot god kvalitet.

3.3 Bedömningsprocedur

Miljöbedömningen ska enligt direktivet dels utföras integrerat under utarbetandet av en plan eller ett program, dels beaktas innan de antas eller överlämnas till lagstiftningsärende¹⁶⁰. Detta stämmer väl med strukturen för planeringscykeln för vatten, men ingredienserna i en miljöbedömning kan sägas börja före och sluta efter ett åtgärdsprogram. Åtgärdsprogram bygger på en öppen procedur för kunskapsutveckling och samråd, helt i linje med direktivet. Kartläggningen, som är ett led i miljöbedömningars behovsbedömning och avgränsning kommer emellertid före åtgärdsprogrammet. Likaså formuleringen av mål (normer), som är en del av avgränsningen och som påverkar alternativgenereringen, sker före åtgärdsprogrammen. Den övervakning som miljöbedömningar kräver ligger (givetvis) efter åtgärdsprogram och betydligt närmare den samlade utvärdering som ska göras i en förvaltningsplan. Miljöbedömningar kan sägas omfatta ett större spann än åtgärdsprogrammen och därför bidra till att skedena knyts ihop. Å andra sidan ska åtgärdsprogrammen vara så integrerade i vattenplaneringscykeln att det ska "gå runt" och därför motsvarar programmen som en del av vattenplaneringen egentligen samma procedursteg som miljöbedömningar. Det som blir viktigt för praktikern är att rätt arbetsmoment kommer in i rätt utvecklingskedje, så att störst nytta kan nås och risken för omtag minskar, oavsett vad den aktuella delen av planeringscykeln råkar heta.

3.4 Samråd och offentlighet

Behovsbedömningen innebär en analys av det aktuella beslutet med stöd av vissa kriterier som redovisades ovan, t.ex. om formell status, tid, styrning och i vissa fall även miljöpåverkan.

Inför en sådan behovsbedömning som ska omfatta bedömning av miljöpåverkan ska samråd äga rum med myndigheter med särskilt miljöansvar¹⁶¹. Dessa är enligt MKB-förordningen kommuner och myndigheter som berörs. En närmare precisering för vattenplaneringen är därför relevant att diskutera med - i första hand - länsstyrelsen. Behovsbedömningen bygger dock endast i vissa fall, t.ex. ändring av åtgärdsprogram, på en utvärdering av konsekvensernas betydelse¹⁶². Samråd vid behovsbedömningen blir därmed aktuell endast i undantagsfall för vattenmyndigheterna. Men i de fall miljöpåverkan ska bedömas, ska ställningstagandet offentliggöras¹⁶³. Direktivet har begränsat kravet till de fall då svaret blir nej, men svenska regler vidgar kravet till även ja-fallen.

Om det formellt måste göras en miljöbedömning för åtgärdsprogrammet, ska samråd äga rum med miljömyndigheter för avgränsningen av miljöbedömningen (scoping). Avgränsning beskrivs i direktivet så, att det gäller beslut om omfattningen av och detaljeringsgraden för de uppgifter som måste ingå i miljörapporten. Svenska regler pekar som miljömyndigheter ut kommun och länsstyrelse, Naturvårdsverket och andra ospecificerade centrala förvaltningsmyndigheter, olika

¹⁵⁸ Miljöbalken 5 kap 7 §.

¹⁵⁹ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 6 kap 4 §.

¹⁶⁰ Miljöbedömningsdirektivets artikel 4, delvis 6 kap 11 § 1 st miljöbalken.

¹⁶¹ Miljöbedömningsdirektivets artikel 3.6. MB 6 kap 11 § 3 st samt 6 § MKB-förordningen.

¹⁶² Svenska kriterier i MKB-förordningen motsvarar i princip direktivets kriterier (se dess bilaga 2).

¹⁶³ Miljöbedömningsdirektivets artikel 3.7, miljöbalken 6 kap 11 § 3 st, MKB-förordningen 6 § 2 st. Det kan diskuteras om bestämmelsen syftar på alla ställningstaganden eller blott dem där påverkan bedöms. Begreppet betydande miljöpåverkan används nämligen dels som ett specifikt kriterium, dels som en samlande rubrik för analysen av alla de kriterier som rymms i behovsbedömningen, dvs. formell, tid, styrning etc. Säkrast är att offentliggöra alla ställningstaganden...

beroende på vilka sakfrågor som är aktuella¹⁶⁴. Vattenmyndigheten kan tänkas bli berörd både som planerande myndighet och som miljömyndighet (vid andras planer och program). Denna myndighet är dock inte omnämnd i det svenska förslaget.

Beslut om avgränsning av miljöbedömningen måste fattas för varje plan eller program, t.ex. åtgärdsprogram, som faller under direktivet. Detta är ett viktigt tillfälle att ”stanna upp” och samlat identifiera och prioritera nyckelfrågor för miljöbedömningen, men också för övriga konsekvensanalyser och för arbetet med programmet i sig.

Utkastet till plan/program och rapporten om miljökonsekvenser (MKB) ska göras tillgänglig för myndigheterna med miljöansvar och för allmänheten. Detta är första tillfället då direktivet (och svenska regler) uttryckligen kräver att allmänheten ska få delta i planeringsprocessen. Myndigheterna och allmänheten ska dock enligt direktivet ges möjlighet att på ett tidigt stadium och inom rimlig tid yttra sig om utkastet till program och miljörapporten, i syfte att kunna påverka¹⁶⁵. Denna bestämmelse måste också läsas mot bakgrund av det s.k. Århusdirektivet¹⁶⁶. Detta kräver att allmänheten ska kunna delta ”when all options are open”. Miljöbedömningsdirektivet ändrades inte när Århusdirektivet infördes, med motivet att detta redan uppfyllde kraven. Detta innebär rimligen att samrådet ska hållas i så pass god tid före beslutet att det ska vara möjligt att beakta synpunkterna genom att göra om programmet, i vart fall delvis. Hur färdigt utkastet (förslaget) till program ska vara för att det fortfarande ska kunna vara i tidigt skede, är inte tydligt. Det ska i vart fall vara så pass sent i proceduren att det kan göras en analys av konsekvenserna och ställas samman en rapport. Krav på samråd om förslaget till åtgärdsprogram följer även av reglerna om åtgärdsprogram¹⁶⁷. Användningen av ordet förslag antyder att det rör sig om samma skede som åsyftas i direktivet om miljöbedömning. Samordning är uppenbart möjlig och lämplig.

Medlemsstaterna ska definiera vad som avses med allmänheten. De svenska reglerna gör inte detta¹⁶⁸. Direktivet kräver att det omfattar allmänhet som berörs eller kan antas bli berörd, eller som har ett intresse av beslutsfattande enligt direktivet om miljöbedömning. Det omfattar även ickestatliga organisationer, till exempel sådana som främjar miljöskydd och andra berörda organisationer¹⁶⁹. Samråd om åtgärdsprogram kan vara snävare, eftersom det omfattar de berörda, men kan också anses lyfta fram andra slag av aktörer, dvs. näringsidkare och enskilda som berörs. De frågor som kan tänkas intressera olika aktörer kan således variera stort. Det kan därmed vara så pass olika intressen hos de grupper som berörs, att det kan ge praktiska svårigheter vid samordning av möten och liknande.

3.5 Gränsöverskridande miljöpåverkan

Om en medlemsstat anser att genomförandet av ett program kan antas medföra betydande miljöpåverkan i annan medlemsstat, ska skriftligt samråd hållas med det andra landet¹⁷⁰. Dessa krav på gränsöverskridande samråd blir aktuella för de vattendistrikt som omfattar vattendrag eller vattenområden som är gemensamma med andra länder, i första hand Norge och Finland¹⁷¹.

¹⁶⁴ Miljöbedömningsdirektivets artikel 5.4, miljöbalken 6 kap 13 § 2 st.

¹⁶⁵ Miljöbedömningsdirektivets artikel 6.1 – 6.2, miljöbalken 6 kap 14 §.

¹⁶⁶ Direktiv 2003/35/EG om åtgärder för allmänhetens deltagande i utarbetandet av vissa planer och program avseende miljön m.m.

¹⁶⁷ Miljöbalken 5 kap 4 §. Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 6 kap 7 §.

¹⁶⁸ Miljöbalken 6 kap 14 §. Bemyndigande (17 §) till regeringen avser *hur* samråd och information ska ske, dvs. det har inte överlämnats rätten att specificera *vem* som ska höras i samråden.

¹⁶⁹ Miljöbedömningsdirektivets artikel 6.4.

¹⁷⁰ Miljöbedömningsdirektivets artikel 7 samt miljöbalken 6 kap 15 §.

