

Blekinge Institute of Technology
Research Report 2004:09



Miljöregler - hinder för utveckling och god miljö?

Lars Emmelin
Blekinge Tekniska Högskola

Peggy Lerman
Lagtolken AB

Centre for Spatial Development & Planning/CTUP
Blekinge Institute of Technology



Miljöregler

– hinder för utveckling och god miljö?

Lars Emmelin
Blekinge Tekniska Högskola

Peggy Lerman
Lagtolken AB

En förstudie genomförd på uppdrag av Centrum för Territoriell Utvecklingsplanering, Blekinge Tekniska Högskola

Förord

Detta är resultatet av en förstudie, vilket vi upprepar på många ställen i rapporten. Som förstudie får den anses relativt omfattande och framförallt långt utdragen i tiden. Det är inte bara pressen från annat arbete som är orsak till detta. Ämnet är stort och svårt. Avsikten att försöka leverera en kritik som upplevs som väl underbyggd, seriös och konstruktiv har gett oss anledning till många omtag, strykningar, fördjupningar, förfrågningar.

Studien är resultatet av en diskussion i styrelsen för Center för Territoriell Utvecklingsplanering/CTUP vid Blekinge Tekniska Högskola. CTUPs ordförande Gösta Blücher och forskningsledare Jan-Evert Nilsson har läst och kommenterat delar av manuskriptet i olika stadier och bidragit aktivt i de diskussioner som förts i CTUPs styrelse om projektet. Deras stöd för den ursprungliga idén om en studie var förutsättningen för att den alls kom till stånd.

Vi har haft möjlighet att diskutera både idéer och manuskript i olika stadier med CTUPs styrelse. Ett seminarium om vattendirektivet anordnat av Boverket och en diskussion om ett utkast till manuskriptet på Naturvårdsverket hjälpte oss att komma vidare; tack till June Lindahl, Marie Larsson och Ebbe Adolfsson.

Vi har haft förmånen att diskutera frågorna med många kollegor. Särskilt vill vi nämna Carl-Gustaf Hagander, länsstyrelsen i Stockholm; Sven Göthe, Riksantikvarieämbetet; Anders Hedlund och Hans-Georg Wallentinus, MKB-Centrum SLU; June Lindahl och Robert Johansson, Boverket.

Anders Lillienau, sekreterare i Miljöbalkskommittén, gav oss många kloka kommentarer till ett tidigt utkast; att han vänligt avböjde att kommentera 3G-kapitlet tog vi som en fingervisning om att de med fördel kunde revideras, vilket alltså gjorts. De kritiska och stringenta remissvar som Bengt Eriksson vid länsstyrelsen i Stockholm utformar om MKB mm har vi i olika sammanhang dragit nytta av. Stellan Svedström, Boverket, har tålmodigt och insiktsfullt diskuterat 3G.

Ingen av våra kommentatorer bär naturligtvis ansvar för vad som nu står i rapporten. De uppfattningar vi framför är våra egna och omfattas inte nödvändigtvis av CTUPs styrelse eller de myndigheter som är medlemmar i centret.

Karlskrona oktober 2004

Lars Emmelin

Peggy Lerman

Innehållsförteckning

KAP 1. ÖVERSIKT	6
<i>Bakgrund och upplägg.....</i>	<i>6</i>
<i>Konsekvensbeskrivningar – ett utslitet redskap?.....</i>	<i>7</i>
<i>Natura 2000 – ett svårförutsägbart skydd?.....</i>	<i>8</i>
<i>Vattendirektivet – skiljer marken från vattnet?</i>	<i>9</i>
<i>Sanktionssystemet – silar mygg?</i>	<i>10</i>
<i>3G-systemet – kommunerna som syndabock?</i>	<i>10</i>
<i>Regeringens tillåtlighetsprövning – en omöjlig uppgift?.....</i>	<i>10</i>
<i>Miljömål – retoriska övningar?.....</i>	<i>11</i>
KAP 2. UTGÅNGSPUNKTER.....	12
KAP 3. MILJÖKONSEKVENSBESKRIVNINGAR – DET MESTA BLEV DET GODAS FIENDE?	15
<i>Bakgrund</i>	<i>15</i>
<i>När ska det finnas MKB?.....</i>	<i>17</i>
<i>Oavsett om det behövs</i>	<i>17</i>
<i>I allt flera fall</i>	<i>17</i>
<i>Många sorter i fysisk planering.....</i>	<i>18</i>
<i>Sektorspräglat gemensamt system förvirrar?</i>	<i>19</i>
<i>Gemensamt syfte får nya kläder.....</i>	<i>19</i>
<i>Integrerad MKB färgas av sektorns traditioner</i>	<i>19</i>
<i>Hjälpmedel används fel?</i>	<i>19</i>
<i>Avgränsning</i>	<i>19</i>
<i>Samlat beslutsunderlag.....</i>	<i>20</i>
<i>Uppföljning.....</i>	<i>21</i>
<i>Beslutandemängd med specialbehov i MKB?.....</i>	<i>23</i>
<i>Kvalitetskontroll på rätt plats?.....</i>	<i>23</i>
<i>Regionalstaten sammanhållande faktor nationellt?</i>	<i>23</i>
<i>Sektorsmyndigheters verkan för helhet?.....</i>	<i>24</i>
<i>Systemets integritet.....</i>	<i>24</i>
<i>Implementeringen av EG-direktiv.....</i>	<i>25</i>
<i>Inför medlemskapet.....</i>	<i>25</i>
<i>Efter kritik</i>	<i>25</i>
<i>Efter eget skapande</i>	<i>26</i>
<i>Närmare om miljöbedömning av planer.....</i>	<i>26</i>
<i>Skydd av miljön.....</i>	<i>26</i>
<i>Integrera eller separera</i>	<i>26</i>
<i>Genomsiktighet</i>	<i>26</i>
<i>Kvalitet</i>	<i>27</i>
<i>Behovsbedömning skjuts på framtiden.....</i>	<i>27</i>
<i>Infrastrukturplanering är projektering.....</i>	<i>27</i>
<i>Avslutande reflektioner.....</i>	<i>30</i>
KAP 4. NATURA 2000 – EN NÖDVÄNDIG KONFLIKT MELLAN FÖRUTSÄGBARHET OCH VERKNINGSFULLHET?	31
<i>Bakgrund</i>	<i>31</i>
<i>Skyddets funktion</i>	<i>32</i>
<i>Både ekologiskt och samhälleligt?.....</i>	<i>32</i>
<i>Funktionellt genom förankring?.....</i>	<i>33</i>
<i>Ekologiskt förutseende men svårförutsebart och svårstyrt?</i>	<i>33</i>
<i>Vetenskapligt svårbedömt med rättsliga risker?.....</i>	<i>34</i>
<i>Närmare om det formella systemet och rättsliga problem.....</i>	<i>35</i>
<i>Översikt av skyddets konstruktion.....</i>	<i>36</i>
<i>Områdena</i>	<i>36</i>
<i>Kunskap</i>	<i>36</i>
<i>Skötseln</i>	<i>36</i>
<i>Förändringar</i>	<i>37</i>
<i>Äldre beslut och pågående verksamheter</i>	<i>37</i>
<i>Samspelet stat – kommun.....</i>	<i>37</i>

Riksintresse.....	37
Länsstyrelsens kontroll av kommunala PBL-beslut	38
Tillståndsprovning	39
Vad är bedömningspliktiga verksamheter och åtgärder?	39
Behovsbedömningen	41
Begreppsförvirring om behovsbedömning	41
Faktaunderlag	43
Förutsättningar för tillstånd.....	43
Skadebedömning	44
Beslutsunderlaget MKB	44
<i>Avslutande reflektioner</i>	46
KAP 5. VATTENDIREKTIVET – EN VATTENDELARE FÖR PLANERING?	48
<i>Bakgrund</i>	48
<i>Oklarheter som sätter ner styrförmågan?</i>	49
Oklarheter som behöver politiska ställningstaganden	50
Oklarheter som behöver juridiskt stöd.....	50
<i>Styrmedlet miljö kvalitetsnormer</i>	50
Mål, rekommendationer och bindande värden	51
Svenska normer	52
Beslutsprocessen	54
<i>Miljö kvalitetsnormernas styrverkan och tillämpning</i>	56
Beslutssituationer	56
Beslutskriterier	58
Rättsföljd	59
Beslutsrelevans och tillämpbarhet	59
<i>Begreppsförvirring om miljö kvalitetsnormer</i>	59
Gränsvärde och riktvärde	60
Beteckningen miljö kvalitetsnorm	60
<i>Styrmedlet åtgärdsprogram</i>	61
Strategi och handlingsprogram	63
Äldre oklarheter.....	63
<i>Planering och planering</i>	64
Separata vattenplaner igen	64
Dubbla huvuden eller kluven tunga	64
Samråd för utbyte, förankring eller uttrötning.....	64
Paradigmskifte eller metodutveckling	64
<i>Vad betyder ”gäller”?</i>	65
Typfall	65
Steget från ”gälla” till genomföra	67
<i>Avslutande reflektioner</i>	69
KAP 6. SANKTIONSSYSTEMET – SILA MYGG OCH SVÄLJA KAMELER?	71
<i>Bakgrund</i>	71
<i>Tillämpningen</i>	71
<i>Avslutande reflektioner</i>	72
KAP 7. 3G-SYSTEMET – KOMMUNER OCH MILJÖBYRÅKRATI SOM SYNDABOCK?.....	74
<i>Bakgrund</i>	74
<i>Utbyggnaden som ett spel</i>	75
<i>Mastinfrastrukturen som planerings- och miljöproblem</i>	77
PTS miljöansvar vid utformningen av systemet	78
Utformningen av mastinfrastrukturen.....	79
<i>Har tillståndsprocesserna faktiskt försenat utbyggnaden?</i>	80
Markåtkomst.....	82
<i>En otillfredsställande prövningsprocess</i>	82
Förvirrande och motstridig information.....	83
Blixtnedslag – en obeaktad dimension i planeringen	84
Dolda anläggningar och oron för strålning	85
<i>Avslutande reflexioner</i>	87
Kompletterande provning enligt PBL & MB men med möjlighet till motstridiga resultat	87
Bristen på överordnad analys dvs. SMB.....	88
Behovet av ”typ-MKB”	88
Effekterna av en icke fungerande process	88

Är 3G-systemet värt forskning?	88
KAP 8. REGERINGENS TILLÅTLIGHETSPRÖVNING – EN BALANS MELLAN TIDIG ETABLERINGSBEDÖMNING OCH LEGAL HINDERSANALYS?	90
<i>Bakgrund</i>	90
<i>Tillämpningen</i>	92
Myndigheter utan kapacitet att handlägga?	92
Lagom beslutsunderlag?	92
Högarna växer?	93
Meningsfulla samråd och beslutsprocesser?	94
<i>Närmare om formella och praktiska utgångspunkter</i>	94
Regeringsprövning då och nu	94
Planeringsteknik för punkter och strukturer	98
Processbekymmer – sena och sällsynta aktörer?	98
Bevisbörda och bemötande	99
<i>Avslutande reflektioner</i>	100
KAP 9. MILJÖMÅLEN: MÅLSTYRNING ELLER SYMBOLPOLITIK?	102
<i>Bakgrund</i>	102
Miljömålsarbetet	104
Två typer av miljömål	105
<i>Om att utvärdera miljömålen</i>	106
<i>Några problem i operationaliseringen av diffusa mål</i>	109
Teknokrati	114
Orsak och verkan – uppfyllda delmål och bättre miljö?	115
Miljömål och fysisk planering	116
Miljömålen och konsekvensbedömning	116
Kunde MUA förhindrat Hallandsåsskandalen?	117
<i>Miljömålen och målstyrning</i>	118
Gäller miljömålen?	119
Miljömålen som norm	122
Konkurrerande normsystem	123
<i>Konsensus om vaga begrepp</i>	124
Miljömålen och miljövärdens ingenjörskonst	126
<i>Avslutande reflexioner</i>	128
Är miljömålen värda forskning, analys och debatt?	129
KAP 10. AVSLUTANDE REFLEXIONER.....	131
<i>Miljöprövning – komplexitet eller komplikation</i>	131
<i>Miljölagstiftningen - ett lappverk som inte hänger samman</i>	131
<i>MKB – ett havererat system</i>	132
<i>Mellan ”att väga” och ”att våga”</i>	133
<i>Sektorsvis målstyrning</i>	133
<i>Motstridig information och sektorskonkurrens</i>	133
<i>Hållbar utveckling?</i>	134
<i>Rättssäkerhet</i>	135
<i>Är problemet lagtekniskt?</i>	136
<i>Förståelse för miljöpolitiken – om att arbeta med angelägna problem</i>	136
<i>Faran för en backlash</i>	137
Att göra miljöprövningen till syndabock	137
Det danska exemplet	139
<i>Vad har vi inte visat</i>	140
<i>Fortsatt arbete</i>	141

Kap 1. Översikt

I detta kapitel ges en form av läsanvisning, men presenteras också några av de grundläggande problemen i förstudien. Denna översikt av analysen av olika teman utgör dock inte en egentlig sammanfattning, utan syftar snarare till att locka till fortsatt läsning.

Bakgrund och upplägg

Miljöarbetet i Sverige kan förefalla inne på två olyckliga spår. Det ena leder via okoordinerade regelverk och detaljbyråkrati till rättsosäkerhet, minskat intresse för konkreta miljöfrågor och minskad respekt för miljöomsorg. Det andra leder via diffust formulerade miljömål och hållbarhetsretorik in i symbolpolitik; verkningslös eller i värsta fall kontraproduktiv. Båda medför att krafter slösas, som behövs för att lösa akuta eller mera långsiktiga miljöproblem. Denna förstudie tar främst upp farhågan om en ökad men icke verkningsfull byråkrati.

Det är risken för att miljövärden ytterst blir lidande, som är motiv för undersökningen. Komplicerade förfaranden för prövning av komplicerade frågor kan vara befogade, om de är verkningsfulla i arbetet för bättre miljö och långsiktigt hållbar utveckling. Om de däremot har både begränsad eller till och med kontraproduktiv effekt, eller låg effektivitet, utgör de ett bekymmer som miljövärden själv måste komma till rätta med för att inte förlora genomslag och stöd.

Utredningens karaktär av förstudie innebär bl.a. att djupet i analyserna varierar mellan de olika teman vi valt att ta upp. Vi har velat undersöka om våra allmänna tvivel, när det gäller utvecklingen av regelsystemet och dess tillämpning, förefaller tillräckligt välgrundade för att motivera en mera omfattande och systematisk studie.

Rapporten tar upp ett antal teman. Strukturen på varje avsnitt är grovt densamma:

- Skissartad beskrivning av temat, om möjligt med den bild som motstående intressen och media tycks förmedla.
- Bakgrund och problembeskrivning.
- Analys och diskussion.
- Preliminära konklusioner.

De teman som tas upp, bland den mängd miljöfrågor som är aktuella i samhället, utgör ett urval av områden där vi ser exempel på en kontraproduktiv utveckling. Det gäller konsekvensbeskrivningar som beslutsredskap, skyddet av det ekologiska nätverket Natura 2000, regeringens prövning av tillåtligheten av särskilt ingripande verksamheter, vattendirektivets planeringsfunktion, sanktionssystemet. Bristen på miljöanalys av policy- eller programbeslut och komplikationer när prövning av ett system sker på detaljnivå illustreras av mobiltelefonsystemet 3G. Ett kapitel ägnas åt en diskussion av de av Riksdagen antagna femton nationella miljö kvalitetsmålen.

Även inom respektive tema gör vi ett urval, när det gäller presentation av fakta, tillämpning och analys. Beskrivningen av ett tema ger därför på inget vis en fullständig beskrivning av förhållandena. Förhoppningen är dock att beskrivningen ska vara tillräcklig för att föra en debatt om styrmedlets funktion och möjliga förbättringar. Det finns överlappning mellan teman, exempelvis konsekvensanalysers tillämpning i Natura 2000, vid regeringsprövning och inför policybeslut, och delvis även gemensamma problem, som det ofta nämnda bekymret

med aktörers bristande resurser. Vi har dock valt att göra denna temaindelning för att kunna renodla och därigenom möjliggöra en fördjupad diskussion. Nedan följer en summering av huvudsakliga teman.

Konsekvensbeskrivningar – ett utslitet redskap?

Bedömning av miljökonsekvenser inför myndighets prövning av störande verksamheter och åtgärder har funnits i 35 år internationellt men endast en kort tid i Sverige, om internationellt etablerade kriterier för god praxis tas som utgångspunkt. Att konsekvensanalys kan vara ett nödvändigt och verkningsfullt redskap för miljöhänsyn är vår utgångspunkt.

Procedurer för miljökonsekvensbedömningen liksom preciserade krav på dokumentet miljökonsekvensbeskrivning infördes först 1999 genom miljöbalken. Det finns härutöver kompletterande krav på MKB av olika slag, bl.a. för policy (i form av författningar), planer, program, produkter, metoder m.m., i drygt 50 regelverk. Det finns emellertid ingen reglering av den internationellt sett grundläggande funktionen ”behovsbedömning” (”screening”), som innebär att verksamheter utan betydande påverkan inte ska ha en formaliserad MKB. Avsaknaden av sådan behovsbedömning gör MKB till ett obligatoriskt beslutsunderlag i (princip) alla tillståndsärenden enligt miljöbalken och vissa sektorslagar, oavsett om det kan antas bli små eller stora konsekvenser. Det innebär att det svenska systemet kräver oerhört många fler MKB än vad som är normalt, vilket kan utgöra en risk för bristande kvalitet när resurser saknas.

Även funktionen ”scoping” – dvs. avgränsning när det gäller sakfrågor, metod, tid, rum, procedur, dokument etc. – är reglerad på ett annorlunda sätt i Sverige. Det görs dels en grov indelning i ”stor MKB” respektive ”liten MKB”, på grundval av de kriterier som internationellt används för screening, dels en situationsanpassad avgränsning i varje fall, vilken görs utan kriterier men med stöd av aktörerna i bedömningsproceduren. Den första grova uppdelningen i stor/liten synes få störst uppmärksamhet i tillämpningen; möjligen på grund av de konkreta kriterier som finns och kravet på formligt ställningstagande hos länsstyrelsen, dock utan att leda till den bonus för systemet som minskade formkrav skulle ge i de fall det inte är betydande påverkan. Den egentliga och löpande avgränsningen, en viktig del i kvalitetssäkringen av detta miljöredskap, syns mera sällan och ofta inte förrän MKB är slutförd, dvs. i prövningsprocessen och då i form av kompletteringskrav. Några skäl till obalansen i avgränsningen kan vara den avsevärda mängd tidiga samråd som länsstyrelsen ska genomföra inför ställningstagandet om stor eller liten MKB, avsaknaden av kriterier för den löpande avgränsningen och oklarheten i funktion: screening eller scoping? Bristen på fokus gör det svårare att granska beslutsunderlaget men också att använda det i beslut för ökad hänsyn.

Systemet är även till sin konstruktion i övrigt av speciell karaktär. Internationellt väljs antingen ett sektorssystem, där MKB regleras separat och skräddarsys för envar prövningslag genom att integreras i denna, eller ett för alla gemensamt och separat MKB-förfarande, antingen i form av ett miljösamråd eller som en fysisk planering. Ett dubbelt angreppssätt har emellertid valts i Sverige, som innebär att det både är ett gemensamt system (i miljöbalken) och ett sektoriserat system med integrering i respektive prövningslag och med mer eller mindre starka kopplingar till det gemensamma systemet. Sektorslagens egna regler om procedur, materiella prövningsgrunder etc. präglar givetvis även MKB och det finns dessutom särregler för MKB med uttryckliga avvikelser från de gemensamma kraven. Det gör det svårt att hålla ihop praxis, vilket förstärks av bristen på översikt i och med den stora mängden MKB årligen. För praktikern är utmaningen att rent faktiskt hålla reda på det omfattande regelsystemet, ständigt i förändring. Det ger risk för fokus på formalia snarare än konsekvensanalysen.

Problemen med det svenska systemet gäller huvudsakligen:

- Resursbrister, där kostnaden för byråkratin i många små ärenden inte kan förväntas motsvaras av miljönytta.
- Kvalitetsbrister, där de huvudsakliga styrfunktionerna hos MKB, att förbättra idéer såväl som beskriva faktiska följder, inte tas tillvara.
- Professionella brister, där hantverket konsekvensanalys inte får incitament att utvecklas i en svensk kontext när en mängd små-mkb ska processas fram.
- Falsk trygghet, där många MKB ger intryck av betryggande bedömning samtidigt som summan av de små men bristfälliga bedömningarna inte garanterar att de samlade verkningarna på miljön beaktas.

Natura 2000 – ett svårförutsägbart skydd?

Nätverket Natura 2000 ger ett ekologiskt perspektiv på naturskyddet, i vart fall inom Europa. Stränga skyddsregler och krav på utvecklade kunskapsunderlag och kompensation är några välformulerade genomförandeinstrument. Generellt ligger genomförandet av nätverket efter, delvis på grund av motstånd mot skyddet i denna form. Den principiella frågan om behovet av skydd genom reservat tar vi inte upp. Som ett resultat av kommuners och olika motstående intressens erfarenheter av skyddsområdena hittills är det risk för att motståndet i Sverige övergår till mera generellt hård attityd mot naturvårdsarbete allmänt – jämför t.ex. signaler från skogsnäringen, utbyggnadskonflikter i fjällen och skärgården samt reaktioner mot fiskeförbud.

Ur naturvårdens perspektiv kan Natura 2000 framstå som en betydelsefull framflyttning av positionerna av flera skäl. Det ger en möjlighet att förhindra eller påverka ingrepp även utanför ett fredat område om de hotar skyddsvärdena, dvs. ett funktionellt ekologiskt snarare än ett rent territoriellt perspektiv på skydd. Frågan får hög status genom att beslut om ingrepp lyfts till nationell och EU-nivå. Reglerna ger en möjlighet att ställa krav på kompensationsåtgärder. Genom krav på MKB inför *alla* typer av åtgärder och verksamheter som påverkar det skyddsvärda, oavsett om det i övrigt finns krav på myndighetsprövning, sprids och fördjupas kunskapen om värden och möjliggörs ökat hänsynstagande.

Problemen ligger i bl.a. följande. Underlag för denna statushöjning av ett visst område kan vara bristfälligt, med risk för att områdets värde inte sakligt motiverar högsta skyddsstatus eller för att alternativt område kunde ha fungerat bättre även i ett samhällsperspektiv. En mycket hastig utpekandeprocédur var ett skäl till dessa brister och innebar dessutom att kommuner och andra intressen i landskapet kan anse sig vara överkörda. Det ger i sig en risk för motstånd mot även välgrundande skydd av områden. Naturvården synes uppfatta områdenas status som en absolut vetorätt i förhållande till varje ingrepp vid ett område; bedömningen av vad som ska anses som skada kan då bli absurd. Förutsägbarheten för andra intressen i landskapet minskar kraftigt, eventuellt till den punkt där man upplever att rättsäkerheten kränks.

Sammanfattningsvis kan problemen sägas ligga i:

- Avsaknaden av procedur för utpekande av områden, men delvis också för prövning av förändringar, där bristande förankring ger en risk för minskat engagemang.
- Skyddets nivå, vars strikthet har få motsvarigheter för annat slag av intresse, vilket vid en bristande förankring kan riskera att ge onödigt motstånd mot nödvändigt naturskydd.
- Kunskapsmässiga problem när det gäller möjligheten att rent faktiskt förutse vilka åtgärder som kan skada vilka värden på vilket avstånd, med risk för slumpmässig och felaktig eller orättvis behandling.

Vattendirektivet – skiljer marken från vattnet?

Utmärkande för vattendirektivet är att det likt Natura 2000 utgår från en naturvetenskaplig snarare än juridisk, administrativ eller annan samhällelig logik: avrinningsområdet som optimalt förvaltningsområde. En administration baserad på avrinningsområden skapar i Sverige en förvaltning som inte stämmer med några andra planeringsorgan, vilket ger risk för legala, administrativa och andra liknande problem. Mera bestickande är dock att kommunerna är den fysiska planeringens grundenhet, vilket ger en logisk konflikt tekniskt/naturvetenskapligt: planeringen av vattenfrågorna kan inte gärna vara åtskild från planering av markanvändningen.

En grundläggande fråga för att klargöra den principiella konflikten är vilken utgångspunkt (lag) som ska väljas vid planeringen av vattnet. Plan- och bygglagen utgår från både mark och vatten, är inriktad på förändrad användning och ger bestämmelser om exploatering. Miljöbalken fokuserar vattenområden, är inriktad på bibehållen användning och ger bestämmelser om miljökvaliteter men också exploatering. Kanske är det ett tredje perspektiv som behöver vara grunden för framtida beslutsfattande, där långsiktighet kan innebära att traditionella beslutsmetoder som politisk avvägning och expertmässig skadebedömning inte längre får hållas isär.

Denna grundläggande perspektivskillnad är inte närmare belyst i förarbetena utan lösningen anges, liksom i andra fall, vara ”samordning” av regelverken. Vattenplaneringens relation till annan fysisk planering och tillståndsprövning av olika slag är således inte klarlagd i utredningar och förslag, utan överlämnas helt till tillämpare som vattenmyndigheter, länsstyrelser, kommuner, domstolar och tillsynsmyndigheter. Möjligen ger vattendirektivet en illustration av en generell situation: att lagsystemen om användning av mark och vatten (ett 50-tal regelverk) nu är så påbyggda och kopplade att de inte tål mera lappverk. Jämför kärnkraftens så kallade ”retro-fit problem”, dvs. att säkerhetshöjande ytterligare åtgärder har så många okända kopplade effekter att den samlade verkan kan vara oförutsägbar. En sådan lagtillämpning har långt kvar till beteckningen rättssäker och möjligen också till godtagbar verkningsfullhet och effektivitet.

En annan generell reflektion är att införandet av detta men även av andra för Europa gemensamma direktiv, som t.ex. om avfall och miljöbedömningar av planer och program, präglas av ett mönster som måste anses motverka god kvalitet i tillämpningen. Det är under beredningen i EU svårt att få till stånd en bred nationell dialog om möjligheter och hinder, som kunde ge praktiskt stöd för formuleringen av kraven utifrån mer än ett perspektiv. Det händer (synbart) litet när direktivet är beslutat. Utredningen som ska ge förslag får dock kort tid. Propositionen satsar på en minimalistisk lösning, där så litet som möjligt ska störa det befintliga beslutsystemet. Lagstiftningen överlåter det mesta till detaljföreskrifter av regering eller centrala förvaltningsmyndigheter. Åt tillämpningen lämnas att lösa problemen.

De problem vi diskuterar rör bl.a.:

- Statusen hos olika redskap, där miljökvalitetsnormers karaktär av rekommenderande mål eller bindande gränsvärden är ett exempel och åtgärdsprogrammets styrverkan ett annat, vars oklarhet ger grundläggande problem för tillämpare och allvarliga farhågor beträffande styrverkan.
- Kunskapsmässiga komplikationer, där t.ex. flera normer och flera åtgärdsprogram överlappar men med obefintliga eller i vart fall oklara grunder för prioritering eller avvägning mellan dem.
- Procedurers överlappning och ansvarsfördelning, där länsstyrelsens/vattenmyndighetens uppgifter i förhållande till kommunen i allmänhet och dess planläggning i synnerhet är ett exempel på oklart styrmandat.

Sanktionssystemet – silar mygg?

Problemet är bl.a. den förenklade bild av ett kitsligt system som drabbar ”den lille mannen” medan verkliga bovar kan gå fria, som t.ex. syns i massmedia. Några perspektiv på problemen är följande.

Justeringar som genomfördes hösten 2003 tar bort dubbla sanktioner för näringsidkare, genom att inte ha miljöstraffavgifter samtidigt med böter m.m. Signalen som reformen sänder kan dock motverka allmän miljöhänsyn: En gärning begången av företag ger en enkel administrativ avgift (en standardiserad miljöstraffavgift) medan samma gärning av en enskild person innebär polisutredningar och kan leda till åtal och straff.

Systemet av regler är så komplext att det är svårt att hantera även av specialiserade jurister. Det kan i det perspektivet knappast vara lämpligt redskap för alla yrkeskårer som finns inom tillsynsorganisationen och det kan ifrågasättas om sådana regler alls utgör fungerande styrmedel.

Flera ändringar har genomförts under denna studies gång och ytterligare bereds. Efter en inledande skiss av problemen med ett antal exempel har vi av tidsskäl valt att inte vidare utveckla diskussionen. Frågan är om området är värt vidare analys eller om det är mestadels ett tekniskt problem, som kommer att hanteras i revisioner av miljöbalken. Den beskrivning som ges kan stödja fortsatt diskussion i vart fall i den delen.

3G-systemet – kommunerna som syndabock?

Kommunal planering och miljöbyråkrati framställs som hindret för den planerat snabba utbyggnaden av 3G-systemet, trots att detta i hela Europa lider av stora förseningar pga. en kris som närmast är av finansiell natur. Problemen är i vart fall av även annat slag än administration och kan sammanfattas i följande:

- Policybeslutets beredning, där brist på strategisk miljöbedömning när systemvillkoren utformades innebar att de samlade effekterna i stads- och naturlandskapet inte utvärderats och än mindre styrts inför genomförandet.
- Två konkurrerande prövningssystem för miljöfrågorna – samråd om naturmiljön och bygglov - medför oklarheter och överlappar men lämnar ändå viktiga frågor (hälsa och miljö allmänt) utanför.
- Tillståndsprövningen som står till buds (bygglov) har inte sådana prövningsgrunder att processen förmår hantera allmänhetens oro för strålning tillfredsställande. Analysen av genomförbarheten av ett policybeslut som det att bygga ut 3G borde uppdragat även behovet av en ny prövningstyp under miljöbalken, som kunde hantera de samlade konsekvenserna. Lagändringen 2004 om expropriativa möjligheter att genomdriva beslut mot markägares vilja fyller inte denna funktion och kan i värsta fall förvärra oron.
- Prövningen kan inte heller hantera de kumulativa konsekvenserna, för hälsa och för landskap.