¹⁷¹ Teoretiskt är alla länder runt Östersjön berörda av alla vattendrag som mynnar där, men det är tveksamt om de ska anses berörda i den mening som miljöbedömningsdirektivet syftar på här. Regler om samordning finns i förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön, 8 kap.

3.6 Hur resultaten beaktas

Rapporten om miljön (MKB), yttrandena och andra resultat av samråd ska enligt miljöbedömningsdirektivet *beaktas* såväl under utarbetandet som när programmet antas eller överlämnas till lagstiftningsförfarande¹⁷². Det finns inga regler om att åtgärdsprogram på motsvarande sätt ska beakta konsekvensanalysen, men reglerna anger att synpunkter från samråden ska beaktas¹⁷³. I de fall miljöbedömning ska göras innebär detta således att kraven på programarbetet såväl som beslutandet skärps.

Det finns inte närmare beskrivet vad som avses med beaktas och många tolkningar är tänkbara, exempelvis redovisa, avväga med stöd av, motivera utifrån eller grunda beslut på. Frågan om beaktande i form av avvägning av konsekvenserna, till exempel mellan andra intressen i förhållande till vattenskyddets intressen, regleras emellertid inte uttryckligen av direktivet om miljöbedömning. När det gäller svenska regler finns det inget undantag från de generella reglerna i miljöbalken för åtgärdsprogram, utan de gemensamma beslutsreglerna gäller i princip. Det är dock oklart i vilken utsträckning de generella reglerna kan komma in i beslutet om program. Det gäller i första hand 1 kap 1 § och kraven på rimlighetsbedömningar i 2 kap¹⁷⁴.

Frågan om utvärdering och jämförelse av olika slag av konsekvenser, som redovisas i miljöbedömningen respektive övriga typer av konsekvensanalyser som vattenförvaltningen aktualiserar, inrymmer således stora formella osäkerheter.

3.7 Motivering och offentlighet av beslutet

När ett program antas ska medlemsstaterna se till att de utsedda myndigheterna, allmänheten och alla medlemsstater med vilka samråd har ägt rum, kommer att informeras om och få tillgång till programmet i den form det antagits¹⁷⁵. Expediering av det slutliga programmet följer av miljöbalkens regler om åtgärdsprogram, men bara när det gäller vissa myndigheter¹⁷⁶. Förordningen lägger dock till en mera generell bestämmelse att programmet ska göras tillgängligt för allmänheten och kungöras¹⁷⁷. En samordning av kungörelse eller motsvarande slag av offentliggörande bör vara lämplig, även om en vidare krets än nödvändigt kommer med i åtgärdsprogrammets perspektiv.

Direktivet kräver vidare ett utlåtande som sammanfattar hur miljöaspekterna har integrerats i programmet, hur rapporten om miljön, yttrandena och resultaten av samråd har beaktats och skälen till det program som antagits, mot bakgrund av andra rimliga alternativ som diskuterats¹⁷⁸. Slutligen ska anges vilka åtgärder som fastställts beträffande övervakning (se följande avsnitt). Inget av detta finns i reglerna om åtgärdsprogram, men måste således finnas med i de fall en formell miljöbedömning ska göras.

Kravet på beskrivning av integreringen av miljöhänsyn innebär att denna fråga, dvs. hur miljöhänsyn visas i programarbetet, måste hållas levande under hela processen; det låter sig svårligen rekapituleras i efterhand. Det är god sed i arbetet med konsekvensanalys att löpande notera och motivera viktiga vägval.

¹⁷² Miljöbedömningsdirektivets artikel 8, MB 6 kap 16 § 1 st.

¹⁷³ Miljöbalken 5 kap 4 § 4 st.

¹⁷⁴ Reglerna om hushållning med mark- och vattenområden i miljöbalken 3 och 4 kap ska inte tillämpas vid antagandebeslut om åtgärdsprogram, men kommer ändå att vara tvingande vid vissa av de genomförandebeslut som följer. Det är oklart hur dessa regler då ska kunna beaktas i senare skeden, om de inte kommit upp till bedömning redan i programmet. Det är så att säga en del av utvärderingen av en åtgärds genomförandemöjlighet. Detsamma gäller för miljöbalkens krav om förenlighet med planer, jämförd med förutsättningarna för planföreläggande i PBL 12 kap 6 §.

¹⁷⁵ Miljöbedömningsdirektivets artikel 9.1 samt miljöbalken 6 kap 16 § 3 st.

¹⁷⁶ Miljöbalken 5 kap 5 §.

¹⁷⁷ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 6 kap 8 §.

¹⁷⁸ Miljöbedömningsdirektivets artikel 9, miljöbalken 6 kap 16 § 1 st.

3.8 Uppföljning

Direktivet anger att betydande miljöpåverkan – positiv såväl som negativ – som genomförandet av programmen kan leda till ska övervakas, för att kunna vidta lämpliga avhjälpande åtgärder¹⁷⁹. Befintliga system får användas för att undvika dubblerad övervakning. Ett viktigt led i planeringscykeln för vattendistrikt är just uppföljningen. Åtgärder ska löpande utvärderas så att justeringar kan genomföras om mål och normer inte klaras¹⁸⁰. Den ena uppföljningen gäller negativa konsekvenser för andra intressen än vatten, medan den andra gäller negativa konsekvenser för vattnet. Bara för att det handlar om uppföljning i båda fallen betyder det således inte att samma övervakningsform kan användas eller att annan typ av samordning kan vara aktuell. I den mån intressena, som kan få negativa konsekvenser till följd av åtgärderna, finns inom miljö kvalitetsmålen kan dock tänkas att det gemensamma systemet kan användas för såväl vatten som boende, kultur etc.

När det gäller uppföljning av de förmodade konsekvenserna för enskilda och företag finns inget angivet om detta i de svenska reglerna om konsekvensanalys för åtgärdsprogram. Det får förut-sättas att dessa aktörer bevakar sina egna intressen?

Uppföljningsansvar gäller även erfarenheter av tillämpningen av reglerna om miljöbedömning (och åtgärdsprogram). Medlemsstaterna och kommissionen ska således utbyta information om sina erfarenheter i denna fråga¹⁸¹. En del av sådana erfarenheter kan till exempel avse sam-ordningen mellan direktiven.

¹⁷⁹ Miljöbedömningsdirektivets artikel 10, miljöbalken 6 kap 16 § 2 st 4 p. Det innebär således ett ansvar för att löpande beakta att programmets åtgärder inte får oförutsedda negativa verkningar för andra *miljöintressen*, t.ex. kulturmiljön, och ett ansvar för att i så fall korrigera så att negativ inverkan inte uppstår på detta andra miljöintresse.

¹⁸⁰ Ramdirektivets artikel 11.5.

¹⁸¹ Miljöbedömningsdirektivets artikel 12.

4 Miljöbedömningar i vattenförvaltning

I detta kapitel behandlas förutsättningar och förslag till hur miljöbedömningar kan integreras i planering inom vattenförvaltning. I avvaktan på praxis förutsätts här att såväl beslut om miljökvalitetsnormer som åtgärdsprogram omfattas av miljöbedömningar i enlighet med direktiv 2001/42 och reglerna i miljöbalken. Förvaltningsplaner antas i praktiken inte bli omfattade av bestämmelserna om miljöbedömningar men spelar ändå en viss roll, bland annat när det gäller miljöbedömningsdirektivets och miljöbalkens bestämmelser om övervakning och uppföljning.

4.1 Miljöbedömningar och konsekvensanalyser i statlig vattenplanering

I planeringsprocessen för vattenförvaltningen är det åtgärdsprogram som i första hand kan komma att omfattas av krav på miljöbedömning, även om flera led i vattenplaneringen i och för sig kan falla under kravet. Exempelvis kan fastställandet av miljökvalitetsnormer utgöra en så självständig och styrande del av planeringen att det kan anses falla under direktivets krav. Vi anser dock att en rimlig praktisk utgångspunkt är att miljöbedömning för framtagande av miljökvalitetsnormer normalt bör samordnas med miljöbedömningen för åtgärdsprogram. När det gäller förvaltningsplaner anser vi däremot att det i praktiken kan antas bli sällsynt att kravet på miljöbedömning aktiveras, eftersom den knappast kan bli så detaljerad att den styr projektprövning. Förvaltningsplaner kan emellertid spela en roll när det gäller att dokumentera resultaten av övervakning och uppföljning av miljöpåverkan som tillämpningen av miljökvalitetsnormer och genomförande av åtgärdsprogram leder till. Förvaltningsplanen blir på det sättet en del av de befintliga övervakningsmekanismer som talas om i miljöbedömningsdirektivet¹⁸². Förvaltningsplaner är dessutom genom sin funktion och sitt innehåll ett kunskapsunderlag (när det gäller kartläggning och analys av vatten samt övervakning) för de miljöbedömningar som ska göras för miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram. Vidare menar vi att förvaltningsplaner kan ha betydelse för den avgränsning av allmänheten, berörda myndigheter och andra som har intresse av saken, som är en del av de miljöbedömningar som görs för miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram.

Framtagande av miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram omfattas högst sannolikt av flera krav på konsekvensbeskrivningar. Arbetet med dessa konsekvensbeskrivningar, som delvis överlappar, behöver beaktas i de fall en miljöbedömning enligt EG-direktivet och miljöbalken ska göras. Förvaltningsplanerna omfattas inte av krav på andra konsekvensbeskrivningar men det finns krav på samråd med allmänheten, myndigheter m fl. Det är tänkbart att samråd kring förvaltningsplaner kan fylla en funktion för – eller integreras med – de samråd som görs i samband med miljöbedömningar. Det gäller dock förmodligen inte den första planomgången, som kan antas komma igång för sent för att ge detta slag av nytta. Förhållanden som en förvaltningsplan kan ge underlag för samråd om kan till exempel gälla följande:

- Utvecklingen av tillståndet i miljön och vilka åtgärder/planer/program som har betydelse för miljöns utveckling samt förhållandet mellan olika program¹⁸³.
- Miljöförhållanden och särdrag i områden som kan komma att påverkas betydligt av en norm eller ett åtgärdsprogram¹⁸⁴.
- Vilka miljöproblem och miljömål som är relevanta att beakta när en miljökvalitetsnorm eller ett åtgärdsprogram tas fram¹⁸⁵.

I tabell 5 ges en översikt av förutsättningarna som ges av planeringsprocessen för vattenförvaltning när det gäller miljöbedömningar (för miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram) och annan conse-

¹⁸² Se vidare miljöbedömningsdirektivets artikel 10 samt miljöbalken 6 kap § 18. Förvaltningsplanen blir del av de befintliga övervakningsmekanismer som talas om i artikel 10 punkt 2. Detta stöds till viss del även av förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön bilaga 1 punkt 16-17.

¹⁸³ Se miljöbedömningsdirektivets bilaga I punkt a och b.

¹⁸⁴ Se miljöbedömningsdirektivets bilaga I punkt c samt bilaga II punkt 2.

¹⁸⁵ Se miljöbedömningsdirektivets bilaga I punkt d och e samt bilaga II punkt 1.

kvensbeskrivning (för miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram) som miljöbalken efterfrågar. Den typ av konsekvensanalys som ska göras för myndighetsförfattning tas inte upp i tabellen, utan myndigheterna förutsätts känna till dessa ordinarie krav på sitt föreskriftsarbete.

Tabell 5 Planeringsprocessen och konsekvensanalyser - integrering.

Moment i vattenförvaltningens planeringsprocess	Miljöbedömning enligt EG-direktiv 2001/42 och miljöbalken 6 kap	Konsekvensanalyser i övrigt miljöbalken 5 kap ¹⁸⁶
Kartläggning och analys	Ger <i>kunskapsunderlag</i> till miljöbedömningar av normer och åtgärdsprogram.	Kan indirekt och delvis ge underlag för identifiering av vilka allmänna och enskilda intressen som kommande normer och åtgärder kan påverka. ¹⁸⁷
Miljö kvalitetsnormer	Vid framtagande av normer ska det eventuellt (från <i>fall till fall</i>) bedömas om en miljöbedömning krävs. <i>Samråd</i> om förslag till normer ¹⁸⁸ samordnas med samråd om miljöbedömningen ¹⁸⁹ för normen. Samråd om förslag till normer kan eventuellt samordnas även med samråd om behovsbedömning ¹⁹⁰ eller avgränsning ¹⁹¹ av miljöbedömningar av åtgärdsprogram. Kungörelse av den författning som utgör beslut om norm ¹⁹² kan sannolikt inte samordnas med kungörelse av motiveringen m m utifrån miljöbedömningen ¹⁹³ .	Det bör <i>alltid</i> finnas en konsekvensbeskrivning inför beslutet om norm. Förutom vissa överlappande krav med miljöbedömningar, ska samhällsekonomi och konsekvenser för verksamhetsutövare beskrivas.
Åtgärdsprogram	Vid framtagande av åtgärdsprogram bör från <i>fall till fall</i> bedömas om en miljöbedömning krävs. <i>Samråd</i> om förslag till åtgärdsprogram ¹⁹⁴ samordnas med samråd om MKB för åtgärdsprogram ¹⁹⁵ . Det kan dock antas vara för sent att samordna med samråd om MKB för normerna. Kungörelse av åtgärdsprogram ¹⁹⁶ kan samordnas med kungörelse av motiveringen m m utifrån miljöbedömningen ¹⁹⁷ .	Ja, det ska <i>alltid</i> finnas en konsekvensbeskrivning inför beslutet. Förutom vissa överlappande krav med miljöbedömningar ska konsekvenser för allmänna och enskilda intressen beskrivas, bl.a. ekonomiska konsekvenser.
Övervakning	Övervakningen kan nyttjas till att <i>följa upp</i> miljöpåverkan av normens tillämpning eller åtgärdsprogrammets genomförande.	(Ej relevant för pågående konsekvensanalyser) ¹⁹⁸ .
Förvaltningsplan	Förvaltningsplaner kan som regel inte anses omfattas av krav på miljöbedömning. I förvaltningsplaner redovisas resultaten av övervakningen, som tillsammans med övrigt innehåll utgör <i>kunskaps- och planeringsunderlag</i> för miljöbedömningar av normer och åtgärdsprogram. <i>Samråd</i> om förvaltningsplaner ¹⁹⁹ kan eventuellt samordnas med samråd om avgränsning m m av miljöbedömningar av normer och åtgärdsprogram.	Det finns inte krav på konsekvensbeskrivning inför beslut om förvaltningsplan.

¹⁸⁶ Denna kolumn avser miljöbalkens krav i 5 kap med förarbeten och förordning på konsekvensbeskrivning av miljö kvalitetsnormer (förarbeten) och åtgärdsprogram för allmänna och enskilda intressen, med avseende på bl.a. ekonomiska och miljömässiga aspekter (miljöbalken 5 kap 6 §, 6 kap 6 § förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön).

¹⁸⁷ Enligt ramdirektivet ska kartläggning och analys avse tillståndet på platsen och konsekvenserna av mänsklig påverkan på vattnet. Konsekvensbeskrivningen för åtgärdsprogram avser påverkan ekonomiskt och miljömässigt för allmänna och enskilda intressen från åtgärder inom vattenförvaltningen. Konsekvensbeskrivningen för normer avser på motsvarande sätt normernas påverkan på samhällsekonomi och verksamhetsutövare. När ramdirektivets kartläggning identifierar allmänna och enskilda intressen som påverkar vattnet är det sannolikt så att dessa intressen i sin tur även kommer att påverkas av förslag till åtgärder, men det är inte självklart att alla kommer att påverkas och det är inte heller säkert att alla av åtgärderna berörda intressen fångas upp av ramdirektivets kartläggning.

¹⁸⁸ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 2 kap 4 §.

¹⁸⁹ Miljöbalken 6 kap 14 §, 8 § MKB-förordningen.

¹⁹⁰ Miljöbalken 6 kap 11 § 3 st, 6 § MKB-förordningen.

¹⁹¹ Miljöbalken 6 kap 1 § 2 st.

¹⁹² Kungörelser av författningar sker i speciell form och vissa uppgifter får inte tas in i författningssamlingarna. Lagen (1976:633) om kungörelse av lagar och andra författningar. Författningssamlingsförordningen (1976:725).

¹⁹³ Miljöbalken 6 kap 16 §.

¹⁹⁴ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 5 kap 7 §.

¹⁹⁵ Miljöbalken 6 kap 14 §, 8 § MKB-förordningen.

¹⁹⁶ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 6 kap 8 §.

¹⁹⁷ Miljöbalken 6 kap 16 §.

¹⁹⁸ Det finns inte krav på uppföljning av konsekvensbeskrivningarna för normer och åtgärdsprogram annat än indirekt genom kravet på utvärdering av programmets funktion. Dessa erfarenheter kommer dock att nyttiggöras först vid revideringen av normer och program, dvs. i en kommande konsekvensbeskrivning för dessa.

¹⁹⁹ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 5 kap 4 §.