Regeringens tillåtlighetsprövning – en omöjlig uppgift?

Regeringen har sedan 1971 varit ansvarig för att bedöma om vissa typer av omfattande och störande verksamheter ska tillåtas, med tanke på dess miljöskador men också dess betydelse för näringsliv och kommunal utveckling, samt var i landet de lämpligen lokaliseras. Prövningen sker under politiskt ansvar och idealt genom en samlad och bred bedömning, bl.a. av verksamhetens betydelse för regional utveckling, miljöpåverkan och sysselsättning. Miljöbalken har ökat såväl antalet som kategorierna verksamheter som ska prövas och den formella hanteringen har även reglerats närmare. Grunderna har preciserats för att bedöma miljöfrågor, men inte för bedömning av övriga politikområden. Regeringens ursprungliga uppdrag att ge

tidigt politiskt besked om samhällets syn på etableringen av omfattande exploateringar har härigenom förskjutits mot att bli allt mera en juridisk hindersprövning av miljöfrågor. Förslag från Miljöbalkskommittén 2004 går ett steg till och stryker den politiska bedömningen för prövning av omfattande verksamheter och låter endast en slags skiljedomsfunktion kvarstå för ärenden inom infrastrukturen, med motiveringen att risken för jäv anses överhängande där.

Avvägningen mellan ett tidigt politiskt/strategiskt beslutsfattande i en övergripande fråga och en välreglerad hindersprövning är ett typexempel på det strategiska beslutsfattandets dilemma: mellan ”att väga och att våga”. Vår genomgång antyder att nuvarande system kan utgöra en dålig kompromiss där varken det ena eller det andra uppnås: Hindersanalysen leder till krav på detaljkunskap i allt för tidigt planeringsskede och avgörandena löper stor risk att bli suboptimering istället för strategiska stöd. Systemet har möjligen förändrats så att vi är ”tillbaka på ruta 1”, dvs. det behov som en gång ledde till den så kallade 136a-prövningen.

Det ökade antalet ärenden och den ökade komplexiteten ger vidare en belastning på beslutsorganisationen, inom regeringen men också utom. Detta leder till oförutsebar tidsutdräkt och metodmässigt dålig planering för företag, statliga verk, kommuner och enskilda. I förlängningen uppstår farhågor för att angelägna etableringar lämnar landet.

De problem vi diskuterar gäller bl.a.:

- Procedurens funktion och möjligheten att genomföra den politiska prövningen verkingsfullt, bl.a. med tanke på myndigheternas kapacitet att tillräckligt tidigt delta.
- Beslutsunderlagets kvalitet, där balansen mellan veta och våga är en grundläggande fråga.
- Bedömningsgrundernas olika karaktär, särskilt när det gäller miljö i förhållande till andra nationella mål.

Miljömål – retoriska övningar?

Miljömålen granskas från två frågeställningar. För det första om de utgör en struktur med förutsättningar att fungera styrande inte bara inom miljösektorn utan också integrerat i andra sektorer. För det andra en del frågor om operationaliseringen av vaga mål verkligen är en styrform som fyller kraven på att vara både demokratisk och ekologiskt rationell. Ett antal problem belyses närmare:

- Problemen med målstyrning mot 15 mål där frågor om målkonflikter inte är närmare anvisad
- Målens legitimitet i meningen att aktörer som skall tillämpa dem förstår, kan förutse och accepterar konsekvenserna av mål och delmål. Frågan om Riksdagen faktiskt vet vad den beslutat i meningen inser och står bakom konsekvenserna av besluten om delmål.
- Problemet att konsensus om överordnade mål inte medför konsensus om åtgärder
- Frågan om miljömålens formella ställning i myndigheters arbete: ”gäller miljömålen?”
- Frågan om miljömålen – speciellt de mål som gäller ”landskapet” från ”storslagna fjäll” till ”god bebyggd miljö” – innebär vägledning för konkret problemlösning eller produktion av sektoriella ”strategier” som kan riskera att vara okordinerade och därmed i själva verket minska helhetssynen på miljöproblemen.

Vi menar att det på samtliga punkter finns anledning för oro. Ett närmare studium av hur miljömålen faktiskt fungerar i planering och miljöförvaltning framstår som angeläget.

Kap 2. Utgångspunkter

För de olika teman som valts för studien finns både gemensamma och specifika problem. De utvecklas närmare i respektive temakapitel. I detta kapitel beskrivs problem utifrån en mera generell utgångspunkt, som bakgrund till studien och som motivation att föra en debatt om angelägna förbättringar.

Bakgrunden till denna förstudie är en insikt att flera former av miljöprövning och fysisk planering i olika sammanhang – inte minst i politisk debatt och massmedia - framställs som en tillväxthindrande¹ och svårförståelig och ibland också kitslig byråkrati. De mer eller mindre anekdotiska exemplen kan mångfaldigas allt från lokaljournalistikens återkommande artiklar om obegriplig bygglovshantering och miljösanktionsavgifter, som drabbar synbarligen oskyddiga småföretagare, över mera principiella frågor som striden om att mildra eller avskaffa strandskydd för att främja turism eller locka ekonomiskt attraktiva inflyttare, till nationella frågor som hanteringen av utbyggnaden av infrastruktur.

Från vår egen erfarenhet kan vi peka på flera typer av exempel. Det gäller hanteringen av infrastrukturen för 3G-systemet, där myten att kommunerna hindrar utbyggnaden började byggas upp redan några månader efter att licenserna tilldelats² medan det senare visat sig att givna lov inte ens nyttjas fullt ut. En mångfald av nästan identiska MKB krävs vid den i en mängd ärenden uppdelade prövningen av en större exploatering³, men ger tveksam nytta utöver sysselsättning för byråkrati och konsultföretag. Den framflyttning av naturvårdens positioner som gjordes genom Natura 2000 kan visa sig tveeggad: stärkt naturvård är viktigt men sättet det görs på är också viktigt för naturvårdens långsiktiga framgång. Den ovilja att inkludera miljöfrågor annat än som hållbarhetsretorik, som man kunnat se till exempel i det regionala tillväxtarbetet, pekar på en annan oroväckande tendens: en utveckling av en retorisk överbyggnad av fraser om ”hållbar tillväxt” och diffusa miljömål riskerar att ersätta mera handfasta åtgärder för att hantera konkreta miljöproblem. En genomsnittlig svensk länsstyrelse saknar t.ex. elva heltidstjänster för att klara åligganden inom miljötillsynen⁴. Samtidigt läggs ett icke obetydligt antal månadsverk på arbetet med regionala miljömål, vars reella inverkan på utvecklingen kan ifrågasättas eftersom de saknar självständig rättsverkan och konkreta uppföljning saknar resurser. Emellertid finns tillämpning som pekar på att målen trots detta ges mycket stark betydelse och genom lagakraftvunna beslut i prövningsärenden m.m. får också målen sedermera formell rättsverkan. Det innebär att användningen av målen i ärendenas avvägningar och bedömningar får mycket stor betydelse för målens funktion som styrmedel.

Frågorna skulle kunna avfärdas som ett uttryck för att miljövärden har nått en stark ställning och att de miljöfientliga krafterna därför blir högljudda. Det kan också peka på en brist på visionär förståelse för miljöpolitiken hos oss själva. Vi är emellertid långt ifrån ensamma att göra iakttagelser av brister i miljöprövning och planering. Vissa av dem ligger till exempel till

¹ Se t.ex. artikeln ”Långsam miljöprövning utarmar näringslivet”, Miljöaktuellt 2002 nr 10, med referat av brev från landets landshövdingar till regeringen, vari hävdas att näringslivet flyr utomlands, inte för att miljökraven är mildare utan handläggningstiden kortare. Problem som utpekats är dubbelprövningar och dålig dialog med myndigheter i tidiga skeden.

² Emmelin, L, Söderblom, I (2002): Spelet om 3G – en förstudie av ”mastfrågan”. BTH Research Report 2002:07.

³ Regler om MKB, utgåva 11, Lagtolken AB 2004, Lärobok om MKB del 1, Lagtolken AB 2001.

⁴ Muntlig information till länsstyrelsens styrelse i Blekinge län.

grund för direktiv till pågående översyn av såväl miljöbalken som plan- och bygglagen. Riksdagens revisorer skriver⁵: ”Harmoniseringen mellan PBL och miljöbalkens regler samt annan angränsande lagstiftning ifrågasätts av revisorerna. Remissinstansernas yttranden stärker revisorerna i att regelverken inom sakområdet behöver anpassas till varandra. Det är tveksamt om införandet av flera steg i planeringen ökat medborgarinflytandet vilket var ett av syftena med ändringen. Granskningen visar att det i stället finns en risk att detta komplicerat förfarandet.” Kommuner väcker löpande frågor i Riksdagen om angelägna förenklingar, för att spara resurser i det dagliga arbetet. Listan hos Miljöbalkskommittén med förändringsförslag är oroväckande lång.

Vi tror att frågorna förtjänar seriös uppmärksamhet från miljösektorn av flera skäl.

- För det första bör man inte underskatta kraften i motståndet. Särskilt inte om vår farhåga att miljövårdens krafter förspills på symbolpolitiska insatser medan exploateringsintressen av olika slag får friare spelrum.
- För det andra är frågan om effektivitet och målinriktning av miljövårdens insatser självklart av betydelse för sektorn.
- För det tredje förefaller det behövas en mera fördjupad diskussion om relationen mellan miljöbalken och plan- och bygglagen än en snävt lagteknisk. Förhållandet mellan lagstiftning med så skilda syften som bevarande respektive att åstadkomma eller styra förändring är inte en enkel lagteknisk fråga, utan handlar mera om makt och prioritering mellan ibland oförenliga intressen.

Det är vidare vårt intryck allmänt att frågorna får en alltför begränsad behandling även ur lagteknisk synpunkt, som om det vore en fråga om enkla kopplingar mellan redan existerande bestämmelser i olika lagar. Den yttersta frågan är snarare om så olika storheter, som nyttjande och bevarande, alls kan samordnas eller om det faktiskt handlar om vägval; vilket perspektiv ska vara det förhärskande vid vilka slags beslut om resursanvändningen? Översynerna i de två kommittéerna för miljö och planering utgår nu var och en från respektive lags perspektiv, att miljöpröva och områdesskydda respektive att planera för bebyggelseutveckling. Inget uppdrag finns att se över helheten, dvs. vad leder summan av de samlade reglerna till, för verksamhetsutövare, medborgare och berörda myndigheter och landets resurser samlat. En övergripande analys av sådant slag behöver *bygga på* politiska ställningstaganden till maktförhållandet mellan regelverken, som utgångspunkt för effektiva och korrekta lagtekniska lösningar, och inte istället få politiskt kvitto eller underkännande av förslagen i efterhand. Dagens turordning i utredningsväsendet ger intrycket av att politikerna abdikerar till förmån för jurister och tekniska experter av andra slag, vilket är oroande på många sätt men i detta sammanhang kanske främst för miljövården vars tyngd i stor utsträckning skapas genom politiken.

Vårt uppdrag från styrelsen för Centrum för Territoriell Utvecklings Planering, CETUP, vid Blekinge Tekniska Högskola, BTH, är formulerat från perspektivet att det finns legitima intressen som står mot miljöskydd och bevarande. Våra två huvudfrågor är då för det första om miljöprövning och planering av olika slag uppfattas som rationellt utformad, dvs. rättvis och rimlig, förutsägbar och begriplig. För det andra om miljöprövning och planering är effektiv och verkningfull, dvs. om de ingrepp i motstående intressen som görs framstår som motiverade genom att påtagliga miljövinster faktiskt uppnås.

Det är vårt allmänna intryck att miljöarbetet förefaller inne på två olyckliga spår. Det ena leder via okoordinerade regelverk och detaljbyråkrati till rättsosäkerhet, minskat intresse för

⁵ 2001/02:RR8 Plan- och byggprocessens längd: 2 Revisorernas överväganden.

konkreta miljöfrågor och minskad respekt för miljöomsorg. Det andra spåret leder via Rdiffusa miljömål och hållbarhetsretorik in i symbolpolitik; verkninglös eller i värsta fall kontraproduktiv. Båda medför att krafter slösas, krafter som behövs för att lösa såväl som långsiktiga miljöproblem.

Syftena med detta arbete är flera. Många förenklingar och förbättringar är möjliga omgående, utan ändring av reglerna, exempelvis genom en ändrad attityd till uppgifterna. En närmare beskrivning av villovägarna kan förhoppningsvis ge stöd till detta via insikter om problemen, varvid vi har såväl politiker, administratörer och experter i åtanke. Genomgången av besluts- och regelsystemen kan även ge underlag för revisioner av regelverken. Det löpande arbetet i kommuner och sektorsmyndigheter kan också få stöd, genom att analysen uppmärksammar möjligheter som faktiskt finns i systemet.

Det bör betonas att detta är en förstudie. Djupet i analyserna varierar därför mellan de olika teman vi tar upp. Vi har velat undersöka om våra mera allmänna farhågor beträffande utvecklingen förefaller tillräckligt välgrundade för att motivera en mera omfattande och systematisk studie. Denna rapport ska därför närmast ses som en belysning av ett antal teman och argumentation för tänkbara element i en eventuell fortsatt och mera systematisk och omfattande studie.

De följande avsnitten med exemplifierande diskussioner av ett antal teman inleds i flertalet⁶ fall med en skissartad och subjektiv beskrivning av den bild som vi uppfattar att allmänhet och representanter för motstående intressen, eller aktörer som direkt berörs av problemen eller har ett ansvar i systemen, förefaller ha. Den bygger på vår erfarenhet men däremot inte på någon systematisk, kvantitativ undersökning. Hur representativa och utbredda bilderna och föreställningarna är kan näppeligen heller avgöras empiriskt, med tanke på det synnerligen omfattande tillämpningsmaterialet med tusentals ärenden årligen. Men vi vill med dessa skisserade bilder peka på riskerna att brister i miljöarbete och planering kan leda till betydande motreaktioner. Därpå redovisas formella utgångspunkter lite närmare och diskuteras exempel. Den diskussionen, som analyserar ett urval frågeställningar, ska ge underbyggnad för den följande problemanalysen. Det innebär att våra resonemang och slutsatser inte är beroende av den inledande skissen av uppfattningen av systemet, utan av regler och tillämpningsfall. Varje avsnitt avslutas med konklusioner, dels mera direkt kopplade till temat och dels som en bas för den avslutande principiella diskussionen.

⁶ Avsnittet om miljökonsekvensbeskrivning bygger dock på en systembeskrivning med analys och slutsatser invända.

Kap 3. Miljökonsekvensbeskrivningar – det mesta blev det godas fiende?

Det svenska systemet för miljökonsekvensanalys är unikt i många avseenden, men särskilt utmärkande är den grundläggande idén om "Lätt & Lagom". MKB ska göras inför alla prövningsbeslut, oavsett dess miljöpåverkan, men lagom mycket. Det präglar inte bara proceduren och aktörernas ansvar och förhållningssätt, utan också den kvalitet som är möjlig att hålla i denna mängd beslutsunderlag och därmed också möjligheten att visa miljöhänsyn i besluten. Det andra unika karaktärsdraget är det dubbla systemet, med en gemensam bas i miljöbalken men dessutom en utvecklad integrering i sektorslagarna. Det gör det svårt att hålla ihop tillämpningen och hålla standarden uppe. Det tredje karaktäristiska för svensk MKB är dess fokus på dokument framför tron på procedurernas kraft. Det riskerar att ta bort det som är själen i MKB; kreativiteten i alternativformulering och intensiteten i granskningen.

Såväl det grundläggande systemet för MKB som plan- och bygglagens system för miljöbedömningar av olika slag är under ändring. Det finns emellertid inget tecken på att den sedan länge inslagna vägen, med generell obligatorisk MKB och sektorsprägel, nu ska lämnas.

Systemet har vuxit, ändrats, lappats och lagats under nästan 15 år. Vår farhåga är att MKB-systemets korthus inte tål mer utanpåverk och att det utmärkta miljöredskapet riskerar att haverera. En historisk tillbakablick såväl som framåt titt kryddar vår beskrivning av regler och erfarenheter.

Bakgrund

Sedan drygt 30 år har metoden med öppna samrådsprocesser för konsekvensbedömning och alternativjämförelse använts internationellt, för att öka miljöhänsyn liksom insyn i projekt och planer med omfattande miljöpåverkan.

Sedan drygt 30 år har metoden med öppna samrådsprocesser för konsekvensbedömning och alternativjämförelse använts internationellt, för att öka miljöhänsyn liksom insyn i projekt och planer med omfattande miljöpåverkan. Internationella studier visar både behovet av konsekvensbedömning och att det finns svårigheter att få system att fungera väl.⁷ Det senare leder lätt till att konsekvensbedömning i sig ifrågasätts. Att genomlysning av alternativ utformning, teknologi, lokalisering osv. av stora ingrepp i miljön är nödvändig, att berörda medborgare har rätt att få information om konsekvenserna för deras miljö av nylokalisering eller förändringar av industrier, att sökande efter bättre alternativ och konstruktiv eftertanke är gott i sig i planeringsprocesserna ser vi som en självklar utgångspunkt för diskussionen av olika former av miljöbedömning. I slutdiskussionen till en studie av planering och konsekvensbedömning av stora projekt i Norden pekar Sager⁸ på behovet av miljökonsekvensbedömning som en nödvändig mekanism för att kontrollera "riskblinda" entreprenörer och myndigheter; för

⁷ Sadler, B. & Verheem, R. (1996): Strategic Environmental Assessment: Status, Challenges and Future Directions. Publication 53 Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment of The Netherlands

⁸ Sager, T. (2001). A planning theory perspective on the EIA. In T. Hilding-Rydevik (Ed.), EIA, large development projects and decision making in the Nordic countries (Vol. R 2001:6). Stockholm: Nordregio

svensk del kanske det räcker med stickordet ”Hallandsås” för att understryka han poäng. Att konsekvensbedömning kan öka den totala tiden för planering och tillståndsgivning ser vi inte i sig som ett problem. De fartblinda kommer rimligen aldrig att vara entusiastiska över att ifrågasättas. Så länge systemet är verkningsfullt i den meningen att det stimulerar till bättre planering eller hindrar miljömässigt dåliga lösningar från att accepteras är det ett rimligt pris att betala om planering av strukturer som skall användas under lång tid, kraftigt förändra miljön eller eventuellt utsätta människor för risker fördröjs något. Vår undersökning här gäller således om det svenska MKB/SMB-systemet är ett fungerande redskap för att främja god miljö. Vi är väl medvetna om att det inom systemets ram görs en hel del bra arbete t.ex. att samrådsprocesserna utvecklar alternativ och skadebegränsande åtgärder och att några kommuner ambitiöst arbetat med att göra miljöbedömningar inom sitt översiktsplanearbete. Ett system är emellertid inte så bra som sina goda exempel; ett bra system ger verkningsfull och helst effektiv vägledning för de osäkra och ett tvång att uppnå en rimlig standard för de ovilliga eller motsträviga. Det är detta vår diskussion gäller. Varje diskussion om ett kontroversiellt systems brister riskerar att tas till intäkt för att montera ned systemet utan att ersätta det med ett bättre. Vi tror inte att den risken blir mindre om miljö- och planeringssektorerna och professionerna undviker att diskutera bristerna.

Behovet av kunskap om konsekvenserna för omgivningen blev tidigt synligt i det svenska beslutssystemet, men länge var det bara dokumentet som syntes. Beskrivning av inverkan på miljön har t.ex. krävts inför tillstånd till miljöfarlig verksamhet sedan 1969 (redovisning av ”verksamhetens beskaffenhet, omfattning och verkningar”) och uttryckligt krav på miljöeffektbeskrivning kom 1981⁹. Vid planläggning av statliga vägar infördes beslutsunderlaget miljökonsekvensbeskrivning 1987¹⁰.

Ett utbrett och generellt krav på bedömning av miljökonsekvenser infördes 1991¹¹, då naturresurslagen¹² kompletterades med ett bemyndigande för regeringen att kräva sådant beslutsunderlag i tolv olika sektorslagar, exempelvis naturvårdslagen, vattenlagen, torvlagen och minerallagen. Regeringen utnyttjade bemyndigandet i flertalet av de möjliga sektorslagarna, bl.a. för kommunal energiplanering men inte när det gällde kommunal fysisk planering enligt plan- och bygglagen. Motiveringen som gavs¹³ var att många kommuner redan tillämpade miljökonsekvensbeskrivningar i den fysiska planeringen och att det pågick ett dynamiskt utvecklingsarbete, varvid obligatoriskt krav i detta skede ansågs olämpligt. Det svenska motståndet på olika sätt mot MKB har redovisats bl.a. av Carlman.¹⁴ En allmän inställning synes ha varit att vi behöver inte detta och för övrigt gör vi det redan.

De följande åren utvidgades ”MKB-familjen”, dels genom att flera sektorslagar kopplades till naturresurslagen (t.ex. järnväg) men också genom att separata krav infördes i olika speciallagar som planering för VA-område, väghållningsplanering, skogsvård och fiske¹⁵.

Utmärkande för kravet på miljökonsekvensbeskrivning i naturresurslagen var att det inte fanns några procedurregler alls för den planering som skulle leda fram till en ansökan (eller motsvarande) med sin MKB. Med dagens ordval i reglerna kan det beskrivas så att det inte fanns någon miljökonsekvensbedömning, bara en miljökonsekvensbeskrivning.

⁹ Miljöskyddslagen (1969:387).

¹⁰ Väglagen (1971:948).

¹¹ Prop. 1990/91:90 En god livsmiljö.

¹² Lagen (1987:12) om hushållning med naturresurser, m.m.

¹³ Prop. 1990/91:90 En god livsmiljö s. 192.

¹⁴ Carlman, I. (1995) ”Mycket kom bort när MKB skulle införas i Sverige” *Miljörättslig tidskrift* 1995:1.

¹⁵ Kravet på MKB fanns i 23 prövningslagar hösten 1996.

När ska det finnas MKB?

Utmärkande för det första MKB-kravet var även att dokumentkravet var generellt¹⁶ och obligatoriskt¹⁷. Det innebär att det var krav på MKB för alla prövningsärendena enligt den aktuella lagen, oavsett om det rörde sig om mindre och enkla ärenden (busshållplats) eller stora och komplicerade typer av ärenden (motorväg). Obligatoriet innebar att det inte var möjligt att för det aktuella fallet (ombyggnad av motorväg i ”okänsligt” område) göra en bedömning om det blev så betydande miljöpåverkan att det faktiskt behövdes en MKB. Det fanns således ingen form av screening, varken urval av ärendetyper eller kriterier för fall där MKB oavsett ärendetyp inte behövdes.

Oavsett om det behövs

Motivet för att inte inför screening är ganska uppseendeväckande. Formuleringen lyder närmare bestämt: ”Att, som föreslås i rapporten¹⁸, begränsa användningsområdet för miljökonsekvensbeskrivningar till beslut som kan antas ha väsentlig inverkan på miljö eller naturresurshushållningen finner regeringen inte vara lämpligt. Frågan om en inverkan är väsentlig kan i många fall besvaras först efter det att en miljökonsekvensbeskrivning har upprättats.” Det innebär ett totalt underkännande av det screeninginstitut som övriga världen med förtroende tillämpat i 35 år, och det innan institutet ens har prövats. Denna lagstiftarens inställning har högst sannolikt förflyttat mycket pengar från miljö till byråkrati och konsulter under 15 år.

Eftersom det inte fanns några procedurregler utvecklades inga rutiner för den enda behovsbedömning som fanns (vid dispenser från naturskydd). Funktionen screening tynade så att säga bort i systemet, och istället skulle utvecklas en tradition att göra lagom mycket. Det visade sig dock snarare bli lite för lite. Det var emellertid ett sätt – möjligen det enda – att hantera det generella kravet på MKB för alla prövningsärenden¹⁹ inom ett stort antal lagar, som berörde hundratals beslutsinstanser.

I allt flera fall

Nu har antalet berörda regelverk vuxit till drygt 50 och det finns fortfarande (i princip) ingen screening. Antalet ärenden med MKB har de senaste åren således vuxit till sig ytterligare. Om det obligatoriska kravet på MKB var någorlunda hanterligt när det endast innebar ett krav på ett (lagom litet) beslutsunderlag, så har det i och med miljöbalkens obligatoriska samråd²⁰ och utvecklade krav på dokumentet²¹ blivit tämligen åbakigt. Systemet innebär betänkliga belastningar på administrationen, som förväntas delta i alla procedurer och granska alla dokument, och givetvis även på övriga aktörer. Belastningen förstärks av det faktum att många projekt och planer behöver passera mer än en prövningsprocedur och därmed flera MKB. Miljönytta finns säkerligen, men det är svårt att det är så stor att den kan motivera insatserna. Dessvärre tycks priset för det stora antalet små mkb, som stjälar resurser, vara brist på kvalitet i de MKB som förtjänar namnet och därför borde granskas med verklig omsorg.

Belastningen på systemet av de små mkb förstärks av att det i praktiken har visat sig svårt att få gehör för tanken med lagom MKB; tillämpningen ger snarare intryck av att det i vart fall i

¹⁶ Behovsbedömning – screening – fanns endast i naturvårdslagen, t.ex. för dispens från strandskydd, naturreservatsbestämmelser och liknande.

¹⁷ Prop. 1990/91:90 s 172.

¹⁸ Utredning av Boverket, Naturvårdsverket och Riksantikvarieämbetet, MKB i det svenska planerings- och beslutssystemet. (Naturvårdsverket informerar 1990, nr 1083)

¹⁹ Hur många ärenden det handlade om årligen, och summan MKB som levererats sedan 1991, är det inget som tagit reda på. Det låter sig också svårigen göras, eftersom det inte finns gemensamma myndighetsregister utan förutsätter en rundringning till alla hundratals beslutsorgan.

²⁰ Miljöbalken 6 kap 4 §.

²¹ Miljöbalken 6 kap 7 §.

mindre ärenden efterfrågas mer än vad som faktiskt används i beslutandet. Förvisso är fortfarande grundsyftet i reglerna att dokumentet för mindre²² såväl som större²³ fall ska beskriva det som behövs, men listan på innehåll för stora MKB synes påverka små ärenden med krav på ”bra-att-ha-uppgifter”. Samtidigt finns stora brister generellt, t.ex. när det gäller så angelägna frågor som hälsa och risk, möjligen också beträffande biologisk mångfald även om det rent kvantitativt ofta är bättre tillgodosett än de två andra frågorna.²⁴

Många sorter i fysisk planering

När kommunal fysisk planering fick krav på miljökonsekvensbeskrivning 1994 var det i princip på grund av inträdet i EU. I förarbetena angavs uttryckligen att denna anpassning inte innebar att MKB borde införas i vidare mån än vad som krävdes för att uppfylla direktiven²⁵. I plan- och bygglagen angavs därför att MKB skulle göras (endast) för detaljplanering med betydande miljöpåverkan vid ändamålen industri, ny sammanhållen bebyggelse, skidliftar eller kabinbanor, hotellkomplex eller fritidsbyar eller permanenta tävlings- eller testbanor för bilar eller motorcyklar²⁶. Skälet till den udda listan var att dessa företeelser inte blev föremål för någon myndighets prövning på annat sätt än genom planläggning, och en prövning av någon form var nödvändig för att klara projektdirektivets krav²⁷. Notera således att det var prövningen av projekt som motiverade kravet på (projekt-)MKB i planläggningen.

Förslag till miljöbalk 1993 angav att det var en allvarlig brist att planerings- och beslutsprocessen enligt plan- och bygglagen inte omfattades av krav på miljökonsekvensbeskrivningar, eftersom det under planeringsskedet finns goda möjligheter att undvika och förebygga negativa effekter²⁸. Förslaget till regler gav en koppling till gemensamma (och utvecklade) regler om MKB i miljöbalken. Propositionen drogs tillbaka av den tillträdande regeringen.

Ett generellt krav på MKB för alla slags detaljplaner vars genomförande kunde antas ge betydande påverkan infördes 1996²⁹. Motivet var i princip att tiden nu var mogen. Samtidigt kom krav att tydliggöra konsekvenserna vid översiktsplaneringen, för miljö såväl som för andra angelägna allmänna intressen. Detta får betraktas som krav på konsekvensanalyser med mera karaktär av ”plan-MKB” än de krav som gällde tidigare.³⁰

Dessa krav har sommaren 2004 kompletterats med miljöbedömningar till följd av EU: s direktiv om miljöbedömning av planer och program – se följande avsnitt. Det finns således dels de äldre kraven på analyser, dels de moderna som följer av det nya direktivet. Dessa ska samordnas.

Sommaren 2004 bereds ytterligare ändringar i PBL, för att klara kraven i projektdirektiven som var motivet till att MKB alls infördes 1994. Det beskrivs mera i det följande. Detta kan ge upphov till en femte form av konsekvensanalys i PBL.

²² Miljöbalken 6 kap 7 § 3 st.

²³ Miljöbalken 6 kap 7 § 1 st.

²⁴ Hälsa i miljökonsekvensbeskrivning, Socialstyrelsen 2001, Olycksrisker och MKB, Räddningsverket 2001, Hur behandlas biologisk mångfald i MKB, SLU 2004.

²⁵ Prop. 1992/93:60.

²⁶ SFS 1992:1769.

²⁷ Direktivet 85/337/EEC, bilagan II.

²⁸ SOU 1993:27 och 1994:96.

²⁹ SFS 1995:1197.

³⁰ Det finns många begrepp för detta (t.ex. 3P, SMB, MKB) men poängen är att det gäller annat än konkreta projekt.

Sektorspräglat gemensamt system förvirrar?

Det dubbla systemet, med en gemensam regelbas samtidigt som det formulerades egna regler i sektorslagarna, skapades redan från början³¹. Systemet innebär flera slag av komplikationer som spretande praxis och allmän överskådlighet, men ger också möjligheter att anpassa mångfalden MKB.

Gemensamt syfte får nya kläder

Det fanns i naturresurslagen (och numera i miljöbalken) en för flertalet MKB-lagar gemensam regel om syftet med en miljökonsekvensbeskrivning, nämligen att möjliggöra en samlad bedömning av inverkan på hälsa och säkerhet och miljö men också på hushållning med mark- och vattenområden (naturresurser).³² Det finns dessutom vissa krav på alternativ och samråd med vissa aktörer för att uppnå angivna syften.