4.2 Miljöbedömningar inför beslut om miljökvalitetsnormer

Konsekvenser ska alltid undersökas

Beslut om en miljökvalitetsnorm fattas av Riksdagen, regeringen eller av en förvaltningsmyndighet. Inför beslutet ska (enligt rekommendationer i förarbetena) alltid en *konsekvensanalys* göras, som belyser bland annat samhällsekonomiska konsekvenser, konsekvenser för verksamhetsutövare, konsekvenserna om någon norm inte utfärdas samt konsekvenser av andra åtgärder än utfärdande av en norm. Någon reglerad bedömningsprocedur finns inte för konsekvensbeskrivningen. Inte heller regleras hur konsekvensbeskrivningen sedan knyts till beslutsfattandet.

Normer som måste beslutas i form av författning och där beslutet fattas av vissa myndigheter ska dessutom ha en *konsekvensbeskrivning* i enlighet med verksförordningen, bl.a. med avseende på miljö.

Miljöbedömning kan också behövas

Miljöbedömning kan aktualiseras på olika sätt men det är inte entydigt i bestämmelserna i vilken omfattning det kan tänkas ske. Följande typfall kan utgöra en grund för den fortsatta analysen i frågan.

Det är rimligt att anta att en miljöbedömning av normerna alltid behöver göras som ett led i arbetet med miljöbedömningen av åtgärdsprogrammet. Det är i stor utsträckning formuleringen av normerna som avgör både i vilken utsträckning och hur programmet kommer att styra verksamheter m.m.²⁰⁰ och de är därmed en grundläggande fråga för programmets miljöbedömning. Analysen av normernas följder, övervakningen av dess inverkan på andra miljöintressen etc. blir då en del av den samlade miljöbedömningen, och procedurkrav etc. behöver uppfyllas samlat för programarbetet och inte separat för normerna.

Vidare kan beslutet om normer i vissa fall utvecklas som ett självständigt led i vattenplaneringen eller i programarbetet, som anger förutsättningar för kommande tillståndsgivning etc. och som därför i sig kan aktivera direktivet om miljöbedömning. Det finns ingen uttömmande definition av vad som avses med planer eller program, och det kommer att bli nödvändigt att bedöma från fall till fall huruvida direktivet (och därmed även svenska regler) kan anses träffa ett visst beslut eller ej. Normgivning i allmänhet (lagstiftning och författningar i övrigt) betraktas i några land som policybeslut, medan andra jämför sådan reglering med program eller med planläggning. Jämför exempelvis likheterna med författning när det gäller regleringen genom bestämmelser i den svenska detaljplanen. Om det är ett utdraget arbete med åtgärdsprogram kan det vara svårt att integrera en miljöbedömning av normerna i den processen, och det kan i sådana fall vara enklare att göra en separat miljöbedömning inför en grupp normbeslut.

Det formella svaret om direktivet omfattar alla eller några typer av beslut om normer kommer inte på många år; det blir förmodligen en process vid EG-domstolen som ger svaret. Även om det inte är formellt obligatoriskt med en miljöbedömning för alla normbeslut, kan dock metoden vara nyttig för att utveckla lämpliga och effektiva normer. I det följande utgår vi från att normer i vart fall behöver bli föremål för en behovsbedömning, för att klargöra att en miljöbedömning inte behövs i det aktuella fallet. Det ställningstagandet skapar planeringstrygghet på så sätt att ett framtida klargörande att det krävs miljöbedömning i så fall inte kommer att innebära ett krav på omstart av just den beslutsprocessen. Om behovsbedömningen pekar på att miljöbedömning

²⁰⁰ Som beskrivits ovan i kap 1 kan miljökvalitetsnormer ha karaktären av mål eller bindande (rikt- eller gräns-) värde. Oavsett vilken karaktär en viss norm för vattenförhållanden som utfärdats inom ramen för svensk vattenförvaltning har, håller vi för troligt att normen bör anses ge *förutsättningar* för sådan tillståndsgivning som avses i miljöbedömningsdirektivet. Jämför resonemangen i förarbetena (prop. 2003/04:116 s. 37) om icke-bindande planer, t.ex. översiktsplaner, styrverkan.

behövs, kan det av samma skäl vara effektivt att ”frivilligt” följa direktivets krav. Det bör i vart fall vara god sed att miljömyndigheter brukar redskap för ökad miljöhänsyn ...

När det gäller behovsbedömningen är huvudfrågan vilken negativ inverkan det kan bli på olika miljöintressen. Endast beslut som har stora negativa följor måste följa de formaliserade proceduren. Med tanke på den breda definitionen av miljöbegreppet så torde de allra flesta normer som kan tänkas inom vattenförvaltning kunna ha negativ miljöpåverkan på alltid något miljöintresse. I vilken omfattning sådan miljöpåverkan är att anse som betydande är dock svårare att bedöma. Ju mer generella normerna är – generella för en typ av vattenområde och/eller omfattar ett större geografiskt område – desto större är antagligen sannolikheten att betydande negativ påverkan kan befaras.

Mot bakgrund av ovanstående är vår hypotes att beslut om miljökvalitetsnormer för vattenförhållanden i normalfallet omfattas av krav på miljöbedömning i enlighet med direktiv 2001/42 och reglerna i miljöbalkens kapitel 6, antingen som ett led i vattenplaneringen eller som ett självständigt beslut. Rutiner för behovsbedömning (screening) och kriterier för bedömning av betydande påverkan skulle behöva utvecklas²⁰¹.

Mindre ändringar av normer – till exempel vad avser räckvidd, tillämpningsområde, konstruktion genom värden, kriterier, organismer o d – antar vi blir aktuella. Behovet av miljöbedömning för sådana ändringar förutsätter vi bedöms från fall till fall i enlighet med direktivets artikel 3.3.

Om miljöbedömning ska göras behövs en procedur

Beslutandet om miljökvalitetsnormer är i princip en helt oreglerad process, oavsett om det sker genom förordning eller myndighetsföreskrift. Om normgivning ska ”screenas” för miljöbedömning aktualiserar redan detta ett behov av att utveckla en procedur, eftersom ett formellt beslut ska fattas när det gäller behovet av miljöbedömning eller inte, och detta beslut ska föregås av samråd med de myndigheter som kan beröras och sedermera offentliggöras. Samråd kan i fallet med en nationell norm tänkas omfatta, utöver centrala förvaltningsmyndigheter, samtliga landets kommuner. I MKB-förordningen anges i och för sig att samråd för nationella planer och program enbart ska ske med Naturvårdsverket och andra centrala myndigheter, men rimligen borde kommunerna få yttra sig över i vart fall normer som bindande kommer att styra deras planering.

En vanlig situation torde vara den att arbetet med målformulering och normgivning inleds och bedrivs i princip parallellt med kartläggningen. I detta tidiga skede – när behovsbedömningen ska göras – kanske det inte går att överblicka vilken karaktär, omfattning och räckvidd som en miljökvalitetsnorm kan tänkas få²⁰². Detta innebär i så fall att samrådet måste vara omfattande, för att inte riskera att missa någon (myndighet eller kommun) som sedermera kan visa sig komma att beröras av normen. En annan följd av behovsbedömning i ett tidigt skede är att det innebär en praktisk svårighet att bedöma frågan om betydande påverkan. Med tanke på att formuleringen av miljökvalitetsnormer, speciellt om det utförs parallellt med kartläggning och analys, är en iterativ process kan frågan om betydande påverkan eventuellt behöva aktualiseras vid flera tillfällen under bedömningsprocedurens gång.

Även aktiviteter i senare skeden av miljöbedömningen pekar på behovet att utveckla en procedur för beslut om miljökvalitetsnormer. Samråd kring ett förslag till norm ske med myndigheter, kommuner och den allmänhet som berörs av normen²⁰³. Vid beslutet om normen ska resultat av samråd beaktas²⁰⁴. Information om resultaten av samråd och hur samrådsresultat och miljö-

²⁰¹ Med utgångspunkt i miljöbedömningsdirektivets bilaga I och II.

²⁰² Ibland kommer beslut om miljökvalitetsnormer dock att handla om att införa en norm som utarbetats gemensamt för medlemsländerna. Antalet osäkra parametrar är färre i ett sådant planeringsfall.

²⁰³ Se miljöbedömningsdirektivets artikel 6 samt miljöbalken kap 6 § 14.

²⁰⁴ Miljöbedömningsdirektivets artikel 8 samt miljöbalken kap 6 § 16.

konsekvensbeskrivning beaktats vid beslut samt vilka åtgärder som fastställts beträffande normens tillämpning ska lämnas till myndigheter, kommuner och allmänhet²⁰⁵.