Syftena med och hänsynskraven i respektive sektorslag lever dock, jämte dessa MKB-syften, sitt eget liv i tillämpningen. Det ger olika tyngdpunkt för frågor och tillför också frågor.

Integrerad MKB färgas av sektorns traditioner

Det sker ingen separat MKB-procedur med bedömning av miljökonsekvenserna, utan det görs integrerat i sektorn. Sektorns prägel av MKB förstärks av det faktum att respektive lags egna regler om procedur och bedömning är huvudlinjen, i MKB- såväl som i prövningsskedena. Sektorsprägel förstärks ytterligare av att det alltid funnits särregler för MKB i de olika speciallagarna, t.ex. när det gäller procedur, alternativ och aktörskrets. Till detta kommer den beslutstradition som skapas i varje sektor och som i sig starkt präglar beslutandet. Sektorsprägel på systemet är tydlig på olika sätt i tillämpningen. Vägverkets generaldirektör utfärdade t.ex. 1993 en policy om MKB på systemnivå för vägplaneringen och sektorn stärkte även i övrigt MKB genom hjälpmedel som handböcker, föreskrifter m.m. Även andra sektorer utvecklade innebörden av MKB just för den egna sektorn, men inte så aktivt som vägsektorn.

Det dubbla systemet har för- och nackdelar. Det ger en slags dubbelkommando, där å ena sidan miljöbalken bestämmer men ändå inte fullt ut, som innebär en osäkerhet om vad som egentligen gäller formellt³³ och som kan motverka effektiva procedurer. Men det gör det också möjligt att skraddarsy MKB för just det slags beslut som är aktuellt, så att redskapet verkligen kan fungera väl. Tillämpningen kan ännu inte ge tydligt stöd för att säga om det är samlat bra eller dåligt med dubbelkommando.

Hjälpmedel används fel?

Funktionen scoping (avgränsning i sak, metod, tid, rum, procedur, dokument m.m.) är liksom screening (bedömning om det behövs MKB) viktiga hjälpmedel för att skapa kvalitet. Andra hjälpmedel av kvalitetskontroll av dokumentet (godkännande) och uppföljning. Det sistnämnda finns inte i anslutning till projekt-MKB, men införs för planer och program i och med kraven på miljöbedömning av dessa.

Avgränsning

Funktionen scoping är (liksom screening) reglerad på ett speciellt sätt i Sverige. Från början fanns inga procedurregler, dvs. avgränsningen kunde genomföras inom projektet utan någon

³¹ För närvarande finns krav på någon form av konsekvensbeskrivning med avseende på miljön i femtiotalet författningar och bara drygt tio av dem är inte knutna till miljöbalkens system för projekt-MKB.

³² Syftena att öka miljöhänsyn, genom tidig integration av frågorna, och allmänhetens insyn var och är emellertid dåligt synliga (dvs. finns enbart i förarbetena).

³³ Detta är inte avgränsat enbart till MKB utan gäller i hög grad t.ex. hänsynsregler, tillämpning av hushållningsregler (se särskilt reglerna om detta i minerallagen), miljökvalitetsnormer eller hänsyn till natur- och kulturlandskap.

kontakt med myndigheter och allmänhet. Det enda stöd som fanns för avgränsningen var syftet med dokumentet MKB, dvs. att ge underlag för en samlad bedömning³⁴.

Miljöbalken införde en procedurregel för scoping, dvs. för de typer av ärenden som kopplats dit. Efter tidiga samråd ska således länsstyrelsen göra en grov avgränsning genom indelningen i stor respektive liten MKB, med gränsdragningen dem emellan vid ”betydande miljöpåverkan”. I beslutet kan och bör³⁵ även avgränsningen preciseras.

Skiljelinjen mellan liten och stor dras emellertid på grundval av de kriterier som internationellt används för bedömningen om det alls behövs en MKB (screening). Det är således screeningkriterierna från EU-direktiv³⁶ om projekt-MKB som används mer eller mindre ordagrant för vår scoping. Avgränsningen får därmed fokus på de frågor som egentligen skulle varit en screeninguppgift. Något uttalat stöd (kriterier) för avgränsningen finns inte, förutom vägledning³⁷ som utvecklats gemensamt för EU. Den är dock såvitt kunnat utrönas inte allmänt känd och använd.

I praktiken synes mindre kraft läggas i tidigt skede på egentliga avgränsningsfrågor. Ett av skälen kan vara den avsevärda mängd tidiga samråd som länsstyrelsen ska hantera, ett annat skäl kan vara oklarheten i funktionen: ska det vara screening eller scoping? Ett tredje kan vara avsaknaden av tydliga kriterier.

För att kunna höja kvalitén i MKB som procedur och dokument torde det vara nödvändigt att införa inte bara screening men också att förbättra rutinerna för scoping³⁸. Det behövs relevant fokuserade och tillräckligt fördjupade beslutsunderlag för att rättvist kunna diskutera och bedöma verkningarna av en åtgärd, en verksamhet eller en plan.

Samlat beslutsunderlag

Ett annat viktigt kvalitetsinstrument är beslutsfattarens skyldighet att uttryckligen ange att den MKB som finns i målet faktiskt är tillräcklig för beslutet³⁹. Den beslutande måste så att säga sätta sitt namn i pant på att det underlag som ligger på beslutsbordet verkligen är tillräckligt för det beslut som ska fattas.

Miljöbalkskommittén föreslår⁴⁰ att denna bestämmelse tas bort och ersätts av en kompletteringsrunda, vilket enligt vår mening vore olyckligt. Godkännandet har mycket lite att göra med de krav på komplettering som ska ställas i tidigt skede av prövningsprocessen, och som redan regleras av andra bestämmelser, utan det ska tvärt om innebära att ställning tas till det

³⁴ Naturresurslagen 5 kap 3 §.

³⁵ Naturvårdsverkets allmänna råd NFS 2001:9 rekommenderar således en avgränsning för stor MKB när det gäller proceduren men preciserar inte kravet i övrigt: ”kan länsstyrelsen i samband med beslutet lämna sin syn på hur samrådsskyldigheten enligt 6 kap. 5 § miljöbalken lämpligen bör fullgöras. Särskilt bör anges vilka andra myndigheter som enligt länsstyrelsens uppfattning minst bör innefattas i samrådskretsen.” När det gäller små MKB rekommenderas dock en påminnelse om att det bör göras en avgränsning: ”kan länsstyrelsen i samband med beslutet lämna länsstyrelsens synpunkter på miljökonsekvensbeskrivningens avgränsning och fokusering.”

³⁶ Direktiv 97/11/EG, bilagan III. Vägledning finns i ”Guidance on Screening”, European Commission, Directorate for Environment, Nuclear Safety and Civil Protection, January 1995.

³⁷ Scoping in Environmental Impact Assessment: A Practical Guide. European Commission, Directorate for Environment, Nuclear Safety and Civil Protection, November 1995. Environmental Impact Assessment, Guidance on Scoping, European Commission, Directorate for Environment, Nuclear Safety and Civil Protection, May 1996. Indirekt ger även granskningschecklisan stöd: Review Checklist, European Commission, Directorate for Environment, Nuclear Safety and Civil Protection, June 1994.

³⁸ Miljöbalkskommittén föreslår t.ex. att verksamhetsutövare ska kunna kräva besked av länsstyrelsen i denna fråga, se SOU 2003:124, förslagen 7a § i 6 kap miljöbalken. Det finns emellertid inget förslag på screening, utan istället föreslås förenklingar i proceduren för att minska belastningen av MKB-kraven.

³⁹ Miljöbalken 6 kap 9 §.

⁴⁰ SOU 2003:124, s. 136.

samlade beslutsunderlaget: den ursprungligen ingivna MKB med de tillägg och ändringar som må förekomma. God sed innebär dels att det faktiskt finns ett samlat beslutsunderlag, dels att det görs ett samlat ställningstagande till dess kvalitet som beslutsunderlag.⁴¹ Genom de motiveringar som finns i domstolsbeslut är det vanligen möjligt att sluta sig till vilket beslutsunderlag som grundar besluten, men i övriga beslutsformer som i stort sett saknar motiv är det i princip omöjligt att hitta en sådan koppling.

Uppföljning

Utvärderingen om analyserna slog fel kan utföras som ett led i den egenkontroll som miljöbalken kräver, men det finns ingen tydlig praxis att så är fallet. För planer och program finns dock uttryckliga krav på uppföljning. Bestämmelserna inrymmer emellertid flera komplikationer, som gör oss tveksamma till om systemet kan förväntas bidra till förbättrad miljö i verkligheten. En jämförelse mellan formuleringen av kraven i direktiv och svenska regler ger en utgångspunkt. Några väsentliga skillnader är markerade med vår understrykning.

Direktivets artikel 10 om övervakning lyder:

1. Medlemsstaterna skall övervaka den betydande miljöpåverkan som genomförandet av planerna och programmen leder till för att, bland annat, i ett tidigt skede kunna identifiera oförutsedd negativ påverkan och kunna vidta lämpliga avhjälpande åtgärder.

Kommittéförslaget⁴² till införande av direktivets krav lyder:

Den myndighet eller kommun upprättat en miljökonsekvensbeskrivning som avses i 12 § skall efter att planen eller programmet antagits skaffa sig kunskap om den miljöpåverkan som planens eller programmets genomförande faktiskt medför. Detta skall göras så att kunskap om sådan negativ påverkan som tidigare inte identifierats kan läggas till grund för beslut om lämpliga avhjälpande åtgärder.

Motsvarande gällande lagtext lyder:

6 kap 18 § miljöbalken När en plan eller ett program har antagits skall den beslutande myndigheten eller kommunen skaffa sig kunskap om den betydande miljöpåverkan som planens eller programmets genomförande faktiskt medför. Detta skall göras för att myndigheten eller kommunen tidigt skall få kännedom om sådan betydande miljöpåverkan som tidigare inte identifierats så att lämpliga åtgärder för avhjälpande kan vidtas.

Den första meningen i den svenska bestämmelsen ger en rimlig bild av varför uppföljning ska göras: att se vad som faktiskt sker. Om denna kunskap återkopplas till miljöbedömningsarbetet skapas ”ett lärande system”. Den internationella litteraturen är tämligen enstämmig när det gäller att uppföljning regelmässigt saknas eller är bristfällig och att miljöbedömning därmed i liten grad är ett lärande system⁴³. Problemet uppstår med den andra meningen. Språkligt, logiskt sägs här att uppföljning görs för att upptäcka sådana effekter som man tidigare inte lyckats tänka ut! Det kan ses som ett slags harmlöst optimistisk tilltro till möjligheten att utforma uppföljning. I en lagtext kan det emellertid få besvärande konsekvenser att kräva uppföljning av det icke förutsedda: ett krav utan gräns ställs. Övervakningskrav följer redan av direktivet, men med den viktiga skillnaden; det lilla ”bland annat” räddar logiken. Det vetenskapliga problemet hur man skall utforma ett uppföljningsprogram så att man ”bland annat” kan fånga

⁴¹ Kriterier på ”god sed” något modifierade från Westerlund finns kortfattat beskrivet i Boken om MKB för detaljplan. 2000

⁴² SOU 2003:70.

⁴³ Emmelin, L. & Lerman, P (in press): ”The problems of a minimalist approach – the case of Sweden” in Michael Schmidt, Elsa João and Lothar Knopp (eds.) ”Implementing Strategic Environmental Assessment (SEA)” Berlin, Springer-Verlag

upp effekter som man tidigare inte lyckats förutse kvarstår visserligen, men artikel 10 innehåller inte fullt ut den logiska kullerbytta som förslaget till svensk lagtext innebär. Det kan synas småaktigt att ta anmärka på att ett ”bl.a.” fallit bort och akademiskt arrogant att peka på problemet med att övervaka det icke identifierade.⁴⁴ Skälet är naturligtvis att man på lagtext kan och måste ställa stränga krav på logik.

Saken har uppenbart inte uppmärksammats eller ansetts utgöra något problem eftersom formuleringen i lagrådsremissen är densamma.⁴⁵ Propositionen⁴⁶ är i och för sig förbryllande på denna punkt, men förslaget till lagtext är (och godtogs) oförändrat. Departementschefen skriver: ”Den myndighet eller kommun som antagit en plan eller ett program skall skaffa sig kunskap om den betydande miljöpåverkan som planens eller programmets genomförande faktiskt medför. Syftet med detta är att identifiera negativ påverkan och kunna vidta lämpliga avhjälpande åtgärder.” Detta avviker således både från direktiv och från lagtext, just med avseende på kraven att övervaka det icke identifierade. I specialmotiven framförs emellertid att det oförutsedda får antas vara felaktiga antaganden i styrkan av miljöpåverkan eller effekten av förändringar, som gör miljöbedömningens förutsägelser inaktuella samt att det knappast kan bli möjligt att skapa ett instrument för uppföljning av helt oförutsedda miljöeffekter.⁴⁷

Syftet med Artikel 10 och därmed även en svensk lagregel om uppföljning bör rimligen vara dels att bemyndiga någon att kräva ett uppföljningsprogram, dels ge en fingervisning om vad innehållet bör vara genom att klart ange vad syftet med uppföljningen är. Med den utformning paragrafen har fått skapas tre problem, som ett stadgande om uppföljning normalt snarare borde avse att lösa:

- syftet med uppföljning är oklart i förhållande till vanlig praxis för uppföljning
- vägledning beträffande uppföljningens innehåll saknas
- avgränsning av vad som är rimligt att kräva saknas; texten ger snarast indikation om att avgränsning inte kan göras.

Vid jämförelse mellan utredningens förslag och lagtexten framkommer ännu en väsentlig ändring, som visserligen må ha stöd i direktivet men som ändå ger uttryck för sänkta ambitioner och en minimalistisk implementering. Förslaget var att uppföljningen skulle läggas till grund för *beslut* om avhjälpande åtgärder. Kravet blev istället att okänd påverkan skulle identifieras så att åtgärder *kan* vidtas. Förarbetena anger att det t.ex. kan bli fråga om att anmäla förhållandena till tillsynsmyndigheten, som således kan förelägga olika aktörer att vidta åtgärder. Det avlyfter så att säga ansvaret från den planerande myndigheten till de genomförande aktörerna. Det må vara klokt på flera sätt, men främjar inte den grundläggande funktionen av eftertanke och självkorrigering som är uppföljningens grundläggande syfte.

Propositionen framför om tillvägagångssättet att ”Det är antagligen oftast lämpligt att integrera övervakningen i den normala planeringscykeln. Övervakningen kan med fördel sammanfalla med den ordinarie översynen av en plan eller ett program.” Med detta förefaller chanserna för att upptäcka förväntade eller oväntade miljöeffekter inte särskilt goda, om man håller i minnet att en stor del av landets kommuner inte reviderar sina översiktsplaner så framstår förväntningarna om övervakning snarare illusoriska. Här uttrycks ett ledmotiv i svensk MKB:

⁴⁴ Den uppmärksamme läsaren har förmodligen funnit exempel på liknande språkliga eller logiska skönhetsfel i vår text t.ex. bristande logik i användningen av uttrycken ”miljöbedömning” och ”miljökonsekvensbedömning”. Vi gör dock inte anspråk på att våra texter ska användas vid rättstillämpningen.

⁴⁵ Det kan också noteras att inget av de remissvar som vi sett tagit upp frågan; detta gäller även det som en av oss (LE) varit medansvarig för!

⁴⁶ Prop. 2003/04:116 s 43

⁴⁷ Prop. 2003/04:116 s 68-69.

inga krav som på något sätt kan anses betungande får någonsin ställas⁴⁸. Med hänsyn till att länsstyrelsernas miljötillsyn redan idag har stora brister kan detta naturligtvis vara en realistisk hållning. Men intrycket att mycket av införandet av direktivet handlar om symbolpolitik uppstår lätt.⁴⁹

Beslutandemångfald med specialbehov i MKB?

En följd av sektoriseringen av MKB är att dokumentet används som beslutsunderlag av mycket olika slags beslutsfattare. Inte alla har en bakgrund som ger förståelse för de skilda slag av vetenskaper som ska tas upp i en MKB: upplevelsen av en kulturmiljö, luftföroreningars inverkan på hälsa, bullrets betydelse för kärlsjukdomar, indirekt och långsiktig påverkan på biotoper etc. Det är t.ex. miljödomstol, länsstyrelse, kommunfullmäktige och nämnder, SGU, bergmästare, Energimyndigheten och regeringen som ska bedöma en MKB som beslutsunderlag; ibland naturvetare och jurister och ibland politiker. Detta ställer inte bara stora krav på MKB som beslutsdokument när det gäller tydlighet, begriplighet och referenser, utan också på proceduren, så att den fångar alla de frågor som olika beslutande behöver i sina bedömningar. I den mån det inte finns bred kompetens i beslutsorganet är en kompetent procedur nödvändig för att möjliggöra miljöhänsyn⁵⁰.

Det innebär att tidigt deltagande av ett brett spektrum aktörer är avgörande för att få en MKB som kan fungera i beslutandet. Erfarenheten är dock att det är synnerligen svårt att få till stånd samråd med myndigheter med specialkunskap, som Naturvårdsverket, Socialstyrelsen, Riksantikvarieämbetet etc. Detta beskrivs närmare under temat regeringsprövning. Länsstyrelsen har förvisso uppdraget att agera å myndigheternas vägnar (se nedan) men erfarenheterna pekar på att de centrala myndigheterna inte alltid godtar länsstyrelsens slutsatser om sakförhållandena, och då kan länsstyrelsen inte förväntas fylla den rollen.

Kvalitetskontroll på rätt plats?

Aktörerna har på flera sätt ansvar för att hålla uppe kvaliteten i MKB, som procedur och dokument. Verksamhetsutövarens respektive den planerande myndighetens grundläggande ansvar för detta tas inte upp närmare av oss. Inte heller utvecklas beslutandens ansvar för sitt beslut och att det grundas på korrekt och tillräckligt underlag, utöver vad som tidigare nämnts. Vi sätter istället fokus på dels den regionala nivåns ansvar att fylla ett nationellt behov, dels sektorernas ansvar att verka för en helhet.

Regionalstaten sammanhållande faktor nationellt?

Redan från början har länsstyrelsen haft ansvar att som en systemets vakthund vara delaktig i procedurerna och sedan bedöma dokumentens användbarhet för besluten. I några speciella fall har länsstyrelsen fått ansvar att, istället för beslutanden, godkänna en MKB som beslutsunderlag. Det gäller infrastruktursektorerna väg och järnväg, vilka både handhar planeringsprocessen och beslutet om planläggning och genomför verksamheten, varvid ett utanförstående öga ansetts lämpligare för att granska beslutsunderlaget i vart fall när det gäller delen MKB.

⁴⁸ Emmelin, L. & Lerman, P (in press): "The problems of a minimalist approach – the case of Sweden" in Michael Schmidt, Elsa João and Lothar Knopp (eds.) "Implementing Strategic Environmental Assessment (SEA)" Berlin, Springer-Verlag.

⁴⁹ Det bör påpekas att den tämligen kravlösa hållningen beträffande uppföljning har stöd i tolkningsanvisningar som getts av EU kommissionen.

⁵⁰ Det är för sent att på allvar få in miljöhänsyn till olika intressen när vi är framme vid prövningsproceduren; då ligger alternativen fast och ändringar blir svårnotiverat dyra.

Länsstyrelsen representerar det samlade statliga ansvaret⁵¹, men på regional nivå, och skulle därför göra det möjligt att få den breda bevakning som behövs i den tidiga delen av MKB-processen. Genom att ha en huvudaktör som ”ser och hör allt”, var ansikten också att främja enhetlighet och rationell hantering. Det finns emellertid risker med att ha sammanhållning på alltför låg nivå; det är svårt att ha överblick och obalans i tillämpningen uppstår lätt. Det kan inte heller förväntas att spetskompetens kan finnas såväl nationellt som i alla regioner. Dessa risker kan hanteras genom ett lätt och tätt utbyte med central nivå, där spetskompetens såväl som överblick måste finnas. Ett tillräckligt utbyte mellan regioner och nivåer har till synes hindrats hittills, möjligen på grund av den administrativa belastningen. Ett tecken på brister i detta avseende är den skillnad i praxis som finns i regionerna, t.ex. när det gäller bedömning av vad som är betydande miljöpåverkan och hanteringen av tidiga samråd⁵².

De goda teorierna om vakthunden har i praktiken motverkats av att länsstyrelserna dels har fördelat ut MKB-ansvaret på olika enheter (och därvid valt olika slags enheter som t.ex. miljö, natur, kommunikation, plan), dels allvarligt tyngts av antalet MKB-fall och därför inte förmått vara aktiv i alla skeden av alla ärenden. Utan en sådan både bred och sammanhållande funktion riskerar emellertid praxis att spreta betänkligt och kraven bli olika fokuserade på olika miljöintressen och olika tunga i olika delar av landet.

Sektorsmyndigheters verkan för helhet?

De nationella centrala verken har ansvar var och en för sin del av miljöfrågorna. Hanteringen av sektoreernas respektive frågor i MKB har emellertid inte bevakats samlat av de centrala verken, förmodligen på grund av att antalet fall gör det i princip omöjligt. Det är således endast i enstaka fall som t.ex. Naturvårdsverket, Riksantikvarieämbetet, Räddningsverket och Socialstyrelsen deltar i proceduren för MKB, för att lyfta fram sina frågor eller förtydliga på vilket sätt de berörs av förändringen. Detta må vara acceptabelt, eftersom länsstyrelsen huvudsakligen ska kunna fånga upp detta. Det är emellertid en betydande risk för verksamhetsutövaren att låta bli att försöka aktivera de berörda verken redan under MKB-samråden. Det finns flera rättsfall som talar sitt tydliga språk: korrekta samråd är en processförutsättning och felaktigheter kan leda till undanröjda tillstånd och avvisning av ansökan⁵³.

Allvarligt är att det inte heller görs närmare utvärderingar av tillämpningen med kunskapsåterföring när det gäller teknik och metod, så dessa kan utvecklas med stöd av gjorda erfarenheter. Detta leder till att det tar mycket lång tid innan systemet kan bli effektivt och hålla hög kvalitet. Det finns inte heller en utvärdering av det samlade provningssystemet och effekterna av att ha detta slag av MKB i ett sektorisat beslutssystem. Den utvärdering som gjorts inom ramen för översyn av miljöbalken fångar även den blott delar av systemet.

Systemets integritet

En MKB riskerar alltid att ta fram information som verksamhetsutövaren inte är intresserad av att den kommer fram eller får spridning. En viktig aspekt av kvalitet i MKB är integriteten i utförligheten. MKB görs ofta av konsulter oavsett om det är fråga om projekt-MKB för en privat verksamhetsutövare eller en MKB på en kommunal detaljplan. Mekanismer som konkret och handfast garanterar kvalitet genom att ålägga utföraren/konsulten att uppfylla vissa tydliga krav saknas. Internationell är olika former av mekanismer som oberoende granskning, specifikationer av viktiga moment som måste finnas med för att MKB skall få användas som be-

⁵¹ När det gäller frågor om hälsa är det dock landstingen som bär ansvaret och samverkan mellan de statliga organen beskrivs bl.a. i Socialstyrelsens rapport Hälsa i MKB, 2001.

⁵² Se t.ex. studier av SLU (se hemsidan MKB-centrum) och Naturvårdsverket (Rapport 5150, Rapport till Naturvårdsverket om effektiviteten i det tidiga samrådet inom MKB, INREGIA AB 2002-01-16).

⁵³ Se t.ex. Miljööverdomstolens dom i målen M 4563/01 och M 84/03.

slutunderlag osv. vanliga. Det norska systemet utformades med en inledande förhandling mellan verksamhetsutövaren, det ansvariga fackdepartementet och miljöverndepartementet som i en scopingprocess fastställde ett utredningsprogram. De inblandade parterna får riktlinjer för vad som skall tas upp. Allmänheten har en möjlighet att se om den MKB som produceras svarar mot de krav som miljömyndigheterna ställt upp.

I det svenska systemet med stora mängder små MKB kan mekanismer av detta slag framstå som onödigt byråkratiska. En inledande reglerad process där kraven preciseras är däremot nödvändig för stora ärenden. Ett regelverk som skall samtidigt reglera stort och smått riskerar att antingen bli för omfattande eller för lösligt.

Implementeringen av EG-direktiv

Sveriges hållning när det gäller redskapet MKB är tankeväckande och möjligen även oroväckande. Hållningen kan knappast beskrivas som annat än motsträvig, trots landets internationellt uttalade ambition att vara ledande i miljöfrågor. Motsträvigheten illustreras kanske bäst av den minimalistiska princip som genomgående präglar regleringen i lagar och andra slags regler.

Inför medlemskapet

När Sverige 1994 införde projektdirektivet från 1985 ledde det således inte till några nämnvärda ändringar i MKB-systemet. Det blev en kort lista i plan- och bygglagen med de typer av projekt som eljest saknades i vårt prövningssystem och en uttrycklig förklaring att endast det nödvändigaste skulle göras. Därutöver fick akvedukter en paragraf i VA-lagen.

Direktivet togs emellertid inte till stöd för att använda redskapen screening och scoping, trots att det just vid denna tid introducerades nya hjälpmedel från EU (guidelines) om dessa funktioner, som mycket avgör effektivitet och kvalitet hos MKB. Inte heller infördes någon procedur 1994, med motivet att det redan fanns krav på öppenhet, kungörelse etc. i sektorslagarna. Det är i och för sig riktigt. Det faktum att detta är *efter* det att ansökan (eller motsvarande slag av dokument) har upprättats och *efter* det att MKB har slutförts, kommenterades emellertid inte. Inte heller gjordes en analys av frågan om samråd i detta sena skede kan antas uppfylla kraven i direktivet. Inte heller för beslutet ställdes 1994 krav att beakta MKB och samråden, men miljöbalken klargjorde detta för de MKB som hörde till "familjen". De delar av direktivet som hamnat i PBL och VA-lagen hade och har emellertid fortfarande inga motsvarande regler⁵⁴.

Det skäl som hela tiden framförts i förarbetena är att mera genomgripande revideringar ska göras senare. För stunden ska således endast de akuta punkterna korrigeras i avvaktan på pågående eller kommande utredning. Detta skäl förlorar emellertid över åren i tyngd och trovärdighet och får nu, efter mer än 25 års utredande⁵⁵, betraktas som fjäderlätt.

Efter kritik

Det kan i sammanhanget noteras att kraven så småningom hinner ikapp. EU ifrågasätter vår implementering av direktivet 85/337/EEG med ändringar 97/11/EG. En promemoria från miljödepartementet föreslår ändringar i bl.a. plan- och bygglagen⁵⁶. Utan att gå närmare in på förslagen kan den principiella kritiken från länsstyrelsen i Stockholm⁵⁷ dock belysa behovet av genomgripande förändring av MKB i Sverige: "Länsstyrelsen ser det som mycket otill-

⁵⁴ Den i föregående not nämnda promemorian föreslår således ändringar för att korrigera dessa brister, vilket tagit mer än 10 år och vilket av remisskritiken att döma ändå inte leder till gott resultat.

⁵⁵ Miljökonsekvensbedömningar som miljöredskap beskrevs redan av Naturresurs- och miljökommittén, bl.a. av Staffan Westerlund, inför skapandet av naturresurslagen.

⁵⁶ 2004-06-08 dnr M/2004/1692/R

⁵⁷ yttrande 2004-08-23 i diarienummer 4001-2004-042080

fredsställande att det svenska regelsystemet om miljökonsekvensbeskrivningar mm just nu genomgår ett antal förändringar där utgångspunkten i allt väsentligt ligger i olika enskildheter. Helhetsperspektivet saknas. Länsstyrelsen vill understryka det nödvändiga i att det samlade regelsystemet utformas så att det blir begripligt för såväl myndigheter som allmänhet. Det svenska MKB-systemet innehåller betydligt fler brister än de som Europeiska kommissionen påpekat. Länsstyrelsen har vid flera tillfällen gjort både regeringen de av regeringen utsedda lagstiftningskommittéerna uppmärksammade på detta faktum. Flera av dessa brister har funnits en längre tid men tyvärr har också nya tillkommit.”

Efter eget skapande

Projekt-direktiven var inte en svensk produkt, men när det gäller miljöbedömning av planer och program har Sverige varit med i princip från början. Uppnådda svenska förväntningar kan så att säga finnas med och fångas upp i det svenska genomförandet. Även när det gäller den 2004 akuta implementeringen av miljöbedömning av planer och program är emellertid minimalismen tydlig. Förarbetena⁵⁸ anger uttryckligen att så lite som möjligt ska ändras, eftersom det (fortfarande) är en stundande översyn av reglerna.

Närmare om miljöbedömning av planer

Minimalismen märks även i de ändringar som görs i svenska regler i förhållande till direktivets formuleringar. De kan en och en tyckas små, men summan av dem indikerar att avsikten inte är att skapa ett verkningsfullt redskap för miljön. Några huvudpunkter beskrivs nedan.

Skydd av miljön

Det syfte som beskrivs i miljöbalken⁵⁹ visar bara delar av direktivets syften, utan att det ges en förklaring till urvalet. Hållbar utveckling som övergripande mål är gemensamt, men sedan ger de svenska reglerna huvudsakligen underförstådda eller helt uteblivna mål för redskapet. En mycket viktig del som inte finns med är direktivets uttryckliga avsikt att miljöbedömningar ska leda till en *hög* nivå på skyddet av miljön. Detta fanns med i utredningen⁶⁰ och det ges inga motiv till att ordet sedan strukits. Att både plan- och bygglagen och balken ses över kan inte omöjliggöra en politisk signal om *hög* nivå. En avsedd låg ambition ligger då nära i tanken.

Integrera eller separera

Integration av miljö används som begrepp, men eftersom reglerna⁶¹ sedan fokuserar dokumentet saknar syftet så att säga krokarna att hängas upp på. Syftena att bidra till mer effektiva lösningar, genom denna integrering av en bredare uppsättnings faktorer i beslutsfattandet, och att skapa konsekventa ramar som gynnar företagen, nämns inte alls i svenska regler.