Integrering av miljöbedömning och konsekvensbeskrivning

Som framgått ovan finns likheter mellan den konsekvensanalys som det talas om i propositionen²⁰⁶ och den miljöbedömning som följer av EG-direktivet och svenska regler. I båda fallen ska beslutsunderlaget fokusera på konsekvenser av alternativ samtidigt som ett ”noll-alternativ” ska belysas. Men det finns också skillnader:

- Konsekvensbeskrivningen omfattar samhällsekonomi och konsekvenser för verksamhetsutövare, vilket inte ingår i miljöbedömningen.
- I miljöbedömningsprocessen ställs krav på samråd och offentlighet innan beslut.
- I miljöbedömningsprocessen ställs krav på beslutsunderlagets utformning och på beslutet.
- I miljöbedömningsprocessen ställs krav på uppföljning.

Kravet på konsekvensbeskrivning påverkar emellertid förutsättningarna för att arbeta med miljöbedömningar.

Om man till äventyrs kommer till resultatet att betydande negativ påverkan på miljön inte befaras, och ingen miljöbedömning behövs, ska ändå en konsekvensbeskrivning göras. En sådan konsekvensbedömning kommer naturligt att uppehålla sig en hel del kring miljöaspekterna och dessutom redovisa samhällsekonomiska effekter och följder för verksamhetsutövare. I ett sådant fall ligger det nära till hands att konsekvensbeskrivningen blir en ”MKB utan bedömningsprocedur”. Det låter inte så bra...

Om man, som vi tror är normalfallet, kommer till slutsatsen att en miljöbedömning ska göras, måste trots det en konsekvensbeskrivning av samhällsekonomi m m göras. Med tanke på likheterna förefaller det lämpligt att konsekvensbeskrivning och miljöbedömning utförs i en gemensam konsekvensbedömningsprocess, där miljöbedömningsdirektivets och miljöbalkens procedurregler ger stöd för processen och där konsekvensbeskrivningen bidrar till att bredda ”scopet” (avgränsningen) genom att tillföra aspekter som samhällsekonomi m m.

Metodologiska aspekter på miljöbedömning av miljö kvalitetsnormer

Olika typer av miljö kvalitetsnormer. I kapitel 1 diskuteras miljö kvalitetsnormer som har karaktären av mål och bindande rikt- eller gränsvärde. Vår slutsats av arbetet i Sverige med miljö kvalitetsnormer för vatten är att normerna i många fall kommer att ha karaktären av mål och olika former av riktvärden (kanske bättre formulerat som inriktningsvärden)²⁰⁷. Med en sådan utformning²⁰⁸ måste uppfyllelsen av normen betraktas som osäker, något som behöver hanteras med hjälp av till exempel känslighetsanalyser eller utfallsscenarier.

Alternativ. Både miljöbedömningen och konsekvensbeskrivningen ställer krav på att alternativ ska belysas. Alternativ i detta fall handlar rimligen i första hand om andra normer och andra normkonstruktioner än den föreslagna. Det får således förutsättas att det verkligen finns ett behov av norm, för att arbetet med en författning alls inleds. Dock kan det finnas andra planbeslut och åtgärder än de som kan fattas eller vidtas inom ramen för vattenförvaltningen som kan vara relevanta för de vattenförhållanden som normen avser att reglera. Frågan är i vilken utsträckning sådana beslut/åtgärder ska behandlas i miljöbedömningen.

²⁰⁵ Miljöbedömningsdirektivets artikel 9 samt miljöbalken kap 6 § 16.

²⁰⁶ Prop. 1997/98:45 del 1 s. 255, se avsnitt 1.2.

²⁰⁷ Se bland annat Naturvårdsverkets rapporter om miljö kvalitetsnormer för vattenmiljö.

²⁰⁸ Systemet med miljö kvalitetsnormer har ett starkt inslag av ”critical load”-tänkande. Detta innebär att även normer som är gränsvärden kan vara svåra att uppfylla, som till exempel miljö kvalitetsnormerna för luft (kvävedioxid och partiklar).

Nollalternativ. Miljöbedömningen (och konsekvensbeskrivningen) ska analysera vad som händer om ingen norm utfärdas. Detta aktualiserar frågan om helt andra styrmedel än normer och om annan planering än vattenmyndigheternas. Se också ovan om alternativ.

Baseline-utveckling (ungefär ”förändring av miljötillståndet över tiden”). Kartläggning och analys av vattenförhållandena behöver läggas upp med tanke på att resultatet även ska kunna användas som underlag för att bedöma förändringen av miljötillståndet i framtiden (både i nollalternativ och i utfallsscenarier).

Betydande påverkan. Miljöbedömningen ska identifiera, beskriva och utvärdera den betydande miljöpåverkan som kan uppkomma av normens tillämpning, positiv som negativ²⁰⁹. Detta kan i många fall säkert vara en svår och resurskrävande uppgift. Uppgiften kräver i princip att åtgärder för att uppfylla normen identifieras, vilket är att föregripa arbetet med åtgärdsprogram – eller blir vattenplaneringen så integrerad att normgivning och åtgärdsplanering går hand i hand? Uppgiften är resurskrävande så till vida att seriösa försök att identifiera och beskriva miljöpåverkan kan kräva omfattande modellering, till exempel med hjälp av GIS.

Samråd. Svårigheten att avgränsa samrådsretsen har berörts ovan. Problemen med att hitta former för att bedriva meningsfulla samråd med allmänheten, organisationer och lokala myndigheter är generella för alla planer och program som omfattar större geografiska områden, inte bara miljökvalitetsnormer.

Miljöbedömning av miljökvalitetsnormer – sammanfattande slutsatser

Några sammanfattande slutsatser vi drar när det gäller miljöbedömning av framtagande av och beslut om miljökvalitetsnormer inom vattenförvaltningen är:

- Om normgivning är att betrakta som ett programbeslut som träffas av miljöbalkens bestämmelser om miljöbedömning får behovet av miljöbedömning för en viss norm avgöras från fall till fall, med utgångspunkt i frågan om normen ger upphov till betydande påverkan eller inte.
- Det är svårt att tänka sig en miljökvalitetsnorm för vatten som inte ger upphov till negativ påverkan för någon miljöaspekt. I flera fall torde det vara uppenbart att miljökvalitetsnormen kan ge upphov till betydande negativ miljöpåverkan, i andra fall kan det vara svårt att avgöra om påverkan är betydande.
- Framtagande av miljökvalitetsnorm är en oreglerad process som behöver utvecklas till mera tydlig procedur för att miljöbedömningar effektivt ska kunna integreras.
- Miljöbedömningen underlättas om framtagandet av miljökvalitetsnormen är väl integrerad med övriga moment i vattenplaneringen, främst kartläggning/analys och arbetet med åtgärdsprogram.
- Miljöbedömningar av miljökvalitetsnormer bör integreras med de konsekvensbeskrivningar som alltid ska göras när en norm tas fram. I praktiken innebär detta att miljöbedömningens omfattning breddas med aspekter som samhällsekonomi och konsekvenser för verksamhetsutövare.

Andra slutsatser gäller svårigheter att beskriva och utvärdera miljöpåverkan och att bedriva meningsfulla samråd. Dessa slutsatser är emellertid generella för de flesta planer och program och behandlas inte vidare här.

²⁰⁹ Se miljöbedömningsdirektivets artikel 5.

4.3 Miljöbedömningar inför beslut om åtgärdsprogram

Många av slutsatserna kring miljöbedömning av miljökvalitetsnormer gäller också på motsvarande sätt för åtgärdsprogram. I texten nedan gör vi i tillämpliga fall hänvisningar till föregående avsnitt.

Konsekvensbeskrivning och miljöbedömning

Beslut om ett åtgärdsprogram fattas enligt miljöbalken av regeringen, en myndighet (som vattenmyndigheten) eller en kommun. Inför beslutet ska alltid en *konsekvensbeskrivning* göras som belyser bland annat konsekvenser för allmänna och enskilda intressen. I förordningen anges att detta omfattar inte bara ekonomiska utan även de miljömässiga konsekvenserna²¹⁰. Precis som när det gäller framtagandet av miljökvalitetsnormer finns ingen reglerad bedömningsprocedur för konsekvensbeskrivning av åtgärdsprogram, men det finns delvis procedur för programmet.