Genomsiktighet

Inte heller nämns syftet att bidra till en öppen beslutsprocedur (transparent). Det kan måhända anses onödigt att upprepa det som grundlagar, förvaltningslag etc. håller fram, men de samlade justeringarna av reglerna ger ändå intrycket av att syftet att ytterligare öppna beslutsprocesserna inte riktigt godtas⁶².

⁵⁸ Prop. 2003/04:114 s. 33 ff.

⁵⁹ Miljöbalken 6 kap 11 § 2 st i lydelsen från 21 juli 2004.

⁶⁰ SOU 2003:70, med utredningens föreslagna nya 3 § 3 st i miljöbalken 6 kap.

⁶¹ Jämför t.ex. artikel 8 i direktiv 2001/42/EG och 16 § 1 st i 6 kap miljöbalken i dess lydelse från 21 juli 2004.

⁶² Med en blick på utredningsförslaget om justeringar för projekt-MKB kan dessutom fråga väckas om avsikten allmänt är att minska öppenheten, eftersom utökat samråd där byts mot kompletteringsrunda till myndigheter. SOU 2003:124 med föreslagen 22 kap 2 b § i miljöbalken och ändring i 6 kap 5 §.

Således anger direktivet att samråd med allmänheten m.fl. ska vara tidigt, effektivt och med rimliga tidsramar. Till detta kopplas i direktivet betydelsen av öppna procedurer för att få tillförlitlig och tillräcklig information, som ett led i kvalitetssäkring. Det är vidare entydigt i direktivet att samråden ska ske så långt innan beslutet att det faktiskt går att beakta de synpunkter som lämnas. Svenska regler är i vart fall oklara i dessa avseenden⁶³.

Kvalitet

Kvalitetssäkring i beslutsunderlaget, som är en del av huvudpoängen med direktivet, regleras inte alls i det svenska systemet. Motivet anges⁶⁴ vara att myndigheter förväntas följa reglerna lojalt samt att ordinarie tillsynsfunktioner (oklart om det avser JO och JK) jämte proceduren som medger insyn räcker. Det kan vara rätt, men det är ändå oklart vilken betydelse som egentligen fästs vid öppenhet och dess betydelse för kvalité och det ger i sin tur en osäkerhet vid tillämpningen.

Behovsbedömning skjuts på framtiden

En grundläggande osäkerhet gäller frågan vilka planer och program som egentligen omfattas av kraven. Miljöbalken delegerar till regeringen att i förordning precisera fall som på grund av betydande miljöpåverkan ska ha en miljöbedömning. Förslag⁶⁵ till förordning remitterades i maj 2004, men kommer enligt uppgift inte att ges ut förrän hösten 2004. I skrivande stund vet vi således inte i vilken utsträckning PBL berörs av svenska krav eller när vi kommer att få veta det.

Infrastrukturplanering är projektering

Det är i och för sig anmärkningsvärt att det inte är möjligt för planerande myndigheter att veta om deras planering ska följa vissa formkrav eller inte, men mera noterbart är måhända uttalandena om vilken planering som *inte* ska omfattas. Förarbetena liksom förslag till förordning anger nämligen att infrastrukturplanering (väg, järnväg) inte utgör planering utan är projekt.

Det är riktigt att den planeringen, likt mycken annan planering, leder fram till ett projekt (verksamhet eller åtgärd), att beslutandet redan omfattas av krav på projekt-MKB och att det sista steget i planeringen i svenska regler jämföras med tillstånd enligt miljöbalken. Det innebär emellertid inte att planeringsprocessen kan (får lov) att tas bort från direktivets hägn. Om planeringen uppfyller definitionerna i direktivet – vilket de här aktuella formerna torde göra med råge – måste i vart fall kommissionen underrättas om detta bortval av infrastrukturplaneringen.

Värt att fundera över för trafikverken är i vart fall två saker. Det ena är att dagens regler för projekt-MKB inte uppfyller de krav som miljöbedömningar ställer på beslutet, när det gäller motivering och beskrivning av integrering m.m. och inte heller när det gäller att hantera frågan med rätt angreppssätt (på rätt nivå). Det kan ytterst leda till ett antal omstarter av planeringen för väg och järnväg, om EU kommissionen så småningom anmärker på den svenska implementeringen. Det kan vara klokt (billigast) att inom dessa sektorer frivilligt följa de skärpta reglerna. Det andra är att direktivet om miljöbedömning faktiskt kunde varit en väg ur den fälla med detaljkrav som vägplaneringen nu sitter i, i tidiga planeringsskeden. Se om detta närmare i avsnittet om regeringsprövning.

⁶³ Jämför t.ex. artikel 6.2 med 14 § i den lydelse av 6 kap miljöbalken som gäller från 21 juli 2004, respektive artikel 9.1 med 16 § 2 st. Utredningen fångande emellertid denna mening med samråden och angav att de skulle ske så att det var möjligt att beakta resultaten av samråden.

⁶⁴ Prop. 2003/04:116 s. 41.

⁶⁵ Förordningsändringar föreslagna i förordningen (1998:905) om miljökonsekvensbeskrivningar, med anledning av direktivet om miljöbedömningar av planer och program och protokollet om strategiska miljöbedömningar till Esbokonventionen. Promemoria. Miljödepartementet 2004-04-15.

MKB och politiskt beslutsfattande

En fråga som förefaller försummad i forskning om olika former av miljöbedömning är hur verktyget passar in i politiskt beslutsfattande. Politiska beslut måste präglas av legitimitet och att MKB kan utgöra ett problem eller direkt hot mot legitimiteten. Det är inte ovanligt att helt enkelt se det politiska beslutsfattandet som ett problem som MKB skall korrigeras.⁶⁶ Grundtanken bakom MKB är rationalistisk: genom analys av olika alternativ skall ett "bästa" alternativ sökas. Här uppstår problemet att avgöra vad som är "bästa alternativ". Inom miljövärdens professions- och förvaltningskultur är det t.ex. en dominerande uppfattning att det är det miljömässigt bästa alternativet som skall tas fram och åsikten att beslutsfattarna skall vara bundna av resultaten av MKB är vanlig.⁶⁷ Andra former av rationalism ligger i kostnadsnyttokalkyler där maximal samhällsekonomisk nytta kan definieras som det "bästa" alternativet. Den politiska legitimitet som uppstår genom konsensus och har sin utgångspunkt i en kommunikativ eller deliberativ rationalitet blir svår att förena med MKB-tankens "kalkylerande rationalitet". Det "bästa" alternativet blir här det som uppnår politisk legitimitet t.ex. genom konsensus. (Diskussionen om olika former av rationalitet och konsensus utvecklas något i kapitlet om miljömålen.)

Brunson påpekar att politiskt beslutsfattande präglas av att alternativen ofta hålls öppna fram till beslutstillfället medan de i hierarkiska organisationer ofta successivt med olika metoder elimineras. En MKB som belyser olika alternativs för- och nackdelar innebär då en komplikation, särskilt om en sammanvägning av olika faktorer gör att det politiska majoritetsbeslutet blir ett alternativ som framstår som miljömässigt sämre. Oppositionen kan då framställa detta som ett illegitimt beslut. Att MKB på detaljplaner ofta blir en form av miljödeklaration som mera avser att visa att det framlagda förslaget är bra, acceptabelt eller ibland miljömässigt bäst är därför inte särskilt förvånande. I avsaknad av mekanismer som garanterar systemets integritet kan detta dessutom utan problem ske vilket sannolikt underlättar beslutsfattande.

Om MKB begränsas till att belysa miljöfrågorna skulle problemen med politiskt beslutsfattande i teorin vara begränsat till en strid om huruvida miljöfrågorna är överordnade och om resultatet av en MKB skall vara att ta fram det miljömässigt bästa alternativet till vilket beslutsfattarna skall eller bör vara bundna. Företrädare för andra miljöpolitiska ståndpunkter, där miljö ses som en av många sektorer och faktorer som politiken kan väga samman, står då fritt att använda MKB som ett av många beslutsunderlag. Detta är lagstiftarens syn på MKB:s roll i beslutsfattande i t.ex. USA och de nordiska länderna. Slagordsmässigt sägs i MKB litteraturen att USA:s högsta domstol slagit fast att "You may make unwise decisions but not uninformed decisions".⁶⁸ Om MKB däremot gör anspråk på att avgöra vad som är "hållbart" görs

⁶⁶ Från professionens sida framställs det politiska beslutsfattandet ofta helt enkelt som orationellt eller som ett grundproblem för att få genomslag för vad man uppfattar som god MKB-praxis och för att resultaten av MKB skall vägleda beslutsfattandet. Åsikterna kommer t.ex. till uttryck i den internationella "effectiveness" studie som genomförts av i IAIA:s regi (Sadler, B. (1996) *Environmental Assessment in a Changing World: Evaluating Practice to Improve Performance. Final Report of the International Study of the Effectiveness of Environmental Assessment*. Ottawa: Canadian Environmental Assessment Agency and the International Association for Impact Assessment) och i diskussion av utvecklingen av MKB se t.ex. Sadler, B. & Verheem, R. (1996): *Strategic Environmental Assessment: Status, Challenges and Future Directions*. Publication 53 Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment of The Netherlands.

⁶⁷ Emmelin, L., & Kleven, T. (1999). A paradigm of Environmental Bureaucracy? Attitudes, thought styles, and world views in the Norwegian environmental administration (5-99). Oslo: NIBR

⁶⁸ Wathern, P. (1988) "An introductory guide to EIA", pp 1- 29 in Wathern, P., [ed.], *Environmental Impact Assessment. Theory and Practice*. London:Unwin Hyman

anspråk på en tydlig överordning. Beslutsfattaren ställs inför valet att antingen bindas av MKB eller välja ett ”ohållbart” alternativ. När MKB framställs som styrmedel för hållbarhet förefaller det vara uttryck för en teknokratisk grundhållning där avvägningen mellan ekologisk, social och ekonomisk hållbarhet görs till en expertfråga i stället för en politisk fråga.⁶⁹

Vad som här sagts om MKB gäller naturligtvis i lika stor eller sannolikt i ännu högre grad om SMB. Teoretiskt och praktiskt är miljöbedömning av översiktliga planer, policyskapande program osv. svårare. Bland annat som funktion av större fundamental osäkerhet blir det politiska dvs. värdebaserade momentet i sådana beslut större samtidigt som möjligheterna till att vinkla analyser blir större. När det gäller planering är det också viktigt att notera att betydande miljöhänsyn kan ha tagits under planeringens gång utan att en miljöbedömning visar att planen är det miljömässigt bästa sättet att uppnå ett visst mål. Om miljöhänsyn successivt vägs in i planeringsprocessen tillsammans med andra faktorer kan planen framstå som miljöanpassad och det, inom givna planeringsförutsättningar, miljömässigt bästa alternativet. Detta innebär emellertid inte att en analys där systemgränserna är vidare visar att planen är det miljömässigt bästa sättet att uppnå ett visst mål. Dessutom uppstår ett problem med vilken planeringsnivå som en bedömning hör hemma på. Relationen mellan MKB och SMB bygger på föreställningen om relativt konsistenta hierarkier där vissa frågor avgörs på en bestämd nivå och därmed kan avföras från diskussionen på underliggande nivå.

Dessa något abstrakta resonemang kan illustreras med ett enkelt exempel. Antag t.ex. att planförutsättningarna är att göra detaljplan för ett småhusområde i kustnära område utanför en tätort. Genom systematiska val kan planen inom ramen för sina förutsättningar göras miljömässigt bra. Beslutet om planförutsättningarna innebär emellertid i sig ett miljöpolitiskt val. En analys som tar utgångspunkt i att målet är att skapa ett visst antal bostäder i kommunen kan lätt visa att ett mera centralt läge och tätare bebyggelse skulle medföra t.ex. mindre biltransporter. Westerlunds krav att analysen skall utgå från ”det egentliga bakomliggande syftet med planen”⁷⁰ innebär därför i fysisk planering normalt att frågan lyfts från den aktuella plannivån vilket förefaller vara en obeaktad komplikation; planförutsättningarna för detaljplanen är ju i detta fall en översiktsplanefråga.⁷¹ Till detta kommer att ”miljö” inte är ett enhetligt begrepp fritt från interna målkonflikter. Planförutsättningarna innebär kanske att allemansrättslig mark av värde tas i anspråk och eventuellt en inskränkning i strandskyddet medan detaljplanen kanske genom bestämmelser om stora tomter och noga inplacerad bebyggelse etc. innebär en annan typ av naturvårdshänsyn. Om planen framställs som acceptabel ur landskapssynvinkel beror således på perspektiv. Exemplet visar i all enkelhet något annat väsentligt. Ett legitimt val av perspektiv som t.ex. hänger samman med den nivå som arbetet bedrivs på kan framställas som en förvanskning genom byte av perspektiv och plannivå.⁷² Exemplet

⁶⁹ ”Måluppfyllelseanalys” innebär en motsvarande risk om miljömålen ges en överordnad ställning. Eftersom retoriken runt miljömålen anger dem som en förutsättning för ett hållbart samhälle ligger det nära till hands att se måluppfyllelseanalys som ett sätt att lyfta miljöfrågorna ut ur det politiska beslutsfattandet.

⁷⁰ Boverket (2000) Boken om MKB för detaljplan sid 16

⁷¹ För en diskussion av problem med bl.a. detta kriterium för god sed se Markus, E. & Emmelin, L. (2004) Applying criteria for good EIA practice to SEA: the Øresund bridge as a case. In: Hilding-Rydevik A, Hlökk Theorórsdóttir A Planning For Sustainable Development - the practice and potential of environmental assessment. Proceedings of the 5th Nordic Environmental Assessment Conference, Reykjavík, Iceland. Nordregio Report 2004:2. pp 103 – 117.

⁷² Problemet finns i hög grad också i samhällsekonomiska kalkyler där viktning av olika faktorer kan ses som val av perspektiv eller politisk ståndpunkt vilket medför möjlighet att genom lämpliga val räkna hem ett önskat resultat. Perspektivvalen kan framstå som rimliga för förespråkare och som manipulation av motståndare. Detta får inte förväxlas med Flyvbjergs diskussion av hur kostnadskalkylerna för infrastrukturprojekt systematiskt underskattar kostnaderna. Flyvbjerg påstår, i linje med sitt makt- och konspirationsteoretiska synsätt på planering, att detta är uttryck för en medveten lögnaktighet. Falkemark påpekar i en kommentar att Flyvbjergs empi-

visar också på ett enkelt sätt att redan en sammanvägning på nivån ”miljö” eller ”ekologisk hållbarhet” innebär värderingskonflikter. Planeringsförutsättningarna i exemplet kan om de är givna genom t.ex. en av kommunen antagen översiktsplan sägas vara ett sätt att avgöra vissa av konflikterna.⁷³

Avslutande reflektioner

Med instämmande i länsstyrelsens i Stockholm ovan nämnda konstaterande om behovet att snabbt få till stånd en samlad översyn av det svenska regelsystemet om miljökonsekvensbeskrivningar vill vi peka på följande.

Mängden fel gör det förmodligen omöjligt att fortsätta lappa på det vi har. Likt en havererad dator är det dags att installera om systemet innan vi startar om beslutsmaskinen.

Det synes emellertid inte enbart vara det komplicerade systemet som gör behovet av översyn angeläget, utan även bristen på eller oklarheter i politisk vilja. Vad vill Sverige skapa med hjälp av MKB? Vad krävs i så fall för att uppnå det? Det vore rimligen en klok utgångspunkt att vid den sistnämnda analysen ta stöd av de mångåriga internationella erfarenheterna.

riska resultat inte ger något konkret stöd åt tolkningen. (Se t.ex. artiklar av Flyvbjerg och medarbetare samt kommentar av Falkemark i Plan 4:58 2004)

⁷³ Det kan därför synas mera angeläget att en MKB på detaljplan innehåller en hänvisning till hur planförutsättningarna fastställts t.ex. genom hänvisning till översiktsplan än att hänvisa till t.ex. nationella miljömål. Hänvisning till översiktsplanen finns emellertid inte i den specifikation av vad en god MKB på detaljplan som ges på sid 74 i Boken om MKB på detaljplan. Frågan kan sägas indirekt berörd genom rekommendationer om innehållet i avgränsningen av MKB. En mera explicit hänvisning till att planeringsförutsättningar i något betydelsefullt avseende redan är fastställda eller prövade skulle kunna vara en konkretisering av ”tiering”.

Kap 4. Natura 2000 – en nödvändig konflikt mellan förutsägbarhet och verkningsfullhet?

Inom EU skapas ett nätverk av skyddade områden, Natura 2000, i syfte att långsiktigt bevara livsbetingelserna för växter och djur. Starka skyddsregler ska bidra till bevarande av biologisk mångfald.

Många skyddsområden finns nära tätbebyggelse och kan medföra restriktioner för utbyggnad men också pågående markanvändning. Det kan ifrågasättas om tillräckliga analyser genomförts för att peka ut det samlat bästa nätverket i Sverige, ur ekologiskt såväl som socialt och samhällsekonomiskt perspektiv. Urvalet av områden har inte alltid förankrats lokalt, vilket kan innebära att kommuner, företag och enskilda under de närmaste åren får restriktioner som de har svårt att förutsäga, förstå och acceptera. Indikationer finns att Natura 2000 tas till intäkt för att undvika att alls diskutera områdets nyttjande för olika intressen. I förlängningen uppstår farhågor för att Natura 2000 innebär att naturvärden bara tillfälligt flyttat fram positionerna och att det skett på ett sätt som på sikt skadar.

Vi ska kort beskriva de formella förutsättningarna för nätverket och problematisera vissa frågeställningar, samt analysera regleringen av Natura 2000 utifrån några av de perspektiv som ryms i farhågorna.

Bakgrund

Natura 2000 presenteras som ett modernt skydd av naturvärden. Det ska utgå från ett långsiktigt ekologiskt och internationellt perspektiv, i motsats till det tidigare regionala eller nationella. Skyddet bygger på konventionen om biologisk mångfald⁷⁴, som är en världsomfattande bas för många slag av åtgärder, och ska vara ett redskap för hållbar utveckling. Genomförande av Natura 2000 är en kraftfull framflyttning av naturvårdens positioner. Vår analys antyder dock att det på sikt kan komma att visa sig vara en Pyrrhusseger.

De naturgivna behoven för fauna och flora ska visa hur nätverket av skyddade områden över Europa behöver se ut, för att arter och naturtyper ska finnas kvar på sikt. Dessa behov ska avgöra hur många områden som behövs och var de behöver ligga. I Sverige gäller det ungefär 4000 områden om sex miljoner hektar. Alla medlemsländernas förslag till skyddsområden bedöms, på naturvetenskapliga grunder, gemensamt för EG. Område kan tas ur nätverket bara om ett motsvarande område, som fyller samma funktion som ”nod” i nätet, skyddas i stället. Under 2003 gjordes på begäran av kommissionen komplettering med ytterligare områden, för att fylla luckorna så att det hållbara nätverket skapas. Det konstateras av kommissionen att medlemsländerna i stor grad ligger efter, så målet att nätverket ska vara komplett år 2004 kommer inte att nås. Skälen anges bl.a. vara lokalt motstånd och farhågor att Natura 2000 ska hindra ekonomisk utveckling genom t.ex. turism⁷⁵.

⁷⁴ UN convention on biological diversity, June 5th, 1992

⁷⁵ Institute of European Environmental Policy hemsida om projektet “Promoting the Benefits of Nature 2000”

Skyddet består av två huvudsakliga komponenter: ett statligt ansvar för områdenas kvaliteter samt styrning av människans aktiviteter i omgivningarna. Staternas ekonomiska möjligheter att ta hand om områdena är emellertid inte en del av motivet för att peka ut ett visst område; den ekonomiska diskussionen ska komma efteråt, inte före. Människans aktiviteter styrs genom utrednings- och prövningsplikter, kombinerade med förbud mot skadande åtgärder och krav på kompensation.

Natura 2000 har fått osedvanligt starka skyddsregler i svenskt lagsystem jämfört med t.ex. hälsa, kulturmiljöer och landskap med både bild och tidsdjup, friluftsliv eller andra intressen som skyddas av miljöbalken. Även kravet på beslutsunderlag är strikt reglerat. Vid risk för betydande påverkan på miljön ska (utöver ordinarie MKB) göras en för naturen specialiserad konsekvensanalys samt av beslutanden en separat bedömning av skada. Det skydd som ges en art, en biotop etc. är inte begränsat till det geografiskt utpekade området, utan gäller hot från nya åtgärder eller pågående markanvändning även utanför gränsen. Om det kan bli skada, eller bevarandet på ett betydande sätt kan försvåras på annat sätt, ska som regel den störande aktiviteten hindras. I undantagsfall, då alternativ saknas och det finns starka allmänna intressen som talar för aktiviteten, kan skada godtas av regeringen, ibland efter hörande av kommissionen.

Skyddets funktion

Skyddet för Natura 2000 har i vart fall två intressanta sidor som medför att instrumentet potentiellt är både starkare och mera verkningsfullt för att tillvarata naturvårdens intressen än äldre instrument, men det kan också bli mera problematiskt för andra samhällsintressen. För det första handlar det om att frågor om intrång och påverkan måste lyftas till regering och EU-nivå. För det andra att skyddet har vidgats från att vara geografiskt välavgränsat till något som skulle kunna betecknas som ”ekologiskt - funktionellt”.

Nedan tas olika perspektiv till utgångspunkt för att problematisera de båda sidorna. Två huvudfrågor synes angelägna för en vidare analys. Dels de juridiska frågor där Natura 2000 systemets ekologiska grundsyn ställs mot juridiska principer om förutsebarhet och likhet inför lagen. Dels problem som hänger samman med att göra en sakligt tillfredsställande bedömning av olika verksamheters inverkan på skyddsvärdena.

Både ekologiskt och samhälleligt?

Åtgärder som hotar Natura 2000 kräver en MKB, medan policybeslutet att upprätta nätverket inte haft motsvarande krav. För kraven på konsekvensbedömning råder således asymmetri. I Finland har en strategisk miljöbedömning gjorts av utpekandet av Natura 2000, men de svenska reglerna om miljöbedömning av planer och program som nu gäller innebär inte att en sådan analys skulle gjorts. Uppdraget till länsstyrelserna var att med ekologiska utgångspunkter föreslå nätverket av områden. Konsekvenserna av urvalet av områden får därigenom förut sättas ha blivit analyserade av länsstyrelsen (eller Naturvårdsverket) i vart fall med avseende på naturvärdena. Konsekvenserna för andra funktioner har dock inte redovisats på ett tydligt sätt. Alternativa nätverk som är ekologiskt möjliga och lämpliga har såvitt känt inte heller utvärderats, för att möjliggöra slutsatser om vad som är det samlat bästa nätet. Eftersom miljöintressen av olika slag ibland står emot varandra hade det varit både en värdefull, och med tanke på miljöbalkens krav på generell hänsyn även vid myndigheters olika slag av interna beslut, egentligen även en nödvändig jämförelseanalys inför urvalet av områden.

Förbuden mot skada innebär att en avvägning redan är gjord till förmån för fauna och flora, i och med att områdena har pekats ut. Beslutet om nätverket nedprioriterar därmed andra intressen automatiskt, vilket är korrekt till följd av direktivet men beklagligt då det skett utan konsekvensanalys eller annan motsvarande jämförelse av alternativ och av intressenas bety-

delse ur olika samhällsperspektiv. Bristen på alternativ i urvalsprocessen skapar en onödig risk för att enskildas, liksom samhällets, projekt måste genomföras på (andra) platser som inte är optimala, ej heller ur en vidare miljösynvinkel. Det kan på sikt antas kosta både miljövärden och förtroende. Hur detta problem ska kunna lösas ”i efterhand” är svårt att se, eftersom lagt kort ligger.

Funktionellt genom förankring?

Arbetet med att identifiera områdena genomfördes i Sverige regionvis av länsstyrelserna och under stark tidspress⁷⁶. Det samma gäller för den komplettering som fullföljdes 2003⁷⁷. Tidspressen har gett mindre goda förutsättningar för samråd med kommuner, markägare och andra berörda. Tidspressen står därmed i tydlig motsättning till den uppgivna ambitionen med brett deltagande i processerna. Ett brett deltagande ökar möjligheterna att upptäcka samverkande och motverkande intressen, men också att få tillräckligt underlag för att bedöma lämplighet såväl som genomförbarhet. Denna syn på värdet av samråd finns även i direktivet om miljöbedömning, som pekar på betydelsen för hållbarhet att det införs en bredare uppsättning faktorer i beslutandet.⁷⁸ Samråd har även betydelse för förankringen av frågan, dvs. för att få lokal insikt om värdena och därigenom ansvarstagande för dem. Det påverkar ytterst den faktiska funktionen i det framtida nätverket.

Hildén⁷⁹ konstaterar att i Finland kan problemen med motståndet mot Natura 2000, trots en miljöbedömningsprocess, till stor del förklaras av att naturvårdsmyndigheterna uppfattade det huvudsakligen som en inventeringsteknisk problemställning: det gällde att ta fram de rätta områdena. Om myndigheterna i stället hanterat saken som en fråga om kommunikativ planering och förhandling med motstående – reella eller inbillade – intressen, skulle det enligt hans bedömning både varit enklare och effektivare och kunnat skapa långsiktig accept. Detta är naturligtvis ett svårverifierbart, kontrafaktiskt påstående. Det intressanta är kanske främst att det görs av chefen för Finlands miljöcentrals avdelning för ”MKB och styrmedel”.

Det är nu för sent att påverka hur det svenska nätverket pekas ut. Det kan dock vara av värde att för framtida omtag i processen analysera nackdelarna och hur dessa möjligen skulle kunna minskas.

Ekologiskt förutseende men svårforutsebart och svårstyrt?

Det har varit en sedan lång tid insedd svaghet i naturvården att skydd i form av reservat inskränks till ett välavgränsat område. Dels kan även åtgärder som vidtas utanför området kraftigt påverka värdena: vattenavledning förändrar våtmarker, bostadsbyggande medför slitage och störningar osv. Dessutom har det, från både natur- och kulturmiljövårdens sida, påpekats att det ofta leder till att miljöhänsyn i exploateringsföretag begränsas till att undvika intrång i utpekade områden. Vid vägdragning kan det leda till slalom mellan restriktionsområden i stället för en samlad bedömning, som kanske kunde innebära att vinster utanför restriktionsområden ställs mot intrång i ett utpekat område. Ett slags geografisk formalism får ersätta en samlad sakbedömning av alla berörda intressen.

Ur denna synvinkel framstår alltså Natura 2000, som skyddar värdena oavsett var störande åtgärder genomförs, som ett påtagligt framsteg och ett uttryck för vad som i decennier efter-

⁷⁶ Diskussion med tjänstemän från länsstyrelsen ger intryck av att Natura 2000 inte togs riktigt på allvar när begäran om förslag på områdena kom. Det vore värdefullt med en närmare studie av betydelsen av detta för utpekandet av ”rätt” område.

⁷⁷ Se Naturvårdsverkets redovisning 2001-03-23, dnr 127-4307-00 Nv. Regeringen sände april 2004 förslag på ytterligare 417 områden till de drygt 3 000 som tidigare anmälts.

⁷⁸ Inledningen till direktivet om miljöbedömning av planer och program, 2001/42/EG, anger således att en bredare uppsättning bedömningsfaktorer bidrar till hållbarhet såväl som effektivitet.

⁷⁹ Hildén Natura 2000 as a planning and assessment problem, Finnish Environment Institute

lysts i planeringen: ”en ekologisk grundsyn”⁸⁰. Effekterna av de principer som ligger bakom den ekologiska grundsynen i Natura 2000 kan emellertid behövas hanteras på ett mera medvetet sätt, för att skyddet ska kunna vidmakthållas på sikt.

Ett exempel ur verkligheten gäller ett förslag till detaljplan för bostäder vid kusten. Det detaljplanelagda området ligger innerst i en lång vik, utanför strandskyddsområde. Det ligger dock innanför ett omfattande riksintresseskyddat skärgårdsavsnitt. I passagen ut ur viken finns ett fågelskyddsområde med Natura 2000 status. Fredningen innebär restriktioner mot landstigning på vissa öar, men hindrar inte passage med båt mellan öarna. Dock finns förbud att ligga still för t.ex. fiske närmare än 50 meter från land. Det finns inte hastighetsbegränsningar för båt. I den vik där bostäder planeras finns för närvarande en marina, relativt nära det föreslagna planområdet. Detaljplanen kan antas medföra följdexploatering med ytterligare bryggor eller utbyggnad av marinan, med följden ökat båtliv i skärgården. I planarbetet måste, enligt reglerna för Natura 2000, styrkas antingen att bebyggelsen varken direkt eller indirekt kan ge störningar som skadar betingelserna inom Natura 2000 området eller att åtgärder vidtas som kontrollerar störningen så att den inte ger olovlig skada. Sådana åtgärder skulle kunna vara förbud mot motorbåt, eventuellt av viss storlek eller motorstyrka i vissa områden, eller utökade restriktioner på trafik vid Natura 2000 området.

Ett problem är emellertid att fågelskyddsområdet inte omfattar hela furageringsområdet för de arter som häckar inom området. Teoretiskt skulle därför en ökad störning även långt utanför reservatet kunna påverka arterna negativt, och därmed faktiskt strida mot skyddssyftet och vara otillåten. Det är bl.a. därför svårt att klargöra om och i vilken utsträckning just detaljplanen bidrar till ett hot mot långsiktigt bevarande av arterna eller just de föreslagna skyddsåtgärderna kan antas verkningsfulla.