Vi har redan tidigare beskrivit kriterierna för att kräva miljöbedömning men summerar det viktigaste. Syftet med åtgärdsprogram är att styra verksamheter, åtgärder m.m. Även för mera strategiska åtgärdsprogram pekar just syftet på att styrningskriteriet borde uppfyllas. Åtgärdsprogram ska bara vid ändringar eller för geografiskt små områden bedömas med avseende på påverkan. Större och mindre ändringar av åtgärdsprogram är dock tänkbara – till exempel om man vid genomförandet finner en åtgärd olämplig eller överspelad. Behovet av miljöbedömning för dessa ändringar ska då bedömas från fall till fall²¹¹. Det finns, med den breda miljödefinitionen, en uppenbar risk att programmet kan ge negativ inverkan på andra miljöintressen än det intresse som programmet syftar till att skydda. De åtgärder som ska vidtas för att uppfylla miljökvalitetsnormerna kan vara av olika karaktär, bland annat beroende på vilka faktorer som påverkar den vattenmiljö som skyddas av en norm och hur normen har utformats. Åtgärder som kan förekomma är allt ifrån fysiska åtgärder, skatter och bidrag, förbud och andra regler till information och folkbildning. Vi föreställer oss att programmen regelmässigt kommer att presentera en ”mix” av olika typer av åtgärder och där åtgärder ingår vars utfall kan leda till betydande negativ miljöpåverkan²¹². Analogt med resonemanget i avsnitt 4.2 om normer förutsätter vi således att åtgärdsprogrammen inom vattenförvaltningen träffas av bestämmelserna i miljöbedömningsdirektivet, antingen på grund av huvudregeln eller för ändringar och mindre områden på grund av trolig betydande negativ miljöpåverkan.

Liksom för miljökvalitetsnormer är vår hypotes således att åtgärdsprogram i normalfallet omfattas av krav på *miljöbedömning*²¹³. Rutiner för behovsbedömning (screening) och kriterier för bedömning av betydande påverkan behöver dock utvecklas²¹⁴.

²¹⁰ Förordning (2004:660) om förvaltning av vattenmiljön, kap 6 § 6.

²¹¹ Miljöbedömningsdirektivets artikel 3.3, MKB-förordningen 4 § 2 st.

²¹² De två förslag till åtgärdsprogram för luftkvalitet som länsstyrelsen i Stockholms län har utarbetat kan ses exempel på detta. Det kan till och med diskuteras om inte åtgärdsprogrammets genomförande kan leda till (betydande) negativ påverkan med avseende på den hälsopåverkan som programmet syftar till att åtgärda!

²¹³ I vår bedömning av normgivning har vi beaktat att normer kan mobilisera andra aktiviteter och åtgärder än sådana som stadfästs i ett åtgärdsprogram. Teoretiskt sett skulle en norm kunna bedömas medföra betydande påverkan, medan åtgärdsprogrammet för att uppfylla normen inte bedömas ge upphov till sådan påverkan på miljön.

²¹⁴ MKB-förordningen innehåller förvisso generella kriterier, men de behöver preciseras genom t.ex. allmänna råd från Naturvårdsverket och SGU.

Tabell 6 Tänkbar inriktning och omfattning av åtgärdsprogram enligt ramdirektivet

Åtgärdsprogrammets inriktning

Inriktning/strategier	Övergripande riktlinjer	Konkreta åtgärder	
"Östersjön i ekologisk balans inom en generation"			Hela distriktet (t ex egentliga Östersjön)
	"Halvera jordbrukets bidrag till övergödningen innan 2009"	"Ingen gödselspridning inom 25 meter från ... före den 1 maj."	Flera avrinningsområden (t ex Laholmsbukten med tillrinningsområden)
"Sveriges bästa laxälv senast 2020"		"Bygg laxtrappa vid Ätrafors kraftverk"	Avrinningsområden (t ex Ätran med Högvasån)
		"Höj medelnivån med 15 cm"	Del av avr.område (t ex Tåkern i Motala ströms avr.omr.)

Åtgärdsprogrammets geografiska omfattning

Integrering av miljöbedömning i processen kring åtgärdsprogram

För framtagande av åtgärdsprogram finns bestämmelser om bland annat samråd kring förslag till program och om samrådsredogörelse²¹⁵. De samråd som krävs vid behovsbedömningen och som underlag för att bestämma omfattning och detaljeringsgrad av miljöbedömningen kan dock inte knytas till de skeden som reglerats för programmet som sådant. Precis som för normgivning är det främst de tidiga skedena i en miljöbedömningsprocess som aktualiserar behovet av att utveckla proceduren kring framtagande av åtgärdsprogram. Möjligen kan samråden om normerna användas som ett samråd i tidigt skede för programmen (se tabell 5).

Integrering av miljöbedömning och konsekvensbeskrivning

Den miljöbedömning som vi menar kommer att behöva göras för åtgärdsprogram uppvisar både likheter och skillnader med den konsekvensbeskrivning som miljöbalken kräver²¹⁶. Viktiga skillnader är att miljöbedömningen reglerar proceduren och att "scopet" för konsekvensbeskrivningen är bredare²¹⁷. Om vattenmyndigheten kommer till slutsatsen att betydande påverkan på miljön inte befaras ska ändå en konsekvensbeskrivning göras. En sådan beskrivning kommer att redovisa miljömässiga konsekvenser – förarbetena liksom förordningen tar upp detta särskilt²¹⁸. Våra slutsatser blir att konsekvensbeskrivning och miljöbedömning bör utföras i en gemensam process, där miljöbedömningsbestämmelserna ger stadga åt processen och för in alternativbelysning och där konsekvensbeskrivningen breddar omfattning och innehåll.

Metodologiska aspekter på miljöbedömning av åtgärdsprogram

Som nämnts ovan kommer programmen sannolikt att omfatta åtgärder av vitt skilda slag. Åtgärderna kommer att samverka och eventuellt motverka varandra. Sannolikheten för ett effektivt genomförande kommer att variera mellan olika åtgärder. Osäkerheter i åtgärdsprogrammets genomförande behöver

²¹⁵ Miljöbalken 5 kap 4 §. Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 5 kap 7 §.

²¹⁶ Miljöbalken 5 kap 6 §.

²¹⁷ En konsekvensbeskrivning ska behandla "allmänna och enskilda intressen". Formuleringen om kostnader och nytta i kap 6 § 6 i förordningen om förvaltning av vattenmiljön kan dessutom också tolkas som att konsekvensbeskrivningen ska bygga på en cost-benefitanalys.

²¹⁸ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 6 kap 6 §.

hanteras med hjälp av kända tekniker som till exempel *känslighetsanalyser* eller *utfallsscenarier*. Beroende på hur omfattande – i tid, rum och med avseende på olika typer av åtgärder – åtgärdsprogrammet är kan denna analys kan bli komplex och resurskrävande. I en iterativ process i framtagandet av programmet sammanfaller analysen av tänkbara utfall på ett naturligt sätt med den belysning av (rimliga) *alternativ* som miljöbedömningsdirektivet och miljöbalken kräver.

Se vidare aspekter på konsekvensbedömning, nollalternativ, baseline, samråd m m i samband med miljöbedömning av miljö kvalitetsnormer som vi redovisar i avsnitt 4.1.

Miljöbedömning av åtgärdsprogram – sammanfattande slutsatser

Vi förutsätter att åtgärdsprogram för vattenmiljön regelmässigt ”träffas” av miljöbedömningsdirektivet. Framtagande av åtgärdsprogram är en process där i princip endast samråd kring programförslag är reglerat. För att miljöbedömningar effektivt ska kunna integreras behöver främst de tidiga skedena utvecklas till mera reglerad procedur. Miljöbedömningar av åtgärdsprogram bör integreras med de konsekvensbeskrivningar som alltid ska göras när ett program tas fram. I praktiken innebär detta att miljöbedömningsens omfattning breddas med aspekter som ekonomi och konsekvenser för enskilda.

4.4 Förvaltningsplanernas roll visavi miljöbedömningar

Vattenmyndigheten ska skaffa sig kunskap om den betydande påverkan som normens faktiska tillämpning och åtgärdsprogrammets faktiska genomförande medför²¹⁹. Detta krav på övervakning är tydligt i både ramdirektivet och miljöbedömningsdirektivet, med motsvarande svenska regler. Bestämmelserna om vattenförvaltning innehåller (indirekta) krav²²⁰ på övervakning som kan nyttjas för att övervaka effekterna av normer och åtgärdsprogram. Varje vattenmyndighet ska besluta om en förvaltningsplan för vattendistriktet. Förvaltningsplanen utgör ett långsiktigt planeringsinstrument som inledningsvis ska upprättas senast i december 2009 och därefter revideras minst vart sjätte år²²¹.

Förvaltningsplanen ska bland annat innehålla en sammanfattning av den betydande påverkan på grund- och ytvatten som orsakats av mänsklig aktivitet, en redovisning av fastställda miljö kvalitetsnormer och en sammanfattning av åtgärdsprogram. När planen revideras ska den även innehålla en bedömning av uppfyllelsen av miljö kvalitetsnormerna, och redovisning av resultaten av övervakningen²²².

Vattenmyndigheten kan också besluta om delförvaltningsplaner för till exempel ett eller flera avrinningsområden eller en vattentyp inom distriktet²²³. En sådan *delförvaltningsplan* kan innehålla den information som myndigheten finner lämpligt och kan tänkbart ha en annan (tätare) periodicitet än förvaltningsplanen för distriktet. Det torde alltså vara möjligt att utforma en delförvaltningsplan som enbart behandlar genomförande och effekter på vattenmiljön av ett åtgärdsprogram eller av norm.