Ett annat problem är att kommunen, som annars är beslutsfattare i planläggningen, inte råder över de skadeförebyggande åtgärderna. Planläggningen behöver därför skjutas framåt på obestämd tid, tills besluten om åtgärderna tagits av annan aktör eller skaderisken på annat sätt undanröjts. Det kan i sig vara positivt, eftersom det bidrar till samverkan mellan olika aktörer. Det pekar dock på behovet av en arena för denna samverkan, med ett mera övergripande perspektiv för att se de samlade mest effektiva lösningarna. Frågan är om ett sådant redskap finns. Den kommunala översiktsplaneringen kan tänkas vara ett instrument. En utveckling av denna planform med ett öga på åtgärdsprogram enligt miljöbalkens 5 kap om miljö kvalitetsnormer ligger nära i tanken. Samverkan och ansvarsfördelning mellan dessa instrument kunde också vara av värde att analysera vidare⁸¹.

Vetenskapligt svarbedömt med rättsliga risker?

Principiellt kan problemen med sakbedömning delas upp i några grova kategorier:

- Systemgräns
- Prediktionsmöjlighet
- Toleransgräns
- Signifikansbedömning

⁸⁰ Emmelin, L., (1983): "Ekologisk grundsyn - bidrag till en diskussion om ett begrepp." Naturresurs- och miljökommittén. Bakgrundsmaterial nr 9 och Emmelin, L., (1983): "Planering med ekologisk grundsyn." Naturresurs och miljökommittén. Bakgrundsmaterial n 13.

⁸¹ Se vidare det 2004 pågående handboksarbetet i samverkan mellan Naturvårdsverket och Boverket om bl.a. åtgärdsprogram, dock med fokus på vattendistrikt.

Grundproblemet är om de bedömningar som ska göras inom de fyra kategorierna blir välunderbyggda eller om de framstår som skönsmässiga eller rent av direkt godtyckliga. I det senare fallet uppstår även ett rättsligt problem, för att tillfredsställa kravet på lika behandling av lika fall. Några exempel kan tjäna som utgångspunkt för att peka på problemen med den ekologiska grundsynen.

Om det gäller omgivningarna till en våtmark kan de hydrologiska frågeställningarna anses vara av hanterbar karaktär. Det är principiellt möjligt att avgränsa ett omgivande influensområde och åtminstone för vissa typer av verksamheter göra förutsägelser av effekterna på det fredade områdets hydrologi. Grovt kan också någon form av påverkansgränser sättas upp för vad t.ex. florin inom våtmarksområdet kan förväntas tåla. Bedömningarna kräver i och för sig omfattande utredning och tillgång till expertis men den grundläggande principen, att vattenavledning i närheten av eller uppströms en våtmark är ett ingrepp som kan hota ett fredat områdes funktion och integritet, är inte svårförståelig. Gränserna för miljöbalkens krav⁸² på kunskap kan dock vara svåra att fastställa: vilken insikt och förmåga att förutse effekterna av ett ingrepp på omkringliggande marker ska man kunna kräva som rimliga vid olika stora projekt? En särskild komplikation vid bedömning av rimligt kunskapskrav följer vid Natura 2000, där det finns en plikt att beskriva summan av den egna verksamheten eller åtgärden jämte andra pågående och i framtiden tänkbara verksamheter, planer etc. Faktainsamling kombineras där med hanteringen av osäkerheter som inte ligger inom det egna projektets maktsfär.

När det gäller ett fågelskyddsområde av det ovannämnda slaget är problemen betydligt svårare naturvetenskapligt, vilket också torde påverka möjligheten att hantera de nyss nämnda komplikationerna. Det kan till att börja med vara svårt att fastställa vad som ska anses vara områdets funktionella systemgräns, dvs. gräns för det område som är av avgörande betydelse för skyddsområdets arter. I vissa fall kan kanske furageringsområdet för en art vara någorlunda välavgränsat, t.ex. ett antal omkringliggande sjöar för ett fiskgjuspar. I andra fall, t.ex. omlandet till ett sälskyddsområde eller ett fågelskyddsområde med ett stort antal arter ändrar och vadare, kan det vara svårt eller i det närmaste omöjligt; speciellt också om utsträckningen i tid är stor. Därmed får det också anses svårt intill orimlighetens gräns för de som bedriver eller planerar en verksamhet att förutsäga vad som är tillåtet och inte.

Det sista exemplet innebär att det inte är rimligt, och därmed inte heller lagligt, att kräva det beslutsunderlag som skulle behövas för att avgöra prövningen om åtgärden är förenlig med Natura 2000. Sannolikt innebär det att tillstånd vid sådana områden präglade av osäkerhet överhuvudtaget inte kan lämnas, eftersom rekommendationen i EU:s manualer är att okunskap ger presumptionen otillåten skada. I praktiken innebär det att sökanden, för att ha en chans till framgång, frivilligt måste gå utöver de grundläggande lagliga kraven på kunskapsunderlag. Detta flyttar ansvaret för kunskapsutveckling om allmänna intressen från det allmänna till den enskilde, oavsett om den enskilde vill fortsätta pågående markanvändning eller byta nyttjandeform. Detta är en ny syn på kunskapsansvaret, som inte beskrivits närmare inför regleringen och som inte heller finns med i konsekvensanalysen av reglerna⁸³.

Närmare om det formella systemet och rättsliga problem

Med tanke på ändamålet med denna förstudie är fokus på svårigheter, i syfte att kunna bidra till förbättringar. Det innebär dock att redovisningen inte blir rättvisande, dvs. många av för tjänsterna i systemet syns inte i samma utsträckning som bristerna.

⁸² Miljöbalken 2 kap 2 och 7 §§.

⁸³ Prop. 2000/01:111 s. 64 f.

Översikt av skyddets konstruktion

Nätverket skapas och vidmakthålls genom en stegvis utförd beslutsprocess. Nätet av områden pekas ut och beslutas, skötsel genomförs och förändringar regleras. Länsstyrelsen är en huvudaktör, men ett stort antal beslutsmyndigheter berörs. Kommunernas beslutsansvar påverkas.

Områdena

Nätverket av områden är det grundläggande redskapet för att hållbara livsmiljöer för växter och djur och det består av två typer av områden: särskilda bevarandehabitat (habitatdirektivet⁸⁴) och särskilda skyddsområden (fågeldirektivet⁸⁵). Båda typerna skyddas redan från den tidpunkt då områdena av regeringen förtecknats på en förslagslista⁸⁶. Listan sänds till kommissionen för bedömning om områdena bör ingå i nätverket.

Även områden som rymmer sådana kvalitéer att de *borde* ha förtecknats på förslagslistan kan omfattas av skyddet, enligt avgörande av EG-domstolen. Hur omfattande områden det kan vara i Sverige är inte möjligt att ange, men visar sig underhand antingen när fråga om exploatering väcks eller när myndigheter av annat skäl uppmärksammar värdena på en viss plats. Frågan om förutsebarhet behöver av denna anledning särskild uppmärksamhet i analyser av systemets styrfunktion.

Kunskap

För plan- och bygglagen gäller att områdena i sin egenskap av riksintresse, ska behandlas i planprocesserna så att kunskap om dessa utvecklas i ett planperspektiv och så att förutsättningarna för att tillgodose intressena kan redovisas av kommunen. Denna bearbetning sker i samråden mellan staten (länsstyrelsen) och kommunen. Det gäller översiktsplan, detaljplan och områdesbestämmelser⁸⁷.

Det finns ett ansvar för länsstyrelsens att utveckla kunskapsunderlag som beskriver bevarandesyftet samt de relevanta livsmiljöerna och arterna. Beskrivningarna ska vara ägnade att underlätta tillståndsprövningar och vara tillgängliga för allmänheten och andra som är berörda eller har intresse av dem⁸⁸. Sådant underlag betecknas bevarandeplaner, vilket må betraktas som ett vilseledande begrepp för ett kunskapsunderlag, och är ännu inte iordningställt oaktat att kraven på Natura 2000 infördes 1998 och revideras 2001. Genom att inordnas i bevarandeplanerna, vars huvudsakliga syfte synes vara att utveckla och beskriva de åtgärder som behövs för att främja värdena i Natura 2000, är det risk för att det faktaunderlag som behövs för tillämpningen av reglerna inte får tillräcklig uppmärksamhet.

Kunskapsunderlaget om Natura 2000 får tills vidare istället utvecklas av de aktörer som aktualiserar prövningar, i den mån staten (genom länsstyrelsen) inte kan förmås prioritera arbetet med bevarandeplaner för den del av områdena som berörs av en visst planerad åtgärd.

Skötseln

De områden som godtas av kommissionen som gemenskapsintressanta blir Sverige skyldigt att förvalta (sköta). Skyddet regleras i Sverige huvudsakligen av miljöbalken⁸⁹. Ungefär 60 % av områdena skyddas även av andra regler än Natura 2000, t.ex. är ca fyra miljoner hektar

⁸⁴ 92/43/EEG

⁸⁵ 79/409/EEG

⁸⁶ De förslagsområden som redan nu skyddas, har offentliggjorts genom Naturvårdsverkets författningssamling, NFS 2001:19 med ändring 2003:26.

⁸⁷ Rutiner för denna kunskapsutveckling finns ännu inte.

⁸⁸ Förordningen (1998:1252) om områdesskydd, 17 §.

⁸⁹ MB 7 kap 28, 28 a, 28 b, 29, 29 a och 29 b §§, förordningen (1998:1252) om områdesskydd 15-20 a §§.

skötta som naturreservat. Arbetet med att skydda återstående två miljoner hektar pågår. En fråga för rättslig och miljövetenskaplig analys kan vara vad Natura 2000 tillför i sådana områden, rättsligt och faktiskt. Att notera i det sammanhanget är att Natura 2000 omfattar skydd mot indirekt skada på ett sätt som normala reservatsbestämmelser inte fångar upp.

Förändringar

Skyddet för Natura 2000 bygger på att alla företeelser som kan skada, oavsett om de sker inom och utom områdena, ska konsekvensbedömas med avseende på skyddssyftet. Om en inledande konsekvensbedömning visar att områdena kan antas bli påverkade på visst sätt, ska åtgärden myndighetsprövas (primärt av länsstyrelsen) för att klargöra om den kan få genomföras. Skada kan därvid godtas under vissa förutsättningar, främst då alternativ saknas och åtgärden sker för att tillgodose angelägna allmänna intressen. Skada ska kompenseras.

Äldre beslut och pågående verksamheter

Givna tillstånd som inte tagits i anspråk och vars genomförande kan skada Natura 2000, måste kompletteras med sådan prövning för att få nyttjas. Kravet på prövning gäller även åtgärder med bygglov i enlighet med äldre detaljplan och åtgärder för arbetsplaner för väg som vann laga kraft innan reglerna om Natura 2000 justerades 2001.

Även pågående verksamheter, t.ex. miljöfarlig- och vattenverksamhet, kan föreläggas följa Natura 2000 och givna tillstånd kan komma att omprövas⁹⁰. Övergångsbestämmelserna anger förvisso att reglerna gäller verksamheter från 2001, men är till följd av detta en sanning med modifikationer. En fråga att fortsatt analysera kan vara prövningskravet för Natura 2000 i förhållande till givna tillstånd av andra slag, med tanke på rättssäkerhet och förutsebarhet och möjligen även grundlagsfrågor med tanke på äganderätten.

Samspelet stat – kommun

Ansvarsfördelningen när det gäller beslutandet över användningen av mark- och vatten är huvudsakligen reglerad av plan- och bygglagen. Staten har på vissa villkor överlåtit till kommun att avgöra lämplig markanvändning, när det gäller bebyggelseutvecklingen med anknuten frågor. Ansvarsfördelningen bygger på en utvecklad samrådsprocedur och kunskapsförsörjning och endast i vissa angivna fall kan staten överpröva kommunala beslut. Natura 2000 har inneburit vissa justeringar i detta, vars betydelse i ett systemperspektiv kan vara intressant att analysera närmare än vad denna förstudie medger. Några perspektiv redovisas dock.

Riksintresse

Riksintressestatus är en av de fåtal fall då staten genom länsstyrelsen har mandat att pröva kommunala PBL-beslut. Alla Natura 2000 områden klassificeras som riksintressen enligt miljöbalken⁹¹. Det innebär dock ingen förstärkning av skyddet i sak⁹², eftersom reglerna för Natura 2000 är starkare än riksintressskyddet, som i princip medger förändringar ända upp till nivån påtaglig skada att jämföras med den lägre nivån ”skada” för Natura 2000.

Syftet med riksintressekonstruktionen är istället att se till att frågan om skydd av områdena bevakas i vissa beslutsprocesser utanför miljöbalken, vilka via reglerna om riksintressen kopplats till miljöbalken⁹³. Beslut om t.ex. detaljplan för bostäder, arbetsplan för väg eller

⁹⁰ Prop. 2000/01:111 s 51. Se resonemang i frågan i Naturvårdsverkets handbok 2003:9, avsnitt 3.2.7.

⁹¹ MB 4 kap 8 §.

⁹² Förutom det att tätortsundantaget inte gäller, dvs. kommunerna kan inte åberopa samhällsskäl för att skada områdena. MB 4 kap 1 § 2 st.

⁹³ MB 1 kap 2 § jämförd med t.ex. 3 § väglagen (1971:948) och 7 § torvlagen (1985:620). Naturvårdsverkets handbok 2003:9 (s 8, 11 och kap 4 i lydelsen 1 juli 2004) anger att detta avser planer, dock oklart vilka slags planer. Formuleringarna ger intryck av att riksintressekopplingen skulle fånga upp ett slags allmänt planerande

tillstånd till täkt måste därigenom avvakta länsstyrelsens prövning av skada på naturvärdena, innan beslut kan fattas i huvudärendet. Konstruktionen garantera så att säga att det blir en dubbelprövning, där skadan på Natura 2000 får bedömas först och av den instans som utpekats som mest kompetent för detta: länsstyrelsen.

Riksintressebevakningen bygger på dialogen under planeringsprocesserna inför detaljplan, arbetsplan m.m., som ska utveckla idéerna och förmedla kunskap och där länsstyrelsen är en bärande part. För att dubbelprövningen inte ska leda till förgävesprocesser är det viktigt att länsstyrelsen i samråden under pågående planering tydligt signalerar om fall där tillstånd enligt Natura 2000 inte kan förutses, så att planeringen kan avbrytas eller andra alternativ utvecklas. I sådant fall fyller riksintressestatusen en viktig funktion ur ett effektivitetsperspektiv. Om länsstyrelsens deltagande emellertid sker etappvis, så att delar av länsstyrelsens kompetens deltar i planeringen och andra delar i prövningen av skada på Natura 2000, är det risk för att riksintressestatusen endast har den funktionen att Natura 2000 blir en stoppregel för andra beslut.

Länsstyrelsens kontroll av kommunala PBL-beslut

Länsstyrelsen har fått till uppgift att bevaka PBL-planering liksom -lov inom och utom Natura 2000 områdena, oavsett om det finns detaljplan eller ej för området⁹⁴. Länsstyrelsen ska i och med riksintressestatusen hos Natura 2000 upphäva kommunens beslut om nya detaljplaner och områdesbestämmelser som inte beaktar skyddsbehovet⁹⁵. Förbudet kopplat till riksintressfunktionen, dvs. hinder mot att medge åtgärd innan Natura 2000 prövats, gäller emellertid inte lov inom plan enligt PBL. Lov i enlighet med detaljplan *måste* således enligt plan- och bygglagen medges. Bygglov inom detaljplan får inte tillämpa riksintressereglerna. Lovet kan dock inte tas i anspråk, om det inte finns även behövligt tillstånd för Natura 2000, dvs. sedvanlig dubbelprövning.

Kommunen har enligt PBL såväl som förvaltningslagen en upplysningsplikt om detta⁹⁶. I praktiken torde dubbelprövningen innebära att kommunen lämpligen vilandeförklarar lov-ärendet, i avbidan på länsstyrelsen besked i ärende enligt miljöbalken om förenlighet med Natura 2000. Vid nekande utgång bör sedan kommunen upphäva detaljplanen och lösa ut byggrätterna enligt 14 kap PBL, varpå bygglov nekas. Ett sådant förfarande är uttryckligen förutsatt i förarbetena⁹⁷.

Den praktiska kontrollverkan av länsstyrelsens ansvar kan emellertid starkt ifrågasättas. Lov ska inte generellt expedieras av kommuner till länsstyrelse. Såvitt känt finns det ingen länsstyrelse som infört rutiner för att samla in alla lov som kan beröra Natura 2000, exempelvis genom att utfärda förordnanden med stöd av PBL 12 kap 4 § runt omkring alla Natura 2000⁹⁸.

som föregår olika slags aktiviteter. Detta är emellertid inte möjligt. Riksintressfunktionen gäller endast vid vissa utpekade formella myndighetsbeslut (se 1 kap 2 § MB och dit hänvisade lagar, i första hand är väglagen, banlagen och plan- och bygglagen relevanta när det gäller planbeslut). Riksintressehanteringen avser även tillståndsbeslut, dispenser och andra slags beslut under 1 kap 2 § MB, närmare bestämt myndighetsutövning enligt de där nämnda lagarna, även i annan form än planbeslut. Ett mera allmänt planerande, informellt eller formellt, fångas således inte upp genom riksintressfunktionen, utan endast av det generella och ospecificerade kravet på myndighetsprövning av verksamheter och åtgärder.

⁹⁴ PBL 4, 5 kap, fo 1998:896 3 §, fo 1998:1252 18 § jmf med PBL 12 kap 4 § och PBL 8 kap 28 §, se även prop. 2000/01:111 s 49.

⁹⁵ PBL 12 kap 1, 3 §§.

⁹⁶ PBL 8 kap 25 §.

⁹⁷ Prop 2000/01:111 s 49 ff.

⁹⁸ Naturvårdsverkets handbok 2003:9 anger helt korrekt att förordnande enligt 12 kap 4 § inte är nödvändigt för länsstyrelsens ingripande. Naturvårdsverket beskrivning (s 73 i lydelsen juli 2004) om kommunens expedieringsplikt och dess fullföljande som grund för beslutets giltighet är emellertid inte korrekt, eftersom sådan plikt

Länsstyrelserna får därför normalt inte kännedom om lov som kan leda till skada på Natura 2000.⁹⁹

Detta länsstyrelsens generella kontrollansvar vid bygglov gäller inte andra slag av riksintressen eller intressen som t.ex. miljö kvalitetsnormer, inverkan på hälsa eller på mellankommunala frågor. Inte heller för andra lagar finns denna kontroll- och stopplikt för länsstyrelsen. Skälen liksom nyttan med en sådan specialregel för kontroll av kommunernas beslutande endast när det gäller Natura 2000, i jämförelse med behovet och nyttan av det vid andra beslutstyper, kan vara en del av en fördjupad analys av systemet.

Tillståndsprövning

Alla de arbetssteg som beskrivs nedan finns inte reglerat i svenska bestämmelser. Beskrivningen bygger därför på huvudsakligen direktivens artiklar, men givetvis också svenska regler och vägledningar¹⁰⁰.

Vad är bedömningspliktiga verksamheter och åtgärder?

Det finns ingen specifik lista som anger vilka pågående eller nya aktiviteter (åtgärder, verksamheter) som obligatoriskt¹⁰¹ ska ha tillstånd enligt Natura 2000 eller som anger vilka aktiviteter som ska konsekvensbedömas för att avgöra om sådant tillstånd behövs i ett visst fall. Systemet bygger istället på en generell screeningplikt för alla slags åtgärder och verksamheter, dvs. behovsbedömning. Det betyder att alla aktiviteter måste ha en slags förstudie, för att kunna bedöma om det finns anledning att fortsätta med en utvecklad MKB. I annat fall kan behovsbedömningen avslutas med en "FONSI" (se följande avsnitt)¹⁰². Det ska därför varken ska tas fram en MKB eller inledas en prövningsprocedur.

Naturvårdsverket ger exempel på aktiviteter där det kan tänkas vara behov av respektive inte av prövning Natura 2000. Normalt anses tillstånd behövas för grävning, schaktning, sprängning, upplag, täkt av grus, sand, jord, torv etc (även för husbehov), ny väg, breddning av väg, nybyggnad eller uppsättande av anläggning utanför tomt, skogsbruksåtgärder som avverkning, röjning, gallring, markberedning, plantering, uttag av brännved och vindfällan, muddring, nya bojar och bryggor som berör känsliga bottnar och rev. Exempel på åtgärder som normalt inte antas behöva prövning är vanligt vägunderhåll (rensa diken, grusa och asfaltera), normalt åkerbruk, rensning av stenmurar, musselodling över icke-känsliga bottnar. Åtgärder som kräver samråd enligt 12 kap 6 § miljöbalken anges ofta behöva också tillstånd¹⁰³, t.ex. markledning, vattenkablar, större ändringar av rörledningar för vatten och avlopp, fjärrvärme, naturgas eller andra bränslen, golfbanor, skidbackar, campingplatser, skidliftar, linbanor, temaparker och liknande ytkrävande verksamhet, kortare tillfartsväg till bostad och liknande om naturmiljön är särskilt känslig, undersökningsarbeten enligt minerallagen som t.ex. arbetsvägar, avbaning av vegetation, borring eller skogsavverkning. Andra exempel är anläggande eller större ändringar av dammar, viltvatten och andra våtmarker, kulvertering av vattendrag, upp-

bygger på att det finns ett s.k. PBL 12:4-förordnande. Utan sådant beslut finns i princip ingen praktisk möjlighet för länsstyrelsen att uppfylla sin tillsynsplikt enligt 18 § områdesskyddsförordningen.

⁹⁹ Detsamma gäller för kommunens tillsyn över 3G, som är miljöfarlig verksamhet men med frivillig anmälan. Utan anmälan vet kommunens miljötillsyn endast med hjälp av bygglovregistren var sändare kan finnas.

¹⁰⁰ Vägledning finns i manual från EU kommissionen om skötsel och förvaltning (ISBN 92-828-9142-9), dito om konsekvensanalys på underlag av Oxford Brook's University 2001, Handbok 2003:9 med allmänna råd från Naturvårdsverket 2003:9 samt proposition 2000/01:111.

¹⁰¹ Naturvårdsverket räknar i handboken upp åtgärder som enligt verkets bedömning normalt kräver tillstånd respektive inte, men understryker att det är verksamhetsutövarens eget ansvar att göra bedömningen i varje enskilt fall.

¹⁰² Akronymen syftar på slutsatsen att det inte blir betydande påverkan (finding of no significant impacts).

¹⁰³ Se närmare i Naturvårdsverket handbok 2001:6.

lag av muddermassor som inte är anmälnings- eller tillståndspliktiga, rensning av vegetation i sjöar och vattendrag, energiskogsodling på jordbruksmark, anläggning av odlingar av andra grödor av vedväxter som julgranar, parkträd och pyntegrönt eller för fröplantager och liknande, borttagande av brukningshinder m.m. i jordbrukslandskapet, ej bygglovpliktiga byggnader t.ex. för de areella näringarna, anläggning av vandringsleder, cykelleder, ridstigar, naturbaserad turistverksamhet, tävlingar, organiserat friluftsliv och lägerverksamhet som t.ex. stora orienteringstävlingar, motorbåttävlingar, genomförande av en detaljplan genom t.ex. byggnation.

Det är många olika slag av åtgärder som kan komma ifråga för denna behovsbedömning, eftersom det inte bara är direkta utan även indirekta skador som ska stoppas. Några exempel på aktiviteter som kan skada Natura 2000 indirekt kan vara följande. Buller och vibrationer kan störa känsliga djur. När på året och hur långt bort behöver man bedöma musikarrangemang? Läckage av ämnen kan störa organismer långt nedströms. Hur bedöms riskerna med oljetank för villa? Gödning och bekämpning i jordbruket? Hur bedöms jakt, om hagel inte samlas in utan blyet sprids? Grävningsarbeten kan förändra vattenförhållandena i marken även utanför den egna tomt. Borde diken för ”bredbanden” ha bedömts? Kan skogsbruket underhållsrensa diken som ett led i normalt skogsbruk eller behövs tillstånd med avseende på Natura 2000? Turistanläggningar eller tävlingar kan öka ”trycket” på omgivningen och störa eller slita på värdena. Hur långt bort kan sådant indirekt tryck skapa prövningsbehov? Kanske alla situationer då anläggning gör reklam för att man kan besöka visst (känsligt) naturområde nära eller långt borta? Byggande, rivning och ändring av marknivån kan bullra, påverka vattenföring i grunden etc. Inom vilka avstånd behövs generell prövning? Åtgärder för renskötsel och i skogsbruket, liksom jakt har hänvisning till Natura 2000 – vad för slags Natura 2000 kan det störa och vilka åtgärder typiskt sett? Inrättande av gemensamhetsanläggningar liksom fastighetsbildning, då en stor tomt delas i flera små, innebär ändrad markanvändning och kan öka bebyggelsetryck. Behöver fastighetsbildningen avvakta prövning enligt Natura 2000 av verksamheten? Vilken betydelse får i så fall lantmäterimyndighetens egen bedömning av den inverkan det egna beslutet kan få (jämför 19 § områdesskyddsförordningen) vid länsstyrelsen bedömning av genomförandefallet?

Varje naturområde har sina specifika värden, som är känsliga för olika typer av förändringar. Inga skadande åtgärder kan därför uteslutas generellt för landet, utan en behovsbedömning från fall till fall synes nödvändig. Frågor att fundera vidare över kan vara vilka aktiviteter det typiskt sett kan handla om vid olika naturtyper, för att skapa mera begränsade listor än de ovan givna exemplen, som stöd för tillämpningen för olika naturgeografiska regioner eller delområden eller typområden.

Eftersom det bara ibland finns annan typ av prövning som ska göras av myndighet, och som kan leda till att Natura 2000 uppmärksammas, finns stort behov av information om detta ansvar att göra en behovsbedömning. Alla berörda aktörer (fastighetsägare, föreningar som nyttjar mark tillfälligt etc.) behöver således bibringas kunskap om en sådan i regelverken outtalad men obligatorisk screeningplikt, liksom om möjligheten att det behövs en konsekvensanalys av potentiell skada med ansökan om tillstånd om det finns risk för att en planerad eller pågående åtgärd kan påverka värdena på ett betydande sätt. En fråga att fundera vidare på är hur den stora mängden olikartade aktörer ska uppmärksammas på sitt ansvar att analysera risken för skada och i förekommande fall ansöka om prövning. Det finns nämligen ingen begränsning av aktiviteterna som kan falla under begreppen verksamhet och åtgärd. Alla åtgärder av enskilda och i näringsverksamhet, liksom det allmännas planer och projekt (av stat, landsting och kommun) såväl som andra typer av myndighetsbeslut som på ett betydande sätt kan påverka miljön i Natura 2000, behöver således genomgå en enklare analys av tänkbara conse-

kvenser (förstudie) för att bedöma behovet av tillståndsprövning och därmed av att ta fram en full konsekvensbeskrivning till den prövningen.

Behovsbedömningen

Syftet med det första analyssteget är att avgöra om det *behövs* tillstånd Natura 2000 och därmed behövs det även en formlig miljökonsekvensbeskrivning som beslutsunderlag för den prövningen. Det finns inga svenska regler om behovsbedömningen.

Behovsbedömning ska göras oavsett om det i övrigt finns krav på myndighetsprövning och även om tillstånd redan har lämnats, som t.ex. för (äldre) arbetsplan för väg, bygglov för hus eller strandskyddsdispens för staket¹⁰⁴. Behovet av prövning (och därmed MKB) avgörs av omfattningen och sannolikheten av risken för betydande påverkan på miljön i det skyddade naturområdet. Vilka åtgärder som kan anses ge betydande påverkan är sannolikt en expertbedömning i många fall. Bedömningen görs emellertid primärt av den som tänker vidta åtgärden; sällan expert i dessa frågor. Bedömningen kan i efterhand komma att göras annorlunda av tillsynsmyndigheten, som t.ex. kan förelägga aktören att avbryta aktiviteten och söka tillstånd. Naturvårdsverkets handbok ger rikligt underlag för de analyser som kan ge stöd för bedömningen såväl som konsekvensanalysen. Noteras bör att försiktighetsprincipen i EU:s manualer återopas på så sätt, att om det är osäkert om det blir sådan påverkan att det skulle behövas en tillståndsprövning, ska sådan prövning inledas. Bara om det är säkert att prövning inte behövs, ska den uteslutas.

I praktiken har frågan om behovet av Natura 2000-prövning dykt upp i förvånansvärt sena skeden, inte bara i slutet av MKB-arbetet utan t.o.m. i slutet av prövningsprocesserna. Naturvårdsverkets handbok är tydlig i denna punkt och det innebär att informationen om detta sprids till myndigheten. Möjligheten att föra fram information om riskerna med Natura 2000 är emellertid beroende av *vem* inom länsstyrelsen som deltar i de tidiga samråden för planer och för MKB, och huruvida denne bevakar helheten i länsstyrelsen.

En fråga att undersöka fortsatt kan vara anledningarna till att Natura 2000 fört en så anonym tillvaro, att inte ens länsstyrelsen som rutin bevakat den i tidigt samråd för MKB. En annan fråga är att utveckla en mera praktisk procedur för hantering av behovsbedömningen och prövningen. Naturvårdsverkets procedurbeskrivning för MKB och prövning uppges vara förenklad men fyller ändå mer än en sida i handboken. En tredje fråga är vilket stöd som kan utvecklas för att underlätta bedömningen i de vardagliga fallen. En fjärde fråga är om det är praktiskt tillämpligt alls att ha en sådan massanalys av småfall, eller om det kan listas ”hotfulla fall” eller skapas ett formligt krav (som reservatsbestämmelse) som visar vad som gäller var; inom och omkring områdena.

Begreppsförvirring om behovsbedömning

Förvirringen härrör kanske från innebörden av behovsbedömning (screening) och avgränsning (scoping). Detta har beskrivits något i kapitlet om MKB. Slutsatsen av behovsbedömning är antingen att MKB ska göras eller att MKB inte ska göras (eftersom det inte behövs någon prövning för Natura 2000 och därför inte heller behövs beslutsunderlag). Slutsatsen vid avgränsningen är istället att den MKB som krävs ska vara stor (med utökade samråd) eller liten och av visst innehåll.

Tröskeln för prövningsplikt, och därmed tröskeln för att fortsätta konsekvensanalysen, benämns i reglerna om Natura 2000 som att aktiviteten på ”betydande sätt kan påverka miljön”¹⁰⁵. Det är samma typ av ordval som finns i miljöbalkens 6 kap om miljökonsekvensbe-

¹⁰⁴ MB 7 kap 28 a §, 6 kap 1 §, områdesskydds förordningen 19 §.

¹⁰⁵ 7 kap 28 a § 1 st.

skrivningar, ”betydande miljöpåverkan”, men det är inte samma rättsliga innebörd¹⁰⁶. Begreppet används i 6 kap MB för avgränsning. För Natura 2000 avser begreppet behovsbedömning. I plan- och bygglagen används begreppet ”en betydande påverkan på hälsa, miljö eller hus hållning med mark och vatten och andra resurser” liksom vid Natura 2000 för behovsbedömning. I PBL finns inget begrepp alls för företeelsen avgränsning.

Genom att MKB för Natura 2000 kopplats till de generella reglerna om MKB i 6 kap miljöbalken används samma begrepp två gånger men med olika betydelse. Det finns ingen motivering i förarbeten till detta, eller förklaring överhuvudtaget av vilken funktion begreppen alls ska fylla (screening eller scoping). Ordvalets betydelse för implementeringen av reglerna kan vara av värde att analysera vidare.

Formellt innebär de olika funktionerna i behovsbedömning och avgränsning, att procedurer och kriterier som hör till avgränsning enligt 6 kap¹⁰⁷ inte ska användas för att bedöma behovet av Natura 2000 prövning med beslutsunderlag MKB. Däremot ska procedurer och kriterier för avgränsningen användas i arbetet för MKB till Natura 2000 prövningen om svaret blev ”ja, det behövs prövning Natura 2000”. Det innebär att avgränsningen då avgör om det ska vara en ”stor eller liten” MKB till prövningen enligt Natura 2000 och vilka frågeställningar som ska fördjupas.

Det finns inga kriterier för behovsbedömningen för Natura 2000, utan bedömningen får göras efter eget huvud av den som ska vidta åtgärden¹⁰⁸. Det kan dock antas vara lämpligt att bedömningen görs av verksamhetsutövaren i samråd med länsstyrelsen. Naturvårdsverket använder i handboken sedvanliga generella kriterier om omfattning, farlighet m.m. men anvisar inga specifika kriterier för att bedöma vad som kan vara betydande för just Natura 2000. Förhoppningsvis kan länsstyrelsens bevarandeplaner förbättra möjligheterna att bedöma vad som kan antas leda till betydande negativ inverkan.

Vid slutsatsen ”det behövs inte”, avslutar enligt god sed den tilltänkte verksamhetsutövaren sin förstudie med att dokumentera skälen till slutsatsen. Normalt ska det vara ett offentliggörande av ställningstagandet.¹⁰⁹ Detta första steg regleras emellertid inte i svensk rätt. Frågan är i vilken utsträckning det europeiska vägledningmaterialet, utan formell hänvisning, kan användas som stöd för tillsyn i den svenska tillämpningen¹¹⁰.

En mera övergripande fråga är om det svenska systemet för behovsbedömning, utan närmare formell reglering, överhuvudtaget kan anses uppfylla direktivens krav på procedur och sakbedömning. En annan fråga i detta sammanhang är om det opreciserade kravet på prövning av ett ospecificerat antal och typer av åtgärder kan anses förenligt med kravet på lika behandling av företagen i Europa och den fria rörligheten.

¹⁰⁶ MB 6 kap 4 § 3 st.

¹⁰⁷ Förordningen (1998:905) om miljökonsekvensbeskrivning 3 § och bilaga 2 i dess lydelse 1 juli 2004.

¹⁰⁸ Kriterierna för avgränsning kan kanske ge praktiskt stöd även för behovsbedömningen, eftersom de en gång faktiskt skrevs för behovsbedömning inom EU, men det är tveksamt eftersom de inte är skrivna för analys av inverkan på Natura 2000 områdena utan är generella.

¹⁰⁹ Dokumentet som avslutar konsekvensanalysen kallas som nämnts tidigare för ”FONSI”, efter det amerikanska systemets ”finding of no significant impacts”. Det finns inget begrepp för detta i svenskt system, men med tanke på verksamhetsutövarens bevisbörda torde det vara avgörande att denne väl dokumenterar grunderna för sin bedömning. Rutinerna för god sed i förhållande till ”FONSI” kan ge stöd, men vore värdefullt att få utvecklat rutiner för svenska förhållanden.

¹¹⁰ Naturvårdsverket anger i handboken s 60 t.ex. att handboken från EU kommissionen (Oxford Brooks) inte kan åberopas som råd från Naturvårdsverket, oaktat att verket refererar till den. Härutöver finns tolkningsvägledning från kommissionen, Skötsel och förvaltning av Natura 2000, ISBN 92-828-9142-9, vilken torde ha högre status än universitetets mera praktiskt inriktade handbok.

Faktaunderlag

Länsstyrelsen ska som nämnts tillhandahålla kunskapsunderlag (bevarandeplaner) som bl.a. ska ge stöd för behovsbedömningar men också för avgränsning och andra bedömningar i konsekvensanalysen¹¹¹. Arbetet med sådant underlag är påbörjat, men enligt uppgift har slutdatum skjutits upp till 2006, dvs. mer än 5 år efter det att kraven ska tillämpas, men utkast ska finnas framme hösten 2004.

Kombinerat med en tendens till ovilja från statens sida att under tiden innan det finns material framme diskutera konkreta förändringar i anslutning till de skyddade områdena, ger kunskapsbristen allvarliga problem för planeringen av projekt såväl som fysisk planering inom sektorer och kommuner. En fråga är hur bristen på kunskapsunderlag under så lång tid kan påverka möjligheterna att alls tillämpa reglerna såväl som förutsättningarna för det faktiska skyddet av områdena. En annan fråga är om detta i oacceptabel grad överför ansvaret för kunskapsutveckling från staten till enskilda aktörer.

Förutsättningar för tillstånd

Blir verksamhetsutövarens bedömning att åtgärden eller verksamheten kan antas leda till betydande inverkan på miljön i Natura 2000, måste arbetet med konsekvensbeskrivningen fortsätta för att ge underlag för myndigheternas prövning om tillstånd kan lämnas. Förutsättningarna för tillstånd påverkar planeringsprocessen för åtgärden eller verksamheten, dvs. styr alternativ, beslutsunderlagets omfattning för konsekvenser etc¹¹².

Tillstånd kan i princip inte lämnas om det antas bli skada. Regeringen kan i *undantagsfall* tillåta åtgärder som skadar eller på ett betydande sätt försvårar bevarandet, dvs. ett slags dispens från huvudregeln som är förbud mot skadande åtgärder¹¹³. De förutsättningar som i så fall ska uppfyllas är att:

- alternativ saknas (kostnad och tid är irrelevant vid alternativbedömningen och plats kan behöva sökas i andra länder)¹¹⁴,
- syftet med åtgärden är ett allmänt intresse som genomförs av tvingande skäl,
- kompensation kan genomföras så att skyddet ändå kan nås (t.ex. genom att restaurera, förstärka, skapa, bevara).

Detta innebär att enskilda projekt, såväl som allmänna projekt av mindre tvingande karaktär, *aldrig* kan genomföras om de kan skada Natura 2000. I EU:s manualer beskrivs kriterierna för tvingande skäl. Det är i princip endast situationer när åtgärden är oundvikligen nödvändig för att skydda grundläggande värden för människors liv eller annan för samhället grundläggande policy.

Skulle en prioriterad art¹¹⁵ beröras av åtgärden får regeringen medge undantag för skadande åtgärder först sedan kommissionen yttrat sig¹¹⁶. I dessa fall skärps förutsättningarna ytterligare, eftersom endast allmänna intressen som syftar till att skydda hälsa, säkerhet och miljö får beaktas. Regeringen är inte formellt bunden av kommissionens förslag till bedömning. Fallet

¹¹¹ MB 6 kap 12 §, förordningen om områdesskydd (1998:1252), 17 §.

¹¹² Centrum för Biologisk mångfald har bedömt hur biologisk mångfald hanterats i MKB, dock inte med speciell fokus på Natura 2000. På hemsidan för MKB-centrum SLU finns redovisat en genomgång av detaljplaner med avseende på naturmiljön i MKB.

¹¹³ MB 7 kap 29 §.

¹¹⁴ Oxford Brookes manual s 32.

¹¹⁵ Se bilagan till artskyddsförordningen (1998:179) vad som är prioriterade arter (märkta med P).

¹¹⁶ Förordningen (1998:1252) om områdesskydd, 20 §

Botniabanan, delen Umeå, kan ge grund för närmare analyser av hur Natura 2000 påverkat beslutsunderlag, bedömningar och beslut.

Skadebedömning

Fysiska åtgärder inom området får inte medges om de kan skada livsmiljön direkt eller indirekt. Störningar (som kan orsakas av något såväl utanför som inne i området) får inte på ett betydande sätt direkt eller indirekt försvåra arternas bevarande i området.¹¹⁷

Vid bedömningen om områdets värden kan skadas, ska man beakta både den egna aktivitetens direkta och indirekta verkningar jämte de som kan följa av andra pågående men också planerade åtgärder eller verksamheter. Detta är en bedömning som kan antas kräva tämligen omfattande praktiska efterforskningar, för att identifiera pågående och tänkta verksamheter i omgivningarna just nu men också på sikt.

Skadebedömning kan utvecklas i samband med de samråd som görs under arbetet med miljökonsekvensbedömningen, i första hand med länsstyrelsen. Grunden är försiktighetsprincipen, dvs. saknas bevis är det presumtion för otillåten skada. Detta hänger samman med grundläggande krav på rimlighet, dvs. att utredningens omfattning beror på vad som rimligen behövs. Med tanke på kopplingen till alla tänkbara framtida projekt, synes ett betydande mått av osäkerhet vara en vanlig förutsättning för bedömningen.

Exempelvis innebär skyddet av Vättern som Natura 2000 att frågan om salter måste uppmärksammas i pågående verksamheter såväl som vid prövningen av nya aktiviteter i Jönköpingstrakten. Tillförseln av salt från förbränningsanläggningar, deponier, väghållning men också hushållens saltanvändning såväl som västanvindens betydande tillskott behöver bedömas som saltkällor. Det är således fråga om tämligen långtgående undersökningar, för att få perspektiv på betydelsen av ett visst projekt bland flera pågående och planerade aktiviteter. En fråga att analysera vidare kan vara i vilket beslutssammanhang som prioriteringen ska göras mellan bidragande orsaker, som vind, väg och matlagning, och hur skyddet rent praktiskt ska genomföras. Det inger betänkligheter om valet mellan att boende ska minska på saltet, att Vägverket ska anlägga värmeslingor i backarna i Jönköping eller miljöstörande verksamheter ska flyttas kommer att avgöras i beslut om det projekt som råkar komma först till en myndighet för prövning. Det synes vara stort behov av en form för att samlat göra dessa bedömningar av vad som utgör beaktansvärda hot och vilka aktörer som bör vara ansvariga för vad. Länsstyrelsens bedömningsunderlag (bevarande planer) kan inte antas bli det forum där prioriteringar görs. En fråga är om den kommunala översiktsplaneringen kan användas för uppgiften eller om det blir nödvändigt för regeringen att göra prioriteringar i något som liknar åtgärdsprogram enligt 5 kap miljöbalken¹¹⁸.

Skade- och störningsbedömningen i behovsbedömningen ska göras utan beaktande av tänkbara förebyggande åtgärder, eftersom skadeförebyggande ska vara en del av länsstyrelsens prövning av tillståndet. I praktiken visar det sig emellertid att verksamhetsutövare drar slutsatsen att det inte behövs tillstånd, eftersom skadan anses hanterbar med tekniska åtgärder. Det är inte säkert att detta är formellt möjligt, men den analysen kan utvecklas vidare.

Beslutsunderlaget MKB

Om myndighetsprövningen gäller endast prövning enligt Natura 2000 ska en MKB avgränsas till just de frågorna, och behöver därmed inte innehålla uppgifter om hälsa, kultur, hushållning

¹¹⁷ MB 7 kap 28 b §.

¹¹⁸ En formlig tillämpning av åtgärdsprogram förutsätter att en miljökvalitetsnorm för – i detta fall – salt meddelas.

etc. även om sådana frågor i och för sig vore relevanta att ta upp¹¹⁹. Det hänger sannolikt samman med att det inte är säkert att det finns rättslig grund för någon prövning alls av de frågorna, dvs. åtgärden kan utöver Natura 2000 vara helt prövningsfri (utan krav på tillstånd eller lov av något slag). En fråga att analysera vidare kan vara hur detta påverkar hänsynen till andra intressen, vid åtgärder och i verksamheter och pågående markanvändning.

MKB för aktiviteter som ska prövas även enligt andra regler jämte Natura 2000, ska alltid innehålla även de uppgifter som behövs för Natura 2000¹²⁰. Rättsfallet Hägerums kvarn¹²¹ har blivit föremål för olika tolkningar. En tolkning med oöverskådliga följder är att man måste göra en (full) MKB för att bedöma om man alls behöver göra en MKB. Den till synes paradoxala tolkningen har stöd i förarbetena till MKB-systemet¹²², men den får antas bygga på en sammanblandning av beslutsunderlaget MKB och screeningfunktionen i MKB-processen; behovsbedömningen där en ”mini-MKB” ska visa om det behövs en full MKB eller det tar slut med en ”FONSI”. En fortsatt analys kan gälla frågan om domen avser behovsbedömning eller om den avser krav på sakinhåll i en färdig MKB.

Tillstånd får lämnas endast om projektet ensamt eller tillsammans med andra pågående eller planerade projekt *inte* kan skada skyddade livsmiljöer i området eller medför att skyddade arter utsätts för en störning som på ett betydande sätt kan försvåra bevarandet i området. I undantagsfall kan tillstånd ändå lämnas om det saknas alternativ och om projektet måste genomföras av tvingande orsaker som har ett väsentligt allmänintresse och kompensationsåtgärder för förlorade miljövärden gör att syftet med att skydda det berörda området ändå kan tillgodoses. Detta präglar arbetet med och innehållet i en MKB för Natura 2000 och sätter fokus på naturskadan, alternativa platser där natur inte skadas (men kanske människor) och kompensation jämte skadeförebyggande åtgärder för natur. En fråga att fundera vidare på är om detta kan antas leda till bättre lösningar för alla intressen eller för en del av naturintressena och i så fall på vilka intressens bekostnad. En annan (metod)fråga är hur avvägningen med andra allmänna intressen ska hanteras i en MKB för annat än Natura 2000, där delar är fokuserat på naturvärden och delar är för samtliga allmänna intressen.

Svea hovrätt, Miljööverdomstolen, har i dom¹²³ om oljeraffinaderiet Scanraff i Lysekil behandlar bl.a. följande. Miljökonsekvensbeskrivningen belyste enligt Miljööverdomstolen inte tillräckligt konsekvenserna för havsmiljön och däribland om Gullmarsfjorden som Natura 2000 kunde antas bli påverkat av verksamheten. Det fanns ytterligare brister i beslutsunderlaget, vilket samlat ledde till återförvisning av målet till miljödomstol för ny prövning och stopp för de pågående arbetena. Naturvårdsverket påpekade i överprövningen att frågan om tillstånd enligt reglerna om Natura 2000 inte hade tagits upp av miljödomstolen, men verket väckte självt inte frågan förrän hos miljööverdomstolen. Det framgår inte av domen om Naturvårdsverket i sak preciserat vari bristerna bestått när det gäller underlaget för att bedöma Natura 2000. Påverkan på vattenmiljön var t.ex. enligt länsstyrelsen tillräckligt beskriven i MKB, med länsstyrelsens slutsats att det var uppenbart att företagets påverkan var försumbar jämfört med övriga källor. Miljööverdomstolen fann dock, som nämnts, att underlaget inte kunde godtas.

Detta visar med stor tydlighet både att frågan om Natura 2000 ännu inte funnit sina former i prövningssystemet och att aktörernas ansvarsfördelning och agerande i procedurerna är oklart. Likaså visar det att beslutsunderlaget i den del det gäller Natura 2000 måste uppvisa större

¹¹⁹ MB 6 kap 7 § 3 st.

¹²⁰ Se MB 7 kap. 28 b och 29 §§.

¹²¹ Dom 15 november 2002 i M 4880-01.

¹²² Prop. 1990/91:90 s 172.

¹²³ Dom den 21 januari 2004 i M 326-01.

kvalité än vad som annars brukar godtas av myndigheterna när det gäller MKB samt att länsstyrelsens besked inte automatiskt kan tas till intäkt för att avrunda utredningarna. Det kan måhända inte heller förväntas, av verksamhetsutövare och andra aktörer, att tillräcklig expertis ska finnas regionalt eller ens centralt, i vart fall inte i sådant omfattning att det finns resurser för att tillräckligt noga hantera remisser. Om denna fråga, se även beskrivningen av regeringsprövning.

Behovet av experter måste således uppmärksammas synnerligen allvarligt i arbetet med MKB för Natura 2000. De natursyften, som MKB ska kunna ge underlag för att bedöma, handlar om det är gynnsam bevarandestatus för skyddade livsmiljöer (habitat) och arter. Det gäller enligt reglerna summan av de faktorer som påverkar en livsmiljö och dess typiska arter och som på lång sikt kan påverka dess naturliga utbredning, struktur och funktion samt de typiska arternas överlevnad på lång sikt, inverkan på faktorer som avgör om bevarandestatus kan anses gynnsam, dvs. uppgift om dess naturliga eller hävdbetingade utbredningsområde och de ytor den täcker inom detta område är stabila eller ökande, om den särskilda struktur och de särskilda funktioner som är nödvändiga för att den ska kunna bibehållas på lång sikt finns och sannolikt kommer att finnas under en överskådlig framtid, och om bevarandestatusen hos dess typiska arter är gynnsam (se nästa punkt), summan av de faktorer som påverkar den berörda arten och som på lång sikt kan påverka den naturliga utbredningen och mängden hos dess populationer, inverkan på faktorer som avgör om en arts bevarandestatus kan anses gynnsam, dvs. uppgifter om den berörda artens populationsutveckling visar att arten på lång sikt kommer att förbli en livskraftig del av sin livsmiljö, att artens naturliga eller hävdbetingade utbredningsområde varken minskar eller sannolikt kommer att minska inom en överskådlig framtid, och att det finns och sannolikt kommer att fortsätta att finnas en tillräckligt stor livsmiljö för att artens populationer ska bibehållas på lång sikt.

Det är således uttalad naturvetenskaplig prägel på underlaget och det understryker behov av speciell kompetens för analyserna. Det understryker också behovet av det faktaunderlag (bevarandeplaner) länsstyrelsen ska ha framme om tre år. En fråga att fundera över kan vara hur denna tyngd för en del av MKB-frågorna påverkar funktionen hos MKB som ”ett samlande beslutsunderlag”. I samband därmed kan även analyseras hur alternativgenereringen påverkas. Vad blir avgörande för att söka alternativ? Projektets behov för att nå sina syften eller längtan att hamna långt från Natura 2000? En speciell alternativfråga är den att bevisa det som icke finns, dvs. att styrka att alternativ saknas.

Avslutande reflektioner

Poängen med resonemangen om behovet av sakliga analyser och förutsebara rättsliga system är inte att det skulle vara illegitimt att kräva hänsyn till hotade arter och biotoper utanför geografiskt avgränsade skyddsområden. Att naturvården i större utsträckning måste baseras på hänsynsregler för hela eller viktiga delar av landskapet är en viktig grundprincip för modern naturvård. Speciellt gäller detta för naturvård i kulturlandskap. Problemet är istället att ett tidigare välavgränsat fredat område med tydliga regler genom att införlivas med Natura 2000 förses med ett odefinierat omland, där svårförutsägbara hänsynskrav kan komma att ställas. Särskilt problematiskt är det naturligtvis om åtgärder, som uppfattas som en naturlig och normal del av pågående markanvändning, retroaktivt visar sig vara otillåtna. Det är tveksamt om denna typ av hänsynskrav kan uppfylla tämligen grundläggande juridiska krav på reglers förutsebarhet.

Detta måste vi lära oss att hantera i det rättsliga system som gäller för beslutandet. Det systemet är uppenbarligen ännu inte klart och oroväckande snårigt i de delar som finns. Naturvårdsverkets utkomna handbok gör ett ambitiöst försök att förklara, men omfattningen av förklaringarna och de missförstånd som finns visar att detta är ett ämne som svårligen låter sig

bemästras i en enkel handbok. Forskning synes vara mera rätt beteckning på de arbeten som behövs för att klargöra alla tillämpningsfrågorna.

Vidare kan anas att naturskyddet får problem med legitimitet, om inte beslutsprocessen stämmer med kraven i övrigt i samhället på delaktighet, förankring och avvägning mellan intressen. Det är ett mycket starkt expertpräglat beslutsystem, som mycket skiljer sig från andra beslutsprocesser. Det må vara alldeles riktigt att ha det så. Det måste emellertid vara begripligt varför andra intressen ska vika i vissa fall men inte i andra fall. Det måste också vara tydligt varför ett visst område är unikt i sig eller betydelsefullt som länk i ett system. Därför är det synnerligen beklagligt att det statliga faktamaterial, som ska stödja tillämpningen, kommer så många år efter systemet. Det är likaledes beklagligt att systemet är så dåligt synkroniserat med andra regelverk eller genomfört i reell mening; det är i princip bara inklippt från direktiven. Det är ännu mera beklagligt att nödvändiga regler inte finns som stöd för alla stegen i beslutsprocessen, som screening och scoping.

Risken är att samtliga bedömningsfrågor framstår som godtyckliga. Bristen på analys av vilka kategorier av påverkan, av vilka systemgränser osv. som ska tas med vid bedömning om tillstånd behövs och om tillstånd kan ges, gör systemet vetenskapligt oförutsägbart. Det är även juridisk oförutsägbart, både utpekandet av områden såväl som bedömningar av åtgärder i ett odefinierbart omland. Det kan naturligtvis hävdas att naturvården på grund av stora hot på detta sätt och utan ingående utredning eller förhandling med motstående intressen måste flytta fram sina positioner. Här står möjligen välfärdsstatens rättssyn mot rättsstatens¹²⁴. Vår hypotes är att tillvägagångssättet på sikt kan skapa stora problem för naturvården av ett slag som liknar dem som strandskyddet nu råkat in i. Risken är att reglerna hinner få "dåligt rykte" innan systemet putsats till och blivit varmt i kläderna, och att det är naturen som får betala priset för det.

¹²⁴ Dalberg- Larsen J (1984) *Retsstaten, velfærdsstaten og hvad så?* Köpenhamn.

Kap 5. Vattendirektivet – en vattendelare för planering?

Ramdirektivet för vatten innebär att varje avrinningsområde ska ha mål och gränsvärden för vattnets kvalitet. Vattenfrågorna ska även administreras utifrån avrinningsområden, något som skapat en ny myndighet och kräver samarbete över dagens administrativa gränser.

Frågan hur direktivet kan införas i Sverige har diskuterats länge, ur ett naturvetenskapligt och administrativt perspektiv. Vi vill ge utrymme åt frågeställningar som hänger samman med den praktiska tillämpningen, i synnerhet i samband med fysisk planering. En grundläggande fråga är därvid hur vattenplaneringen fördelas mellan mark och vatten, vilket påverkar inte bara den statliga administrationen utan i hög grad den kommunala såväl som den statliga fysiska planeringen. Vattenplanering med mera fokus på naturvetenskapliga kvalitéer, och mindre på nyttjande av vattnet, kan ta bort det samhällsperspektiv på frågorna som är en bas för fysisk planering som analys- och beslutsmetod.

Bakgrund

Grundläggande för vattendirektivet¹²⁵ är att det utgår från en naturvetenskaplig snarare än juridisk, administrativ eller annan samhällelig logik: avrinningsområdet som optimalt förvaltningsområde. Det är således samma typ av bas som gäller för Natura 2000. En administration baserad på avrinningsområden skapar emellertid i Sverige en förvaltning på tvärs av regioner, kommuner och sektorer. I vårt system där kommunerna är den fysiska planeringens grundenhet, samtidigt som de har stor yta, skapar detta förutom en mängd legala, administrativa och andra byråkratiska problem också en konflikt med en annan teknisk och naturvetenskaplig logik: vattenfrågorna kan inte gärna vara åtskilda från planering av markanvändningen.

Ramdirektivet för vatten spänner över så många områden och frågeställningar, att det inte är möjligt att ge en kort och rättvisande beskrivning varken av direktivets reglering eller av det oerhörda arbete som under flera år lagts ned inför genomförandet. Flera statliga utredningar har analyserat frågor om administration och tänkbar legal reglering¹²⁶. Naturvårdsverket utvecklar frågor om bedömningsgrunder, basfakta och mycket annat och leder handboksarbete om förvaltningsplan, åtgärdsprogram etc. i samverkan med bl.a. Boverket¹²⁷. Boverket har i flera sammanhang fört fram och utvecklar frågan om relationen till dagens styrmedel, främst fysisk planering¹²⁸. Gemensamt för arbetena är att de genomförs under stark tidspress, i likhet med situationen som synes gälla vid införandet av andra direktiv också, samt att vart och ett görs utifrån ett begränsat (sektors) perspektiv. Direktivet strävar emellertid efter ett samlat och långsiktigt grepp om vattnet. I den spännvidden mellan begränsning och helhet ligger en

¹²⁵ Direktiv 2000/60/EG om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område (EGT L 327, 22.12.2000, s. 1, Celex 32000L0060), vars införanderegler skulle vara ikraft senast 22 december 2003.

¹²⁶ Vattenadministrationen beskrivs i SOU 2002:105 Klart som vatten, utredningsdirektiv 2001:78, medan regel-systemet bygger på SOU 2002:107 Bestämmelser om miljö kvalitet, utredningsdirektiv 2001:25. Lagrådsremiss 22 maj 2003 med följande propositioner 2003/04:2, 2003/04:57.

¹²⁷ Se www.naturvardsverket.se

¹²⁸ Skrivelse till utredningarna, 02-06-24 dnr 229-3480/2001, yttrande till regeringen 03-03-04 dnr 20120-3796/2002, skrivelse 04-04-14 dnr 20820-625/2003 till miljödepartementet och kommittéerna för översyn av PBL respektive miljöbalken.

risk för ineffektivt genomförande av såväl regelverket som behövliga åtgärder för att nå målet hållbart bruk av vattnet.

Direktivet handlar om vård av och planering för vattnet, grundvatten såväl som ytvatten i inlandet och vid kusten, och med syftet att trygga långsiktig vattenförsörjning. Både vattnets kvalitet (ekologisk och kemisk status) och kvantitet ska skyddas. Genom samordning av samhällets resurser och underordnande efter vattnets egna gränser (avrinningsområden) ska bister i vattenmiljön åtgärdas.

Direktivets styrmedel är huvudsakligen

- kartläggning och klassificering av alla vatten,
- målformulering för såväl kvalitet som kvantitet (miljökvalitetsnormer),
- programläggning av alla åtgärder som behövs för att nå målen, såväl administrativa som tekniska, ekonomiska och kommunikativa åtgärder,
- planering (återkommande) för förvaltningen av områdena, med redovisning (bl.a. på karta) av miljöförhållanden, påverkansfaktorer, områden med skyddsbehov samt ekonomisk analys,
- reglering av företeelser (mänskliga aktiviteter, verksamheter) som påverkar vattnets kvalitet eller kvantitet.

Både åtgärdsprogram och förvaltningsplan tas fram i en process som omfattar deltagande från myndigheter och allmänheten och som uppvisar stora likheter med den för fysisk planering.

Vattendirektivet har tre grundbegrepp av stor betydelse för det svenska systemet med miljökvalitetsnormer, åtgärdsprogram och förvaltningsplaner. Direktivet baseras på ett övergripande miljömål, ett slags portalparagraf, som kan sammanfattas med orden god vattenstatus¹²⁹ och som preciseras med naturvetenskapliga kriterier¹³⁰. Vattendirektivet gör sedan skillnad mellan två styrmedel för att nå målet, nämligen gränsvärden för verksamhetsutövers utsläpp och normer som anger platsens eftersträfvansvärda miljökvalitet¹³¹. Direktivet kan således sägas bygga på kombinationen av verksamhet och plats.

Åtgärdsprogram ska ge stöd för genomförandet av nödvändiga förändringar för att klara de kvaliteter som är bra för människor och miljö. Förvaltningsplanen är ett slags återkommande verksamhetsberättelse, med summering av övriga dokument och erfarenheterna av den övervakning som ska göras.

Eftersom det inte finns ett samlat svenskt regelverk än¹³², är frågetecknen många men de praktiska exemplen än så länge bara fiktiva. Det finns emellertid rikligt med teoretiska frågeställningar, som med stor sannolikhet kan antas bli onödiga hinder för ett bra genomförande av det nödvändiga skyddet av vattnet. Här lyfts några frågor som bedöms viktiga för att bidra till ett verkningfullt genomförande av vattenskyddet i verkligheten hellre än i teorin.

Oklarheter som sätter ner styrförmågan?

Oklarheterna gäller inte bara det klassiska om begreppsförvirring (vilket utvecklas nedan under rubriken normer) utan även frågor om ansvarsfördelning och hur systemet ska fungera

¹²⁹ Vattendirektivets artikel 2 punkt 34 och artikel 4.

¹³⁰ Direktivets bilaga V anger således faktorer för att bestämma ekologisk, kemisk och kvantitativ status.

¹³¹ Innebörden av bundenhet, rekommendationer etc. beskrivs mera i följande avsnitt.

¹³² Direktivet förs in genom ändringar i miljöbalkens 5 kap om miljökvalitetsnormer (ändringar SFS 2003:890, i kraft den 22 december 2003, 2004:224 i kraft 1 juli 2004) och regeringens förordning 2004:660, utfärdad den 6 juli 2004.

jämte de som redan finns leder till en grundläggande osäkerhet som allvarligt kan påverka styrförmågan.