Vår bedömning är att övervakningen av vattenförvaltningen och ett system med distrikts- och avrinningsområdesvisa förvaltningsplaner, åtminstone på sikt, kan bli en naturlig del även av övervakningen av den (betydande negativa) påverkan som normer och åtgärdsprogram tänkbart kan medföra.

²¹⁹ Se miljöbedömningsdirektivets artikel 10 och miljöbalken kap 6 § 18.

²²⁰ Bland annat finns det möjligheter att utfärda föreskrifter om övervakning, se miljöbalken 5 kap 11 §. Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön har dock endast summeriska bestämmelser om samarbete i 7 kap 1 §, och bemyndigandet i den följande regeln för Naturvårdsverket och SGU är därför viktigt att nyttja.

²²¹ Förordningen (2004:660) om förvaltning av vattenmiljön kap 5 § 1.

²²² Förordningen (2004:660) om förvaltning av vattenmiljön bilaga 1.

²²³ Förordningen (2004:660) om förvaltning av vattenmiljön kap 5 § 2.

4.5 Integrering av miljöbedömningar i vattenförvaltning

Sammanfattningsvis innebär tillämpningen av ramdirektivet att ett ”cykliskt” och reglerat statligt planeringssystem för vattenmiljön införs. Detta system hanterar naturligt de olika typer av anspråk på vatten som kan ge upphov till betydande negativ miljöpåverkan samtidigt som systemet ger stora möjligheter att integrera miljöbedömningar i vattenplaneringen. Kartläggning, analys och övervakning ger baselinekunskap om vattenmiljön och dess utveckling under olika förhållanden.

Miljöbedömning sätter fokus på frågeställningar som vattenplaneringens syfte och räckvidd, relevanta mål, behov och problem, på handlingsalternativ och åtgärders ändamålsenlighet, genomförbarhet och effektivitet. På så sätt bidrar användning av miljöbedömningsprocesser i samband med normgivning och framtagande av åtgärdsprogram till bättre vattenplanering.

Vattenplaneringen har en cykel men i praktiken behöver (åtminstone i första planeringsvändan) kartläggning/analys, normgivning och framtagande av åtgärdsprogram ske integrerat. Detta ger en komplex, iterativ och till stora delar oreglerad process där det inte är helt enkelt att integrera miljöbedömningar. Det är den främsta svårigheten som vi ser kring möjligheterna att integrera miljöbedömningar i vattenplaneringen.

Övriga svårigheter som vi kan se är mer generella för miljöbedömningsprocesser i planerings-sammanhang, bland annat:

- Komplex och osäker inverkan av normer och åtgärdsprogram ger stora osäkerheter i analys av miljöpåverkan och/eller ställer krav på resurskrävande analys (scenarier, modellering, GIS-analys m m).
- Problem att avgränsa miljöbedömningen med avseende på bland annat miljöaspekter, detaljeringsgrad i analys och rimliga alternativ att belysa.
- Svårigheter att bedriva meningsfulla samråd kring normernas och åtgärdsprogrammets miljö-påverkan.

5 Referenser

- Att styra genom regler – checklista för regelgivare.* PM 1995:2. Statsrådsberedningen 1995.
- Bättre beslutsunderlag i den offentliga sektorn - en presentationsmodell.* Svenska Kommunförbundet, Riksrevisionsverket och Landstingsförbundet. Fi 1991:2.
- Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG om upprättandet av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. Ändrad genom beslut 2455/2001/EG.* Europeiska gemenskapernas tidning L327, 22.12.2000.
- Europaparlamentets och rådets direktiv 2001/42/EG om bedömning av vissa planers och programs miljöpåverkan.* Europeiska gemenskapernas tidning L197, 21.7.2001.
- Europaparlamentets och rådets direktiv 85/337/EG om bedömning av inverkan på miljön av vissa offentliga och privata projekt.* Europeiska gemenskapernas tidning L175 5.7.1985.
- Europaparlamentets och rådets direktiv 97/11/EG om bedömning av inverkan på miljön av vissa offentliga och privata projekt.* Europeiska gemenskapernas tidning L73 14.3.1997.
- Europaparlamentets och rådets direktiv 92/43/EEG om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur.* Europeiska gemenskapernas tidning L206 22.7.1992
- Europaparlamentets och rådets direktiv 79/409/EEG om bevarande av vilda fåglar.* Europeiskas gemenskapernas tidning L103 25.4.1979.
- Förordningsändringar med anledning av direktivet om miljöbedömningar av planer och program och protokollet om strategiska miljöbedömningar till Esbokonventionen.* Promemoria. Miljödepartementet 2004-04-15.
- Förslag till åtgärdsprogram för att klara miljö kvalitetsnormen för kvävedioxid i Stockholms län.* Redovisning av regeringens uppdrag Dnr M2000/2458/R, M2000/58/R. Länsstyrelsen i Stockholms län 2003.
- Förslag till åtgärdsprogram för att klara miljö kvalitetsnormen för partiklar i Stockholms län.* Länsstyrelsen i Stockholms län 2003.
- Förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.* Betänkande 2003/04:MJU7.
- Förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.* Proposition 2003/04:2.
- Genomförande av direktiv 2001/42 om bedömning av vissa planers och programs miljöpåverkan.* Europeiska Kommissionen 2004.
- Klart som vatten – utredningen svensk vattenadministrations betänkande angående införandet av EG:s ramdirektiv för vatten i Sverige.* SOU 2002:105.
- Konsekvensanalys.* Riksrevisionsverket. RRV 1996:38.
- Konsekvensanalys steg för steg, handledning i samhällsekonomisk konsekvensanalys för Naturvårdsverket.* Naturvårdsverket 2003. ISBN 91-620-5314-0
- Manual för konsekvensbeskrivning av föreskrifter och allmänna råd.* Boverket maj 1998.
- Miljöbalken del 1.* Proposition 1997/98:45.
- Miljöbedömningar av planer och program.* Proposition 2003/04:116.
- Miljöbedömningar avseende vissa planer och program .* Delbetänkande från PBL-kommittén. SOU 2003:70.
- Miljö kvalitetsnormer för vattenmiljö. Redovisning av ett regeringsuppdrag.* Rapport 5287. Naturvårdsverket 2003.
- Myndigheternas föreskrifter – Handbok i författningsskrivning.* Statsrådsberedningen. Ds 1992:112.
- Samverkan inom ett vattendistrikt.* Länsstyrelsens meddelandeserie 2004:4. Länsstyrelsen i Uppsala län 2004.
- Vattendistrikt och vattenmiljöförvaltning.* Proposition 2003/04:57.

Bilaga

Närmare om avgränsningen av tillämpningsområdet för miljöbedömning

Miljöbedömningar ska utföras för alla ”formella” planer och program som kan antas medföra betydande miljöpåverkan och som:

utarbetas för jord- och skogsbruk, fiske, energi, industri, transporter, avfallshandling, vattenförvaltning, telekommunikationer, turism samt fysisk planering eller markanvändning,

och i vilka förutsättningarna anges för kommande tillstånd för projekt enligt bilagorna I och II till direktiv 85/337/EEG,

eller som med tanke på att de kan antas påverka områden kräver en bedömning enligt artiklarna 6 eller 7 i direktiv 92/43/EEG.

Det är uttryckligen angett att planer och program för vattenförvaltning är av sådant slag som presumeras ingå i direktivets tillämpningsområde. En förutsättning till ska dock uppfyllas, nämligen att ramar ska sättas för kommande projektprövningar (se nedan under slutsatser).

Utredningen²²⁴ om införandet av direktivet om miljöbedömning tog som exempel på detta just ramdirektivet för vatten: I artikel 3 i SMB-direktivet anges att planer och program på vattenförvaltningsområdet kan omfattas av räckvidden. Europaparlamentet och rådet antog i december 2000 ett direktiv om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område, det s.k. ramdirektivet. Ramdirektivet är ett exempel på EG-rättsakt som ställer krav på tillskapande av planer och program som efter införlivandet i svensk författning kan komma att omfattas av kraven på miljöbedömningar enligt SMB-direktivet. --- Direktivet avser inte enbart vattenkvalitet utan vattenmiljön i sin helhet. --- Medlemsstaterna har stor frihet att utforma de åtgärder som behövs för att nå målen. --- Ramdirektivet innehåller omfattande och delvis detaljerade regler om vilka åtgärder som skall eller kan ingå i ett åtgärdsprogram. Genom förvaltningsplanen tillskapas ett instrument som kan liknas vid en långsiktig verksamhetsplan.”