Oklarheter som behöver politiska ställningstaganden

Genomförandet av direktivet presenteras i förarbeten mycket som en administrativ och naturvetenskaplig fråga, med utpekande av myndigheter och deras ansvarsområden respektive undersökning av vattenförhållanden, men rymmer flera politiska dimensioner som dock inte gav klang i debatten¹³³. Det gäller t.ex. vattenplanernas¹³⁴ relation till fysisk kommunal och statlig planering, t.ex. för bebyggelseutveckling respektive infrastruktur. Ansvarsfördelningen mellan vattenmyndighet och länsstyrelse är måhända inte så politiskt tung, men däremot deras relativa maktförhållande till kommunerna i den fysiska planeringen. Utvecklingen generellt av den regionala statliga förvaltningen är dock en grundläggande politisk fråga som varit föremål för ett antal utredningar en tid. Den interna statliga administrationen, t.ex. förhållandet mellan olika styrelser i samma länsstyrelse, har kanske mindre externt intresse annat än som ett hot mot tydlighet i styrningen.

Den förekom politisk debatt i flera av frågorna, varav en ledde till att Sverige inte kunde besluta om alla reglerna i tid (december 2003). Den handlade om vem som skulle besluta om vattenförvaltningens organisation: Riksdagen eller regeringen. Även i övrigt fördes en initierad debatt om t.ex. innebörden av termen miljö kvalitetsnorm, åtgärdsprogrammets innehåll och funktion, ansvaret för planering. Det ledde dock inte till ändring av regeringens förslag och vidare resonemang om dessa sakfrågor återkommer nedan.

Oklarheter som behöver juridiskt stöd

När det gäller ansvarsfördelningen är det inte enbart politik, utan där finns en mängd praktiska frågor som i olöst form kan hindra tillämpningen. Hur ska alla olika planer i samhället förhålla sig till varandra, dvs. vad styr över vilka frågor¹³⁵? Det är inget svar att de gäller jämte varandra, eftersom det är högst antagligt att planerna inte är praktiskt genomförbara samtidigt. Någon måste gå före.

Oklarheten i förhållande till andra typer av planer har redan nämnts. Det är emellertid oklart även hur det ska lösas i det enklare fallet när planer av samma typ står emot varandra, t.ex. åtgärdsprogram för vatten i förhållande till de för luft? Vidare är oklart hur miljö kvalitetsnormerna i vattenplaneringen ska styra när de är bindande normer respektive när de är planeringsmål. Hur görs (och vem gör) prioriteringar vid överlappande intressen av att nytta vattnet, vid konkurrerande intressen av att skydda det (på olika sätt) och den mera klassiska konkurrensen mellan att nyttja och skydda? Det handlar närmare bestämt om bedömningsgrunder (avvägningskriterier, stoppregler) för t.ex. nyttjande av vattnet för vattenförsörjning till människor och industri eller som recipient för att väga detta mot vattenskydd i olika syften som t.ex. förbättrad vattenkvalité, bevarande av kulturmiljö eller utvecklande av friluftslivet.

Styrmedlet miljö kvalitetsnormer

Miljö kvalitetsnormer som institut infördes genom miljöbalken 1999 men genomgick en betydande förändring vid implementeringen av vattendirektivet. Miljö kvalitetsnormer utgjorde ursprungligen den lägsta godtagbara nivån på kvalitén i miljön, med tanke på människors hygieniska och medicinska hälsa och på miljön. Om det gränsvärde som normen lade fast inte

¹³³ Se 2003/04:MJU7, Rskr 2003/04:56.

¹³⁴ Redskapen benämns förvaltningsplan och åtgärdsprogram, men har så stora likheter med fysisk planering när det gäller procedur och sak (vatten och mark) att de lämpligen kan analyseras utifrån ett planperspektiv.

¹³⁵ Förhållandet till direktivet om miljöbedömning av planer och program beskrivs i underlagsrapport till Naturvårdsverket, Miljöbedömningar i vattenförvaltning, 18 juni 2004, Anders Hedlund, Tyréns Infrakonsult AB, och Peggy Lerman, Lagtolken AB.

klarades, var det ett hinder mot ny och till viss del även mot fortsatt verksamhet som bidrar till detta. Normerna var med andra ord en stoppregel i beslutandet. Tillämpningen indikerar att det är ett starkt styrmedel¹³⁶.

Ändringar 2003 innebär att institutet numera omfattar även någon form av riktvärden (som ska eftersträvas) men också rena mål (som inte bör överskridas). Ändringarna gjordes med referens till vattendirektivet, men direktivet har inte denna uppbyggnad av olika styrmedel under samma hatt. Oklarheterna i normernas innebörd (bindande eller inte) såväl som styrfunktion (stoppsignal eller riktningssvisare) i det svenska systemet kan vara ett allvarligt hinder mot att sätta vattendirektivet på ett bra sätt och några perspektiv på detta beskrivs här.

Eftersom detta kapitel handlar om vattendirektivet, får de reglerna styra redovisningen. Beskrivningen av de svenska reglerna uppmärksammar i görligaste mån att dessa delvis är generella, dvs. avser även annat än vatten. Det innebär att problemen till stor del går utöver området vatten och fortsatt utveckling av frågorna kan ta stöd även i andra sakfrågor.

Redovisning av vilka slags beslut som ska tillämpa normerna finns i följande avsnitt om just tillämpning.

Mål, rekommendationer och bindande värden

Direktivets inledning¹³⁷ lägger fast att miljömål bör ställas upp för att säkerställa att en god yt- och grundvattenstatus uppnås i hela gemenskapen och att försämring av vattnets status förhindras på gemenskapsnivå. Direktivets övergripande miljömål om god vattenstatus saknar tydlig motsvarighet i miljöbalken¹³⁸, men återfinns som ett slags instruktion till vattenmyndigheterna i deras arbete med att fastställa kvalitetskrav för distrikten¹³⁹. Dock anges i förarbetena att vattendirektivet i sig är ett redskap för att nå även svenska miljö kvalitetsmål, samt att dessa bör beaktas jämte ramdirektivets mål när målen för vattendistriktet fastställs¹⁴⁰.

Direktivets gränsvärden är en massa (koncentration eller utsläppsnivå) som inte får överskridas och de är därmed bindande¹⁴¹. Gränsvärdena avser utsläpp från verksamheter och ska normalt gälla vid den punkt där utsläppen lämnar anläggningen samt bestämmas utan hänsyn till utspädning. Användning av gränsvärden bygger på ett s.k. kombinerat tillvägagångssätt för punktkällor och diffusa källor¹⁴². Utsläpp ska i princip regleras utifrån bästa tillgängliga teknik, relevanta gränsvärden för utsläpp och platsens känslighet, vilket får anses motsvara ett traditionellt svenskt synsätt. Direktivets gränsvärden kan jämföras med de bindande gränsvärden som svenska domstolar och myndigheter lägger fast i beslut om en viss verksamhet. Överskridande av sådant gränsvärde omfattas av straffansvar. Detta slag av gränsvärden regleras

¹³⁶ Naturvårdsverkets rapport 5375, maj 2004, Miljö kvalitetsnormer som styrmedel, avser endast tillämpning av luftnormer men ger en generell beskrivning av regler och förarbeten. Underlagsrapport Peggy Lerman, Lagtolken AB, 2003.

¹³⁷ Punkt 25.

¹³⁸ Miljöbalkens

portal (1 kap 1 ger en generell beskrivning av regler och förarbeten. Underlagsrapport Peggy Lerman, Lagtolken AB, 2003.

¹³⁸ Punkt 25.§) anger allmänt att det ska vara god miljö, att värdefull natur ska skyddas och att vatten ska användas hushållande. Det finns dock inte tydligt uttryckt att det ska vara god vattenstatus, lika lite som det i balken anges att miljöbedömningar ska syfta till en *hög* kvalitet i miljön. Det sistnämnda beskrivs vidare i denna rapportens kapitel om MKB. Reglerna har så att säga underförstådda mål om kvalitet men har inte tydliga ambitioner.

¹³⁹ Förordningen (2004:660) om förvaltningen av kvaliteten på vattenmiljön, 4 kap.

¹⁴⁰ Det blir vattenmyndighetens uppgift (närmare bestämt dess vattendelegation) att bestämma målen (som utgör en del av normerna), se länsstyrelseinstruktionen (2002:864), 37 b §.

¹⁴¹ Vattendirektivets artikel 2 punkt 40.

¹⁴² Artikel 10.

emellertid inte av miljöbalkens regler om miljökvalitetsnormer, utan är en del av den ordinarie prövnings- och tillsynsregleringen för alla slag av verksamheter¹⁴³.

Direktivets miljökvalitetsnorm definieras som koncentrationen av ett förorenande ämne i vatten, sediment eller biota, som inte *bör* överskridas och de är således rekommenderande¹⁴⁴. Normerna avser tillståndet i miljön och har en utpräglat naturvetenskaplig karaktär, i likhet med svenska regler, men de har en styrfunktion som närmast kan liknas vid de svenska miljökvalitetsmålen. Direktivets normer anger nämligen en eftersträvansvärd och god nivå, medan svenska miljökvalitetsnormer anger gränsen för det oacceptabla. Beslutandet under direktivet ska således präglas av en strävan att nå den kvalitet som normer anger. Denna målfunktion framgår direkt av direktivet som t.ex. anger att medlemsstaterna med hjälp av en svart prick på karta ska ange vilka av de vattenförekomster där god status inte har kunnat uppnås p.g.a. icke-överensstämmelse med en eller flera av de miljökvalitetsnormer som har fastställts för vattenförekomsten. När det gäller redovisning av övervakningsresultat anger direktivet att en vattenförekomst som uppfyller alla miljökvalitetsnormer ska registreras med klassificeringen god kemisk status. Om vattenförekomsten inte uppfyller normerna ska det istället registreras att den inte uppnår god kemisk status.

Svenska normer

Direktivets typ av normer utgör bara en mindre del av det svenska systemet för miljökvalitetsnormer enligt miljöbalken¹⁴⁵. Mot bakgrund av beskrivningen ovan, om direktivets avsedda målfunktion hos det som kallas normer, måste ifrågasättas påståendet i förarbetena att ändringarna av miljökvalitetsnormer är nödvändiga till följd av vattendirektivet¹⁴⁶.

Miljöbalken innehåller således betydligt flera typer av miljökvalitetsnormer¹⁴⁷:

1. förorenings- 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* över- eller underskridas efter en viss angiven *tidpunkt*, dvs. tidssatta gränsvärden,
2. förorenings- 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* över- eller underskridas under en eller flera angivna *tidsperioder*, dvs. etappvisa gränsvärden,
3. förorenings- eller störningsnivåer som *inte bör* över- eller underskridas efter en viss angiven tidpunkt, dvs. en tidssatt rekommendation,
4. förorenings- eller störningsnivåer som *inte bör* över- eller underskridas under en eller flera angivna tidsperioder, dvs. en etappvis rekommendation,
5. förorenings- eller störningsnivåer som *eftersträvas*, dvs. mål,
6. förekomst av organismer som kan tjäna *till ledning* för bedömning av tillståndet i miljön, dvs. en slags tumregler eller tolkningsstöd,

¹⁴³ Se bl.a. 24 kap om tillstånd, 26 kap om tillsyn och 29 kap om straff.

¹⁴⁴ Vattendirektivets artikel 2 punkt 35.

¹⁴⁵ Endast punkterna 3 och 4 i uppräkningsdelen av miljöbalkens normer bygger på direktivets formulering av kvalitetskrav, även om punkt 5 kan anses ligga i linje med direktivets målfunktion.

¹⁴⁶ Prop 20003/04:2, MJU7 *sammanfattningen*: "Ramdirektivet för vatten gör det nödvändigt att meddela andra slags miljökvalitetsnormer än sådana som i dag specificeras i 5 kap. MB. Med hänvisning till detta föreslår regeringen kompletteringar i beskrivningen av vad miljökvalitetsnormer kan avse."

¹⁴⁷ Miljöbalken 5 kap 2 §.

7. *krav* i övrigt på kvaliteten på miljön som följer av Sveriges medlemskap i Europeiska unionen, dvs. en slags ospecificerad generalklausul.

Miljökvalitetsnormens karaktär i ett visst fall – bindande eller icke bindande – måste utläsas av den formulering som den bestämmelse som skapar själva normen ger¹⁴⁸. Miljökvalitetsnormer för luftkvalitet är för vissa ämnen bindande och för andra en rekommendation¹⁴⁹. Regler som gäller från 1 augusti 2004 komplicerar dock bilden. Miljökvalitetsnormerna kan enligt ändringar den dagen avse dels föroreningsnivåer som inte får överskridas eller som får överskridas *endast i viss angiven utsträckning*, dels föroreningsnivåer som inte bör överskridas.¹⁵⁰

Överträdelser av normerna kan ske på flera olika sätt och reglerna lägger fast följande: ”När en miljökvalitetsnorm i denna förordning anger att en föroreningsnivå inte får överskridas, skall, om annat inte anges i normen, varje överskridande av föroreningsnivån anses utgöra en överträdelse av normen. När en miljökvalitetsnorm i denna förordning anger att en föroreningsnivå inte bör överskridas eller att det skall eftersträvas att en föroreningsnivå inte överskrids, skall normen anses överträd endast om överskridandet beror på 1. verksamheter eller åtgärder som varaktigt och i betydande omfattning motverkar möjligheterna att inte överskrida föroreningsnivån och 2. att rimliga åtgärder inte vidtagits för att undvika att föroreningsnivån överskrids.”

Andra exempel är normer i förordningen om fiskevatten som är bindande (möjligen såväl gränsvärden som riktvärden) eller (möjligen) även mål¹⁵¹. Ett tredje exempel är förordning om buller som gäller från den 1 september 2004.¹⁵² Där anges att följande ska utgöra en miljökvalitetsnorm¹⁵³: Genom kartläggning av omgivningsbuller samt upprättande och fastställande av åtgärdsprogram skall det eftersträvas att *omgivningsbuller inte medför skadliga effekter på människors hälsa*. Den kursiverade delen får antas utgöra själva normen, vilken måste anses ha en tydlig karaktär av mål.

Summan av förordningarna ovan ger intrycket av att det inte skett någon samordning, alls, inför utfärdandet. Det synes vara i princip ogörligt för praktiker att sätta sig in i och tillämpa reglerna, samlat.

¹⁴⁸ Kommitténs förslag att termen miljökvalitetsnorm skulle reserveras för bindande gränsvärden godtogs inte av lagstiftaren, med motivet att ordet miljökvalitetsnorm inte fått den vedertagna betydelsen. Prop. 2003/04:2 s 23.

¹⁴⁹ Förordning 2001:527 om miljökvalitetsnormer för utomhusluft. Gränsvärdet (bindande) för vissa aktiveras först efter ett visst antal överskridanden, och kan på så sätt karakteriseras inledningsvis som ett riktvärde, vilket övergår till gränsvärde när flera överskridanden inte får godtas. Det kan ha betydelse för straffplikten.

¹⁵⁰ För båda normtyperna finns dessutom bestämmelser om skyldigheter att vidta åtgärder som gäller *utöver* vad som följer av 5 kap miljöbalken. Följderna av detta för arbetet med och tillämpningen av åtgärdsprogram är svåra att överblicka. Förordningen om miljökvalitetsnormer för utomhusluft, 3 §.

¹⁵¹ Förordning (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten. För t.ex. ammoniak (icke joniserat ammonium, NH₃) är riktvärdet £ 0,005 mg/l (värde som ska *eftersträvas*) medan miljökvalitetsnormen (med betydelsen att värdet *inte får* överskridas) är £ 0,025 mg/l vatten. Följande ska vara en bindande miljökvalitetsnorm, 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.”

¹⁵² SFS 2004:675

¹⁵³ I de följande bestämmelserna (10-11 §§) regleras vilken kartläggning som ska göras, med utgångspunkt i vissa bullernivåer. Dessa nivåer kan dock inte anses utgöra själva normen, dvs. är inga bindande gränsvärden eller riktvärden. Det är dock inte osannolikt att dessa värden kommer att uppfattas som en norm, med tillhörande risker för oklarheter och felaktigheter i tillämpningen.

Även för detaljplaner enligt plan- och bygglagen¹⁵⁴ är det möjligt att genom planbestämmelser ange kvalitetsvärden för ett visst område inom planen. Dessa betecknas dock inte miljökvalitetsnormer och omfattas inte heller av miljöbalkens regler om detta. Det är endast vid särskilda skäl som kommunen får reglera miljökvaliteten genom denna typ av planbestämmelser och det är endast sådana parametrar som omfattas av miljöbalkens kap 9 (miljöfarlig verksamhet) som får regleras. Det gäller t.ex. luftförorening, buller, vibrationer och ljus. Planbestämmelser om miljökvalitet är alltid bindande, och innebär liksom miljöbalkens normer ett hinder mot att medge verksamhet som leder till att normerna inte klaras; sådana verksamheter är planstridiga. Planer kan också redovisa även målsättningar av olika slag när det gäller miljökvalitéer. Även de målsättningarna faller utanför det här beskrivna systemet med miljökvalitetsnormer.

Det finns som synes en vild flora av normer och det kan förutses ett enormt behov av metodutveckling, utbildning, information och uppföljning för att styra detta styrmedel.

Beslutsprocessen

Miljökvalitetsnormer under miljöbalken beslutas i form av en bindande regel, antingen av Riksdagen i form av en lag, av regeringen i en förordning eller av myndighet genom föreskrift¹⁵⁵. Uppgiften att ta fram kunskapsunderlag som behövs för att kunna precisera miljökvalitetsnormerna kommer att ligga på vattenmyndigheterna¹⁵⁶ när det gäller de här aktuella normerna, men dess beslutsorgan (vattendelegationen¹⁵⁷) kan endast i viss utsträckning förväntas besluta om normer. Delegationsrätten omfattar således endast normer som redan angetts för EU¹⁵⁸. Myndighetsföreskrifter med normer kan även tänkas vara nationella, till exempel meddelade av Naturvårdsverket, Fiskeriverket eller Socialstyrelsen¹⁵⁹.

Författningsbeslut föregås inte av en muntlig samrådsprocess. Lagar bereds emellertid i en omfattande och delvis offentlig skriftlig procedur, med utredningar, lagrådsremisser, propositioner och delvis offentlig riksdagsdebatt. Förordningsbeslut har emellertid sällan någon officiell beredning alls¹⁶⁰, eller skriftliga motiv motsvarande förarbeten, men hemliga delning av förslag omfattar i vart fall berörda centrala verk. Myndigheters författningar remitteras normalt i förslagsform till berörda aktörer, men i princip inte allmänheten. Utvecklingen av normer ska emellertid, enligt förarbetena, ske under deltagande av såväl kommuner och näringsliv som organisationer och allmänhet¹⁶¹. Det finns inte regler om samråd för formulering av

¹⁵⁴ Plan- och bygglagen 5 kap 7 § 11 p. Denna möjlighet angavs som motiv för att kommunen inte gavs rätt enligt miljöbalken att utfärda miljökvalitetsnormer.

¹⁵⁵ Miljöbalken 5 kap 1 § innehåller delegation av Riksdagens författningsmakt, som innebär att regeringen får utfärda förordning om alla slags miljökvalitetsnormer, medan myndigheter endast får meddela miljökvalitetsnormer som följer av medlemskapet i EU. Det är möjligen oklart om myndigheters normer får beslutas i annan form än författning, eftersom regeln för delegation använder ordet meddela och inte föreskriva. Det kan också tänkas vara olika beslutsformer hos myndigheten för bindande normer och för mål.

¹⁵⁶ Prop. 2003/04:2 s. 27.

¹⁵⁷ Förordningen (2002:864) med länsstyrelseinstruktionen, 37 b §.

¹⁵⁸ Miljöbalken 5 kap 1 §. Bestämmelsens lydelse antyder i och för sig en vid delegation ("miljökvalitetsnormer som följer av Sveriges medlemskap i Europeiska unionen"), men förarbetena preciserar att endast sådana normer avses som är direkt föranledda av EG-direktiv och där avsikten är att normen ska gälla i Sverige med motsvarande värden som rättsakten från EU. Prop. 1997/98:45 del 2 s 42.

¹⁵⁹ Det torde förutsätta en särskild delegation, eventuellt även med ändring av länsstyrelseinstruktionens 37 b § eftersom regeringen uttryckligen delegerat just det mandatet förbi centrala verk till vattenmyndigheterna.

¹⁶⁰ Remissen maj 2004 av förslag till förordning om miljöbedömning av planer (ändring av MKB-förordningen) är ett utmärkt undantag från denna huvudregel. Mängden inlämnade erinringar innebär dock, enligt uppgift, att förordningen inte kommer att kunna utfärdas i tid, så det är inte självklart att den inslagna vägen kommer att användas i fortsättningen.

¹⁶¹ Prop. 2003/04:2 s. 24.

normer i miljöbalken¹⁶². Förordningen anger dock som huvudregel att vattenmyndigheten ska tillse att samråd sker i frågor av större betydelse, vilket normer rimligen måste anses vara¹⁶³.

Samråd som stöd för att uppdaga konflikter och motverkande eller samverkande miljöintressen liksom andra intressen, är normalt ett led i arbetet med en konsekvensanalys. Inför beslutet om miljökvalitetsnormer ska (enligt rekommendationerna i förarbetena¹⁶⁴) alltid en konsekvensbeskrivning 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 bedömningsprocedur har inte anvisats för konsekvensbeskrivningen¹⁶⁵ och inte heller hur den efterfrågade konsekvensbeskrivningen ska nyttjas i beslutsfattandet. Det är emellertid sannolikt att beslutet om normer som ett led i vattenplaneringen omfattas av direktivet om miljöbedömning av planer och program, i den mån de kan ge negativ miljöpåverkan på något miljöintresse. Normen är en väsentlig del av det som anger förutsättningar för kommande tillståndsprövning av verksamheter och åtgärder. Denna fråga och den sammanhängande frågan om samordning av procedurerna för att utveckla normerna redovisas i en underlagsrapport till Naturvårdsverkets handboksarbete om vattendirektivet¹⁶⁶.

Miljöbedömningen synes vara av betydelse på flera sätt i beslutandet om normer, inte minst för att skapa tidig dialog om verkningarna och synliggöra konsekvenserna vid beslutandet. Tillämpningen av miljöbedömningar innebär att information om resultaten av samråd och om konsekvenser, om beaktandet av samrådsresultat och miljökonsekvenser vid beslut, samt om vilka åtgärder som fastställts beträffande övervakning av normens tillämpning ska sedan lämnas till myndigheter, kommuner och allmänhet¹⁶⁷. Vidare ska vid beslutet om normen resultat av samråd och konsekvensanalyser beaktas¹⁶⁸. Den tidiga dialogen och bedömning av konsekvenser har efterfrågats av flera aktörer under beredningen av reglerna. Begäran av reglering av hur konsekvenser ska bedömas och beaktas vid det slutliga beslutet (om åtgärdsprogram) har emellertid förkastats av utskottet, med motivet att det innebär ett onödigt krav på detaljreglering¹⁶⁹. Det innebär att i den mån miljöbedömningar inte ska genomföras, finns inga uttryckliga krav på detta.

Kunskapsunderlag för att precisera normerna ska utvecklas med stöd av de omfattande beskrivningarna i direktivet, dels när det gäller kartläggning och analys och dels specifikt för att fastställa kvalitetskrav¹⁷⁰. För att normerna ska kunna fungera som styrmedel i planering och prövning behöver dessa dock vara planeringsrelevanta respektive möjliga att tillämpa, och dessa kvalitéer bör vara väl så viktiga vid utvecklingen av normerna för att skapa styrförmåga.

¹⁶² Se miljöbalken 5 kap 1 § om normer, samrådskrav för åtgärdsprogram 4 § och 11 § om förvaltningsplaner.

¹⁶³ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 2 kap 4 §.

¹⁶⁴ Prop. 2003/04:2 s. 24.

¹⁶⁵ En sådan har inte heller omnämnts i förarbetena annat än i förhållande till åtgärdsprogrammen. För dessa angavs (prop. 2003/04:2 s. 24 f) att regeringen skulle ge närmare riktlinjer, vilka dock inte ingick i den förordning som beslutades om vattenförvaltningen i juli 2004. Det finns således inga specifika procedurregler för konsekvensanalys i förhållande till vattendirektivet.

¹⁶⁶ Miljöbedömningar i vattenförvaltning, underlagsrapport till Naturvårdsverket, 18 juni 2004, Anders Hedlund, Tyréns Infrakonsult AB, och Peggy Lerman, Lagtolken AB.

¹⁶⁷ Miljöbedömningsdirektivets artikel 9 samt miljöbalken kap 6 § 16.

¹⁶⁸ Miljöbedömningsdirektivets artikel 8 samt miljöbalken kap 6 § 16.

¹⁶⁹ MJU7 s 17. En annan fråga om konsekvensanalys som framfördes i riksdagsberedningen var tilläggsuppdrag till ansvarsutredningen att utreda konsekvenserna för det kommunala självstyret. Denna begäran avsågs med (som det måste förstås) motivet att inverkan på myndigheter, och verksamhetsutövare, inte kan förutses innan miljökvalitetsnormer är fastlagda. MJU7 s 23. Den principiella inverkan av ett nytt styrsystem borde dock rimligen vara möjlig att analysera oavsett formuleringen av separata normer, med t.ex. antagna och karakteristiska exempel.

¹⁷⁰ Se förordningen (2004:660) kap 3 och 4.

Även detta kan antas vara en viktig del av konsekvensanalysen. Se närmare om tillämpningen i följande avsnitt.

Precisering av kvalitetskraven – normerna – kan oavsett tillämpningen av konsekvensanalyser förväntas vara en viktig del av utvecklingen av regionala miljömål. Förarbetena anger att preciseringen av vattendirektivets normer bör beakta även lokala miljömål¹⁷¹, varvid vattendirektivet blir ett verktyg i arbetet att nå målen. Men om målen inte är sinsemellan förenliga måste andra mål anpassas till vattendirektivets. Förarbetena förutsätter inte några större praktiska svårigheter med denna samordning. Det är oklart om därvid analyserats även vattenmålens förhållande till andra miljöområden som kulturmiljö, friluftsliv etc., där större svårigheter kan förväntas i samordningen. Beslutandet av norm genom författning innebär vidare att oavsett vilken bundenhet som normen skapar, så är själva formen för att bestämma den av bindande karaktär. Det inrymmer en specifik fråga, eftersom inte alla miljömål beslutas i form av författning och därmed saknar denna högre status. Riskerna med detta uppmärksammades på flera sätt i beredningen av lagstiftningen, bl.a. motioner som befarande nedprioritering av andra miljömål framförde krav på en annorlunda strategi för implementeringen av EU-målen, så att dessa kan inrymmas i den befintliga målstrukturen¹⁷². Propositionens slutsats om behovet av att anpassa andra mål till de (bindande?) som förekommer i vattendirektivet, bekräftades emellertid av Riksdagens beslut. Osökt kommer dock tankar på George Orwell's Animal Farm, där alla grisar är jämlika men några är mera jämlika än andra.

Miljökvalitetsnormernas styrverkan och tillämpning

Normernas karaktär blir av stor betydelse, både när det gäller den direkta styrverkan vid prövning av nya och pågående verksamheter och vid tillsyn, men också för dess styrfunktion i planering inom åtgärdsprogram eller inom kommunala fysiska planer. Tydliggörandet av styrfunktionen liksom normernas förmåga att överhuvudtaget fungera som planeringsredskap och beslutsredskap blir förmodligen av stor betydelse för hur verkningsfullt normer ska kunna bidra till hållbarhet. Begreppens betydelse i detta sammanhang beskrivs i följande avsnitt. Här ges en kort översikt av tillämpningssituationer¹⁷³.

Beslutssituationer

Miljökvalitetsnormer ska tillämpas i många olika beslutssituationer. Det gäller när myndigheter enligt miljöbalkens kapitel beslutar om tillåtlighet, tillstånd, godkännanden, dispenser och anmälningsärenden¹⁷⁴ eller beslutar i annat regelverk som genom en hänvisning har kopplats till denna bestämmelse i miljöbalken. Tillstånd, godkännande eller dispens får som huvudregel inte meddelas för ny verksamhet som medverkar till att en miljökvalitetsnorm överträds.¹⁷⁵ Det är följande beslut som berörs:

- beslut om dispens från naturskydd, om tillstånd till miljöfarlig verksamhet, vattenverksamhet och täkt samt om tillåtlighet (16 kap 5 § jämte 7, 9, 11, 12, 17 kap MB)
- vid planläggning av järnväg och vid prövning av ärenden om byggande av järnväg (1 kap 3 §, 2 kap 8 § banlagen)
- vid prövning av ärenden enligt väglagen (3a §, 18 § väglagen)

¹⁷¹ Prop. 2003/04:2 s. 19 ff.

¹⁷² 2003/04:MJU7 s 23, 34.

¹⁷³ Se om tillämpningen i Naturvårdsverkets rapport 5375, maj 2004, Miljökvalitetsnormer som styrmedel, underlagsrapport Peggy Lerman, Lagtolken AB, 2003.

¹⁷⁴ 5 kap 3 § MB.

¹⁷⁵ 16 kap 5 § MB. Verksamheten får dock tillåtas om sådana åtgärder vidtas att olägenheterna från annan verksamhet upphör eller minskar så att möjligheterna att uppfylla normen ökar i inte obetydlig utsträckning.

- beslut om tillstånd till rörledning (4 § rörledningslagen)
- beslut om linje (inte områdeskoncession) för elledning (2 kap 8a § ellagen)
- beslut om tillstånd att inrätta flygplats (6 kap 5 § luftfartslagen, obs inte lokaliserings- eller verksamhetsbeslut i luftfartslagen, det prövas enligt miljöbalken)
- beslut att inrätta m.m. farled (1a § farledslagen)
- beslut att medge viss avverkning (17 § skogsvårdslagen¹⁷⁶)
- beslut om tillstånd att bearbeta (inte att undersöka) torv (7 § torvlagen)
- beslut om tillstånd till täkt m.m. i kontinentalsockeln (3a § kontinentalsockellagen)
- beslut om ändrade villkor för och tillstånd till täkt m.m. i ekonomiska zonen (5a § och 6 § lagen om ekonomisk zon)
- beslut om kärnteknisk verksamhet (5b § kärntekniklagen)
- i prövning av ärenden och meddelande om villkor enligt strålskyddslagen (22a § strålskyddslagen)

Vidare kan överträdelse av en norm också utgöra grund för omprövning i miljöbalken och normerna tillämpas på så sätt i respektive omprövningsbeslut¹⁷⁷. Vid tillsyn får en tillsynsmyndighet meddela förelägganden och förbud som behövs i ett enskilt fall för att miljöbalken ska efterlevas¹⁷⁸. Normerna kan vara ett skäl till tillsynsinskränkning. Notera att detta avser alla slags aktiviteter, inte enbart prövningspliktiga verksamheter. Exempelvis har miljöförvaltningen i Stockholm haft tillsynskorrespondens med Vägverket i frågan om redovisning av hur målandet av ytterligare körfält på Essingeleden kan vara förenligt med luftkvalitetsnormer.