Även andra slag av åtgärdsprogram togs av utredningen upp som exempel på formella planer och program: ”I 5 kap. miljöbalken regleras frågor om miljö kvalitetsnormer. Regeringen får för vissa geografiska områden eller för hela landet meddela föreskrifter om kvaliteten på mark, vatten, luft eller miljön i övrigt, om det behövs för att varaktigt skydda människors hälsa eller miljön eller för att avhjälpa skador på eller olägenheter för människors hälsa eller miljön (miljö kvalitetsnormer). Ett åtgärdsprogram skall upprättas, om det behövs för att en miljö kvalitetsnorm skall uppfyllas eller om kravet på det följer av Sveriges medlemskap i Europeiska unionen.”

Ovan nämnda planer och program, i vilka användningen av små områden på lokal nivå fastställs och mindre ändringar i sådana planer och program, kräver en miljöbedömning bara om medlemsstaten finner att de kan antas medföra en betydande miljöpåverkan.²²⁵ Det är inte sannolikt att varken åtgärdsprogram för hela avrinningsområden eller delområden kan anses som sådana små och lokala beslut som kan undantas.

Medlemsstaterna ska avgöra om andra planer och program än de som tidigare nämnts, och i vilka ramen fastställs för kommande tillstånd för projekt, kan antas medföra betydande miljöpåverkan.²²⁶ Detta kan exempelvis aktualisera frågan om formuleringen av normer, såsom ett slag av programbeslut vilket fattas genom lag eller annan författning, ska omfattas av krav på miljöbedömning.

Planer och program som endast syftar till att tjäna nationellt försvar eller civil beredskap samt finansiella planer, budgetplaner eller budgetprogram ska enligt artikeln inte omfattas av direktivets krav. Detta kan innebära att förvaltningsplaner enligt ramdirektivet inte formellt täcks av direktivet om miljöbedömning, dvs. om de kan anses ha så stor prägel av ekonomiska frågor att de ska anses som finansiella eller budgetplaner. Denna fråga utvecklas dock inte närmare här.

²²⁴ SOU 2003:70.

²²⁵ Miljöbedömningsdirektivets artikel 3.

²²⁶ Miljöbedömningsdirektivets artikel 2.

Kriterier för att avgöra om påverkan kan antas vara betydande finns i direktivets bilaga II. 1. Flera av dessa kan antas bli av betydelse för att avgöra om åtgärdsprogram får betydande påverkan. Det gäller till exempel programmets särdrag när det gäller i vilken utsträckning:

- det anger förutsättningarna för verksamheter när det gäller driftsförhållanden
- det påverkar andra planer eller program
- det bidrar till integreringen av miljöaspekter
- miljöproblem är relevanta
- det har betydelse för att genomföra gemenskapens miljölagstiftning (till exempel skydd av vatten)

Kriterierna gäller också det område som kan antas komma att påverkas av beslutet om programmet, särskilt med tanke på:

- sårbarheten hos det område som berörs av programmet, till exempel på grund av kulturarvet, särdrag i naturen,
- överskridna miljö kvalitetsstandarder eller gränsvärden,
- intensiv markanvändning.

De sistnämnda kriterierna är skrivna utifrån tanken att programmet leder till någon form av exploatering, men kriterierna är logiska även då det är inbördes konflikt mellan miljöintressen som landskap, natur, kultur. Detta kan vara fallet för åtgärdsprogram för vattnet.

Direktivet beskriver utförligt hur betydande miljöpåverkan ska bedömas.²²⁷ Medlemsstaterna ska avgöra om planer eller program av det slag som ovan beskrivits, kan antas medföra betydande miljöpåverkan antingen genom att undersöka varje enskilt fall eller genom att specificera typer av olika slags planer och program eller genom att kombinera båda dessa tillvägagångssätt. I detta syfte ska medlemsstaterna, oavsett angreppssätt, ta hänsyn till relevanta kriterier i direktivets bilaga II för att säkerställa att planer och program som kan antas medföra betydande miljöpåverkan omfattas av direktivets krav.

I den nämnda bilagas listas kriterier av två slag, dels särdragen i plan eller program, dels särdragen när det gäller påverkan och det område som kan påverkas. Det ska särskilt beaktas hur plan eller program anger förutsättningarna för projekt och andra verksamheter när det gäller plats, art, storlek och driftsförhållanden eller genom att fördela resurser. Detsamma gäller i vilken utsträckning plan eller program påverkar andra planer eller program, inklusive sådana som ingår i ett hierarkiskt system. Särskild betydelse ska också tillmätas planens eller programmets betydelse för integreringen av miljöaspekter, särskilt för att främja en hållbar utveckling. Vidare ska beaktas de miljöproblem som är relevanta för planen eller programmet liksom planens eller programmets betydelse för att genomföra gemenskapens miljölagstiftning (till exempel planer och program som har samband med avfallshantering eller skydd av vatten). När det gäller särdragen i fråga om påverkan och det område som kan påverkas, ska hänsyn särskilt tas till sannolikhet, varaktighet och frekvens av påverkan och möjligheten att avhjälpa den, påverkans ackumulerade och gränsöverskridande art, riskerna för människors hälsa eller för miljön (till exempel på grund av olyckor), påverkans storlek och fysiska omfattning (geografiskt område och antalet personer som kan antas komma att beröras), betydelsen av och sårbarheten hos det område som kan beröras på grund av kulturarvet eller speciella särdrag i naturen, överskridna miljö kvalitetsstandarder eller gränsvärden, intensiv markanvändning; påverkan av områden eller natur som har erkänd nationell, gemenskaps- eller internationell skyddsstatus.

²²⁷ Miljöbedömningsdirektivets artikel 3 p 5-7

I serien Rapporter Institutionen för stad och land har tidigare publicerats:

- 4/2007 MKB-centrum SLU. (2007), MKB-centrum SLU,
Biologisk mångfald i miljökonsekvensbeskrivningar och strategiska miljöbedömningar.
Bakgrundsdocument till konventionen om biologisk mångfald, beslut VIII/28:
Frivilliga riktlinjer om konsekvensbedömning innefattande biologisk mångfald,
ISSN: 1654-0565, ISBN: 978-91-85735-03-7
- 3/2007 Wärnbäck, A. (2007), MKB-centrum SLU,
Cumulative Effects in Swedish Impact Assessment Practice,
ISSN: 1654-0565, ISBN: 978-91-85735-02-0
- 2/2007 Myhr, U. (2007), Landskapsarkitektur,
Miljövärdering av utemiljöer. Metodbeskrivning för EcoEffect Ute,
ISSN: 1654-0565, ISBN: 978-91-85735-01-3
- 1/2007 Helmfrid, H. (2007), Landsbygdsutveckling,
Natursyn. Tre svar på vad natur är,
ISSN: 1654-0565, ISBN: 978-91-85735-00-6

EG-direktivet 2000/60 ger en ram för EU:s medlemsländer och deras åtgärder på vattenpolitikens område. I Sverige arbetar regionala vattenmyndigheter – i samverkan med länsstyrelser och kommuner – med vattenplanering i enlighet med direktivet. Vattenplaneringen omfattar bland annat kartläggning av vatten, formulering av kvalitetsmål och bindande normer för vattenkvalitet samt åtgärdsprogram. Frågan om konsekvensanalyser av olika slag uppkommer flera gånger under denna vattenplanering.

Det handlar om informella konsekvensanalyser som miljöbalkens förarbeten förväntar sig, men också formella konsekvensanalyser av normbeslut och miljöbedömning av åtgärdsprogram i enlighet med miljöbalkens regler. I denna rapport går författarna igenom de olika kraven och pekar på möjlig samordning, såväl inom vattenplaneringen som mellan vattenplanering och exempelvis kommunal fysisk planering.

Rapporten ges ut vid institutionen för stad och land SLU - Sveriges lantbruksuniversitet. I serien utges rapporter från avdelningarna för landsbygdsutveckling, landskapsarkitektur, miljökommunikation och MKB-centrum SLU, som alla är en del av institutionen.

Denna rapport om konsekvensanalyser i vattenplanering har tagits fram på initiativ av MKB-centrum SLU. Författare är Peggy Lerman, miljöjurist vid Lagtolken AB och Anders Hedlund, föreståndare för MKB-centrum.

MKB-centrum är inrättat som ett universitetscentrum vid SLU i Uppsala. Det är ett kompetenscentrum för miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) och för miljöbedömningar i politik och i planeringsprocesser. Målsättningen är att fungera som ett nav för utbildning, forskning, utvecklingsarbete och information inom området. Våra målgrupper är länsstyrelser, kommuner, miljödomstolar, statliga myndigheter, konsulter, universitet och högskolor och andra som är intresserade av MKB och miljöbedömning.