Föreskrifter som meddelas genom bemyndiganden inom miljöbalken omfattas även av krav på tillämpning av normer¹⁷⁹.

Däremot saknas referens till miljöbalken och därmed laga stöd¹⁸⁰ för att ha normerna som tillämpningsgrund när det gäller följande typer av beslut:

- undersöknings- eller bearbetsningskoncession enligt minerallagen (ingen hänvisning¹⁸¹)
- beslut som anger kraven på luftfartygs miljövårdighet (luftfartslagen 3 kap 1 §)
- beslut som reglerar VA-område (ingen hänvisning)
- beslut om fastighetsbildning, ledningsrätt, gemensamhetsanläggningar (ingen hänvisning)
- kommunal energiplanering (ingen hänvisning)

¹⁷⁶ En lustighet i sammanhanget är att denna regel är inte innehåller en hänvisning till miljöbalken utan har en helt självständig formulering och därmed ett helt generellt krav på att tillämpa normer. Det är oklart i förarbetena vad som avses, se prop. 1997/98:90 s 248 f.

¹⁷⁷ 24 kap 5 § första stycket 2 MB.

¹⁷⁸ 5 kap 3 § jämte 26 kap 9 § MB. Utskottet anger (MJU7 s 14) om detta att frågeställningen vid ”efterleva” är något annorlunda jämfört med ”överträda” och att tillsynsmyndigheterna torde kunna meddela förelägganden som har till syfte att ett visst riktvärde (i en miljökvalitetsnorm) ska eftersträvas eller inte bör överskridas eller underskridas. För tillståndsgiven verksamhet finns dock, noterar utskottet, vissa grundläggande begränsningar för tillsynsmyndigheten

¹⁷⁹ MB 5 kap 3 § 1 st sista strecksatsen.

¹⁸⁰ Denna fråga utvecklas i följande avsnitt.

¹⁸¹ Se motiven för detta i prop. 1997/98:90 s 219.

- beslut enligt fiskelagen (ingen hänvisning)
- beslut enligt lag om energiskatt eller om skatt på naturgrus (ingen hänvisning)
- beslut enligt lagen om kollektivtrafik (ingen hänvisning)
- beslut om länstransportplan, nationell väghållningsplan, banhållningsplan (ingen hänvisning)
- beslut om bidrag till vedkaminer o.dyl. (ingen känd hänvisning i bidragsförordningar)
- beslut om avdragsgilla kostnader (för bilresa o.dyl.) vid inkomstbeskattning (ingen hänvisning)
- beslut om föreskrifter som inte bemyndigas genom miljöbalken (ingen känd hänvisning).

Vid planering enligt miljöbalken (såsom förvaltningsplan för vattendistrikt och sannolikt även åtgärdsprogram som ett led i vattenplaneringen, avfallsplan och skötselplan för naturområden) och vid planläggning enligt miljöbalken (saknas för närvarande) liksom enligt dit anknutna lagar ska normer tillämpas. Till denna bestämmelse har knutits t.ex. planeringsformen vägutredning och järnvägsutredning¹⁸². Planeringen av VA-områden och kommunal energiplanering har som syns av uppräknningen ovan emellertid inte kopplats till normerna.

Plan- och bygglagen har delvis en hänvisning till miljöbalken och delvis egna formuleringar, vilket kan påverka formen för tillämpning. Klart är dock att normer ska tillämpas i beslut om översiktsplan, detaljplan och områdesbestämmelser samt vid lovgivning utom planlagt område¹⁸³.

Slutligen ska normerna *redovisas* i översiktsplan¹⁸⁴ samt i förvaltningsberättelse för aktiebolag¹⁸⁵.

En fortsatt analys kan gälla vilka beslut som lämpligen bör tillämpa normerna, och därför ha en uttrycklig koppling till reglerna, och i vilka beslutsskeden det i så fall borde vara.

Beslutskriterier

Miljö kvalitetsnormer ska således tillämpas i många olika beslutssituationer. Det kriterium som grundar tillämpningen varierar emellertid: uppfylla, överträda, efterleva, iakttä, underlätta, medverka. Myndigheter ska således *säkerställa* att miljö kvalitetsnormer *uppfylls* när de enligt miljöbalkens kapitel beslutar om tillåtlighet, tillstånd, godkännanden, dispenser och anmälningsärenden.¹⁸⁶ Tillstånd, godkännande eller dispens får som huvudregel *inte meddelas* för ny verksamhet som *medverkar* till att en miljö kvalitetsnorm *överträds*.¹⁸⁷ Detta gäller dock inte tillåtlighet, godkännanden eller anmälningar. Vid planering och planläggning enligt miljöbalken ska normer emellertid *iakttas*, vilket enligt förarbetena innebär att möjligheterna att uppfylla normer ska *underlättas*.¹⁸⁸ Plan- och bygglagens detaljplaner m.m. får emellertid

¹⁸² Väg- och banlagens referenser ”vid prövning av ärenden enligt denna lag”. Notera dock att beslut om arbetsplan och järnvägsplan enligt uttrycklig bestämmelse i detta sammanhang inte betraktas som planläggning utan som tillstånd enligt miljöbalken.

¹⁸³ PBL 2 kap 2 § 1 och 2 st.

¹⁸⁴ PBL 4 kap 1 §.

¹⁸⁵ Årsredovisningslagen 6 kap 1 §

¹⁸⁶ 5 kap 3 § MB

¹⁸⁷ 16 kap 5 § 1 st MB. Verksamheten får dock tillåtas om sådana åtgärder vidtas att olägenheterna från annan verksamhet upphör eller minskar så att möjligheterna att uppfylla normen ökar i inte obetydlig utsträckning (2 st).

¹⁸⁸ 5 kap 3 § 2 st MB, prop. 1997/98:45 del 2 s 46.

inte *medverka* till att normer *överträds*¹⁸⁹. Det är oklart om ”inte medverka” ska tolkas på samma sätt som iakttä (dvs. underlätta) eller om det avser ”motverka”¹⁹⁰.

Rättsföljd

Förarbetena i form av riksdagsberedningen tar upp frågan om rättsföljden av de olika typerna av normer, vilken anges framstå som inte helt klar, men utskottet förutsätter att regeringen kommer att uppmärksamma denna frågeställning i det fortsatta arbetet utan något särskilt tillkännagivande i frågan¹⁹¹. Utskottet anger dock att det ”ligger i sakens natur att avvikelser från riktvärden normalt inte kan ha lika allvarliga faktiska konsekvenser och inte heller samma rättsföljder som avvikelser från gränsvärden”. Det är en slutsats som kan vara enkel att dela, även om tillämpningen av mål i enstaka fall pekar på motsatsen¹⁹², men beklagligt är att den inte framgår på tydligare sätt i regelverkan. Det är få tillämpare som (så) noga läser utskottens betänkanden. Denna basfråga om följden av bundenhet respektive obundenhet kan komma att klargöras och därigenom även tydliggöras i praxis, men i väntan på denna behöver frågan uppmärksammas i tillämpningsstöd, särskilt i form av allmänna råd och handböcker.

Beslutsrelevans och tillämpbarhet

Inte alla parametrar i normerna är relevanta för alla slags beslut, och i många fall kan tillämpningen förväntas bestå i ett konstaterande av bristande relevans¹⁹³. Beslut under plan- och bygglagen kan exempelvis inte reglera areella näringars pågående markanvändning, som dock kan antas vara betydelsefull för vattenkvaliteten i många delar av vattendistriktet. Utmaningen för planeringen kan vara att tydliggöra för vad (vilka slags miljöegenskaper) den kan vara ett redskap och i vilka fall planläggningens tillämpning dessvärre måste bli ”icke relevant”. Detta får anses vara en viktig uppgift, eftersom planeringen som redskap för att lösa alla möjliga problem förs fram tämligen ofreflekterat i många sammanhang, bl.a. i samband med miljömål och andra drag för miljöbalken relevanta frågor.

Vidare är det en uttalat naturvetenskaplig prägel på normerna och det torde innebära ännu en utmaning, nämligen att utveckla metodstöd så att normerna kan bli såväl ett planeringsredskap som ett redskap för beslutande om verksamheter och åtgärder. Det är inte automatiskt så att ett visst värde, en halt, kan användas i planeringen eller i beslutandet. Ofta kan orsaken till halten vara av väl så stor betydelse att känna till som själva nivån. I denna fråga syns tydligt normernas hemvist i prövningen av miljöstörande verksamheter. Normerna kommer emellertid att vara tillämpliga i en stor mängd sammanhang, som avsevärt skiljer sig från miljöprövning av verksamheter. För att normerna ska kunna styra där, är det förmodligen en förutsättning att redan formuleringen av normerna kikar på hur man sedan ska kunna tillämpa dem i några typiska men olikartade beslutssammanhang.

Begreppsförvirring om miljö kvalitetsnormer

Möjligheterna att bli förvirrad av begreppen i detta ämnesområde är rikliga, som framgår redan av redogörelsen ovan. Innebörden av en norm – ytterst dess styrverkan – kan således vara av många olika slag och i sig ge anledning till förvirring. Även inom de olika beståndsdelarna

¹⁸⁹ 2 kap 2 § 1 och 2 st PBL.

¹⁹⁰ Tillämpningen beskrivs i kap 5.2 i Naturvårdsverkets rapport 5375, maj 2004, Miljö kvalitetsnormer som styrmedel, avser endast tillämpning av luftnormer men ger en generell beskrivning av regler och förarbeten. Underlagsrapport Peggy Lerman, Lagtolken AB, 2003.

¹⁹¹ 2003/04: MJU7 s 14.

¹⁹² Se exempel i det inledande avsnittet om problemformulering.

¹⁹³ Förhoppningen är att detta kommer att vara riktigt och inte bero på bristande insikt om relevans. Det understryker vikten av tydliga och riktade beskrivningar av normerna och hur de ska fungera i specifika beslutssituationer.

av en norm finns emellertid oklarheter, vilka behöver förtydligas för att garantera effektivitet i styrningen.

Gränsvärde och riktvärde

Gränsvärde i tillstånd till miljöfarlig verksamhet anger en gräns för det godtagbara utsläppet, med påföljande straffplikt, men innebär också en rättighet att förorena upp till denna nivå. Miljökvalitetsnormens värde kallas ibland i förarbetena för gränsvärde, men normen ger inte en rätt att förorena till denna nivå¹⁹⁴. Tvärtom kan verksamhet åläggas att begränsa utsläpp så att högre kvalitéer klaras än den normen anger.

Beslut om verksamhet kan också ange riktvärde, vilket i och för sig är lika bindande som ett gränsvärde men bygger på en aktivitetsplikt istället för ett omedelbart straffansvar. Förarbetena använder emellertid 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 om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten definierar riktvärde som ”värde som skall eftersträvas”.

Det uttalande av utskottet som nyss redovisades, om det naturliga i att allvaret är olika vid gräns- och riktvärde, kan med detta måhända inte vara lika självklart att dela längre.

Beteckningen miljökvalitetsnorm

Användningen av själva begreppet miljökvalitetsnorm har (dessvärre) varit mera föremål för mera debatt i förarbetena än innebörden av olika slags normer i tillämpningen. Beteckningen är dock en viktig fråga, eftersom den så att säga sätter färgen på hela tillämpningen.

Miljöbalkskommittén föreslog att flexibilitet skulle skapas genom ett nytt samlingsbegrepp, bestämmelser om miljö kvalitet, varunder termen miljökvalitetsnorm skulle reserveras för bindande gränsvärden¹⁹⁵. Enligt regeringens mening¹⁹⁶ finns det emellertid inget språkligt hinder mot att låta termen miljökvalitetsnorm omfatta även andra slags normer, eftersom ordet är synonymt med ”bestämmelse om miljö kvalitet”. Miljökvalitetsnorm ansågs istället lämplig i en samlande funktion, eftersom den är lättanvänd och väl beskriver sin innebörd, och att förbehålla termen till enbart vissa slag av normer angavs inte bidra till ökad tydlighet. Flera motioner i riksdagsberedningen motsatte sig att termen norm gjordes vag genom ändring, men utskottet anslöt sig till regeringens bedömning och avstyrkte motionsförslagen¹⁹⁷.

Förordningen om förvaltning av vattenkvalitet har ett eget kapitel för miljökvalitetsnormer, men använder inte det begreppet förutom i rubriken utan talar istället om ”kvalitetskrav”. Det är dock inte helt säkert att det ordet verkligen avser miljökvalitetsnormer, eftersom en bestämmelse¹⁹⁸ anger att ”Kvalitetskraven för skyddade områden skall fastställas så att alla normer och mål uppfylls”.

Tidigare erfarenheter av miljökvalitetsnormer som styrmedel – såväl som generella erfarenheter av styrning – pekar på att vaghet och oklarhet i begreppen kan vara hinder mot verkningfull styrning, och denna risk måste anses öka avsevärt genom de ytterligare oklarheter som tillförts. Frågan är om normsystemet alls kan förväntas styra på förutsebart sätt längre.

¹⁹⁴ Se t.ex. prop. 2003/04:2 s 22 och 32.

¹⁹⁵ SOU 2002:107.

¹⁹⁶ Prop. 2003/04:2 s. 22.

¹⁹⁷ MJU7 s 10, 12, 27 ff.

¹⁹⁸ Förordningen (2004:660) om förvaltningen av kvaliteten på vattenmiljön, 4 kap 6 §.

Styrmedlet åtgärdsprogram

Åtgärdsprogram är jämte kvalitetskriterierna vattenplaneringens huvudsakliga instrument. Där ska utformas effektiva åtgärder som är optimerade efter behoven i hela avrinningsområdet och med hänsyn till regionala och lokala behov och värderingar¹⁹⁹. Det måste anses som en respektingivande utmaning, att för mycket stora ytor och med ett antal kriterier för godtagbar kvalitet, identifiera påverkande faktorer och tänkbara motåtgärder, konsekvensanalysera dessa och prioritera så att lämpliga åtgärder även blir genomförbara och genomförda. Arbetet ska ske i samråd med i princip alla och vara klart 2009, vilket faktiskt är ganska snart med tanke på uppgiften.

Reglerna i 5 kap miljöbalken avser alla typer av åtgärdsprogram, dvs. inte bara vatten, och de generella reglerna i förhållande till de specifika kraven i vattendirektivet innebär delvis svårigheter. Miljöbalken anger t.ex. att åtgärdsprogram ska upprättas endast då det behövs. Direktivets krav är emellertid att åtgärdsprogram måste upprättas för varje vattendistrikt, men får upprättas för även avrinningsområden. I lagstiftningsarbetet väcktes motion om lokalt anpassade program, vilket dock avlogs som olämpligt eftersom program skulle upprättas endast då det behövs²⁰⁰. Det synes dock bygga på en missuppfattning av kraven. Förordningen anger emellertid helt i enlighet med direktivets krav att åtgärdsprogram ska finnas för vattendistrikt²⁰¹. Ett annat exempel på skillnader är de mera detaljerade bestämmelser som finns om procedur och innehåll för åtgärdsprogram när det gäller vatten. Detta beskrivs mera idet följande.

Vattendirektivet har inget krav på procedur för åtgärdsprogram, men förarbetena anger att det är angeläget att liknande förfarande som direktivets krav för förvaltningsplanen tillämpas för åtgärdsprogram²⁰². Det svenska systemet innehåller därmed generella och allmänna bestämmelser i miljöbalken om samråd och preciserande bestämmelser i förordning om tider, förfarande m.m. för vatten²⁰³. Miljöbalken klargör att såväl myndigheter och kommuner som organisationer, verksamhetsutövare och allmänheten och övriga som berörs, ska beredas tillfälle att lämna synpunkter på förslaget till åtgärdsprogram. Lagen anger tiden till minst två månader, men förordningen höjer detta till minst sex månader när det gäller vattenprogrammen. Efter samrådet ska enligt lagen²⁰⁴ sammanställas dels synpunkter som lämnats, dels hur de beaktas, vilket har stora likheter med de samrådsredogörelser som plan- och bygglagen kräver. Det finns inget generellt formkrav på beslutet, utöver det som följer vid tillämpning av direktivet om miljöbedömning av planer och program²⁰⁵. Fastställelsebeslutet ska enligt lagen sändas till de myndigheter regeringen anger, men endast för vattenprogram har preciserats att det ska kungöras, expedieras på visst sätt och finnas tillgängligt bl.a. hos kommunerna²⁰⁶.

Vattendirektivet kräver att åtgärdsprogram ska redovisa vissa grundläggande åtgärder och om de inte är tillräckliga ska kompletterande åtgärder tas in i programmet. Grundläggande åtgärder är delvis sådant som redan regleras i svenska rätt, som krav på förorenande verksamheter när det gäller förhandsprövning, bästa teknik, utsläppsreglering, förordnande om skyddsföreskrifter för vattentäkter, förhandsprövning och reglering av vattenverksamheter, förbud mot

¹⁹⁹ Prop. 2003/04:2 s. 20 f och 23 ff.

²⁰⁰ MJU7 s 16.

²⁰¹ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön, 6 kap 1 §.

²⁰² Prop. 2003/04:2 s. 24 f.

²⁰³ 5 kap 4 § 3 st miljöbalken, förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön, 6 kap 7-8 §§.

²⁰⁴ 5 kap 4 § miljöbalken.

²⁰⁵ Det innebär bl.a. krav på beaktande av den MKB som utarbetats liksom yttranden samt angivande av skälen till att det program som antagits, mot bakgrund av andra rimliga alternativ som diskuterats.

²⁰⁶ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön, 6 kap 8 §.

utsläpp av vissa ämnen till grundvattnet. Kompletterande åtgärder är 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. Detta ger mer eller mindre obegränsade möjligheter att utveckla lämpliga och effektiva åtgärder för att klara god vattenstatus.

Svenska reglerna preciserar inte programmets avgränsning, utan anger generellt att det som behövs ska ingå. För de program som avse vatten finns emellertid inget i förarbetena som tyder på att det ska vara någon skillnad i förhållande till vattendirektivet. Det kan därför bli vanligt med olika typer av åtgärdsprogram och med olika utbredning beroende på region och aktuella problem. Detta framgår också av förordningens bestämmelser om delprogram och delplaner för del av vattendistrikt, sektor, fråga eller vattentyp²⁰⁷.

Åtgärdsprogrammets konsekvenser från allmän och enskild synpunkt ska enligt generella bestämmelser analyseras²⁰⁸, vilket omfattar ekonomiska konsekvenser såväl som miljökonsekvenser av åtgärder likt de som exemplifierades ovan²⁰⁹. Kostnader och nytta ska enligt förarbetena i möjligaste mån kvantifieras, vilket bekräftas av bestämmelser i förordningen för vatten²¹⁰. Förarbetena anger vidare att omfattningen och inriktningen får anpassas efter omständigheterna i de konkreta fallen, men att konsekvensanalysen ska vara så uttömmande som krävs för dess syfte och att det bör 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. Avsikten är vidare, enligt förarbetena, att regeringen ska ge riktlinjer för hur konsekvensanalysen med avseende på allmänna och enskilda intressen ska göras. Förordningen för vattenförvaltningen ger emellertid inte sådana bestämmelser.

Styrfunktion

Styrverkan är starkt beroende av programmets karaktär, både till innehåll, omfång och detaljeringsgrad, men också på den grundläggande frågan om hur starkt de binder olika aktörer.

Åtgärdsprogram är enligt den generella bestämmelsen i miljöbalken bindande för myndigheter och kommuner, vilket måste syfte på de som ingår i miljöbalkens hägn. Det beskrivs så att dessa är skyldiga att inom sina ansvarsområden vidta de åtgärder som ett fastställt åtgärdsprogram angett som behövliga²¹¹. Vad det innebär att myndigheter har skyldighet att följa programmen i olika typer av beslutssituationer är inte entydigt i förarbetena. Motivet för bundenheten anges helt enkelt vara att betona programmets *betydelse* för att uppfylla miljökvalitetsnormer. Denna betydelse kan dock inte anses vara av samma dignitet när det gäller mål, riktvärden och gränsvärden.

Programmen är således inte bindande för enskilda. Mot detta framförs bl.a. i riksdagsdebatten att besluten under vattenplaneringsprocessen – om karakterisering, fastställande av miljömål, definiering av konstgjorda och kraftigt modifierade sjöar och vattendrag, undantag från miljömålen samt åtgärdsprogram m.m. – kommer att bli *indirekt* bindande för enskilda. ”Det betyder att vid de prövningar av enskilda verksamheter som äger rum efter vattenplaneringspro-

²⁰⁷ Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön 6 kap 3 § respektive 5 kap 2 §.

²⁰⁸ Miljöbalken 5 kap 6 § 3 st.

²⁰⁹ Prop. 2004/04:2 s. 32.

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

²¹¹ Miljöbalken 5 kap 8 §. Eftersom programmet emellertid inte är direkt bindande för enskilda kan det inte (som myndighetsutövning mot enskild) överklagas. Prop. 1997/98:45 del 1 s. 271.

cessen kommer enskilda verksamhetsutövare inte att kunna rubba på de beslut som har fattats av myndigheterna. Detta är otillfredsställande från rättssäkerhetssynpunkt.” Ett exempel kan vara en skogsfastighet, som är belägen i närheten av ett vattenområde belastat med kväve och fosfor från övervägande andra aktörer, där en åtgärd i programmet är förbud mot avverkning. Det är sannolikt att föreläggande från tillsynsmyndighet om förbud mot avverkning på fastigheten kommer att stå sig, om det grundas på ett fastställt åtgärdsprogram. Fastighetsägaren har inte möjlighet att klaga på programmet och inte heller till ekonomisk kompensation²¹². Detta understryker vikten av tydliga konsekvensanalyser²¹³. Det förutsätter dock att åtgärderna är konkreta nog för att kunna analyseras.

Strategi och handlingsprogram

Vattendirektivet aktualiserade en debatt om programmens karaktär (bl.a. bundenhet²¹⁴) och det finns många tolkningar, alltifrån styrande och detaljerade via allmänt opreciserat strategiska till styrande och övergripande. Vid vattendirektivets lagändringar angav förarbetena²¹⁵ att ingen ändring föreslogs avseende åtgärdsprogrammets funktion som ”strategiska planeringsdokument” för myndigheter och kommuner. Det var emellertid redan tidigare oklart vilken karaktär programmen skulle ha, så det var inte till stor hjälp. Uttalandet kan inte heller tas till omedelbar intäkt för en specifik karaktär på programmen, eftersom uttrycket strategisk kan språkligt betyda antingen att det är ett framsynt och viktigt planeringsdokument eller att dokumentet ska innehålla (huvudsakligen) taktiska eller övergripande handlingsätt.

Äldre oklarheter

Bundenheten innebär inte, enligt förarbetena, några nya förpliktelser för myndigheter och kommuner, utan är ett tydliggörande av vad som gällt sedan miljöbalken infördes²¹⁶. Det kan vara korrekt även om det tidigare inte fanns en regel som angav detta, men det innebär ändå inte att frågan nu är ointressant, eftersom det inte heller tidigare var klart vad som avses. Vidare är det fråga om en striktare formulering i den ändrade lydelsen. Det är för vattendirektivets del också fråga om andra förhållanden som ska behandlas i åtgärdsprogram. Vattenplaneringen är på så sätt unik (och ny) genom det samband som finns till kommunal planering av markanvändningen.

Det valda uttryckssättet ”myndigheter och kommuner” innebär förmodligen en ändring. Till skillnad från det mera vanliga ”statliga och kommunala myndigheter” leder det till att även fullmäktigebeslut blir bundna av vattenmyndigheters åtgärdsprogram. Innebörden av detta i förhållande till kommunalt självstyre, oavsett planmonopolet, är inte hellre närmare beskrivet, men efterfrågat i riksdagsdebatten²¹⁷.

²¹² MJU7 s 28 ff.

²¹³ Dessa kan dock på intet sätt ersätta en klagorätt, vilket utvecklas förtjänstfullt i Boverkets yttrande över SOU 2002:107.

²¹⁴ Frågan om bundenhet har utvecklats av Boverket i skrivelse till bl.a. miljödepartementet, 2004-04-14, Dnr 20820-625/2003. Bundenhet i ett formellt perspektiv beskrivs i följande avsnitt om reglers giltighet.

²¹⁵ Prop. 2003/04:2 s 24.

²¹⁶ Prop. 1997/98:45 del 1 s. 260 f.

²¹⁷ MJU7. Möjligen kan förordningens regel om möjligheten att lyfta bl.a. lagstridiga åtgärder till regeringen ses som ett försök att möta den debatten, eftersom det kan balansera bundenheten i förhållande till olika maktkonstellationer. Eftersom det saknas motiv till förordningen är det emellertid inte alls säkert att detta varit en avsedd funktion. Det är emellertid annars svårt att förstå syftet med en sådan regel, där tio rader ägnas åt hanteringen av olagliga åtgärder. Det uttrycker i vart fall inte ett gediget förtroende för de nya vattenmyndigheternas resurser (tid, pengar, personal) för att hantera de uppgifter som ålagts dem. Se förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön, 6 kap 4 §.

Planering och planering

Vattenplanernas relation till övrig fysisk planering är inte klarlagd och därför inte heller samordnad. Förvaltningsplanen beskrivs som ett slags verksamhetsberättelse, som bl.a. ska användas för återrapportering till EG-kommissionen. Planens karakterisering, såväl som åtgärdsprogrammets, motsvarar emellertid till stor del det som normalt betecknas fysisk planering, inklusive samrådsprocesser med allmänheten och berörda myndigheter. Skillnaden är att vattenplaneringen utgår från vattnet och naturvetenskapliga förutsättningar medan kommunal fysisk planering utgår från ett samhällsperspektiv och med behoven av såväl mark som vatten som gemensam utgångspunkt.

Separata vattenplaner igen

Den samlade planeringen av mark och vatten kom med plan- och bygglagen (1987) och motiverades bl.a. av att vattenfrågor skulle behandlas på likartat sätt som markfrågor och att de ömsesidiga konsekvenserna då skulle kunna beaktas lättare.²¹⁸ Tidigare hade frågan om separat vattenplan utretts under lång tid, jämte den lämpliga samordningen med markplaneringen. Utredningsläget idag synes ha flera likheter med det på 1970-talet, med den skillnaden att det nu finns erfarenheter av hur den samlade fysiska planeringen praktiskt kan hantera vattenfrågor.

Dubbla huvuden eller kluven tunga

Vattenmyndighetens roll i förhållande till andra statliga organ, centrala verk och länsstyrelser, är inte klarlagd. För kommunernas del innebär det att samrådsparten i den fysiska planeringen kan delas upp (en för vatten och en för mark och övriga frågor), möjligen kan även den statliga kontrollen (12 kap PBL) komma att bevakas av två instanser. Frågor om samordning, effektivitet, ansvarsfördelning etc. ligger uppenbara.

Samråd för utbyte, förankring eller uttrötning

Dagens mångfald av samrådsprocesser för planering av användningen av den fysiska miljön (kommunala översiktsplaner, områdesbestämmelser och detaljplaner, statliga infrastrukturplaner, verksamheternas projektplanering med miljökonsekvensbedömningsprocesser) får sällskap av två nya företeelser i och med programmen för åtgärder och planerna för förvaltning av avrinningsområdena. Splittringen på en mängd processer och beslutsdokument, med flera olika ansvariga myndigheter och aktörer, gör helhetsbedömningar såväl som samordning svårare och sist, men inte minst, blir det svårare för allmänheten att bevaka och driva en fråga då den ryms på flera arenor, samtidigt, och med oklar ansvarsfördelning mellan aktörerna.

Paradigmskifte eller metodutveckling

Metodologiskt uppstår frågetecken kring planering som beslutsredskap. Planering bygger på avvägningar och prioriteringar, vid överlappande och konkurrerande eller motstridiga intressen. Ramar för de avvägningarna har alltid funnits, exempelvis restriktioner som ger planeringsförutsättningar oavsett om de är naturgivna, tekniska, ekonomiska eller liknande. På så sätt är det inget märkvärdigt att vattnets mål och normer nu sätter ramar för planeringen.

Det som är annorlunda är emellertid att det nu gäller *hela* den yta och funktion som planeringen avser, eftersom vattnet och marken är ömsesidigt beroende, och inte en avgränsad del. Vad kan kommunerna förfoga över i sin planering i framtiden? När får de besked om detta? Vilka frågor är i framtiden avvägningsbara och vad är redan avgjort genom att den naturvetenskapliga målsättningen sätts? Vilka aktörer sätter målsnöret: naturvetenskapliga experter, jurister eller politiker?

²¹⁸ Prop. 1985/86:1 s 103.

Målsnöret är för övrigt av olika ”tjocklek”. Normer för vattnets kvalitet och kvantitet är delvis mål (önskvärda förhållanden), delvis etappmål eller riktvärden och delvis ”äkta” normer (bindande reglering enligt sedvanligt juridiskt språkbruk).²¹⁹ Det ger inte bara pedagogiska förståelseproblem utan i hög grad bekymmer i tillämpningen, då mål för vatten, luft etc. ska beaktas jämte övriga formella krav på hänsyn, andra stoppregler (t.ex. Natura 2000) och avvägningsregler (t.ex. riksintresse friluftsliv). I vilka situationer är de överordnade, jämbördiga eller underordnade? En annan komplikation för tillämpningen är de miljökvalitetsmål som inte får förmånen att kallas normer och som rimligen får förväntas tappa tyngd i samtliga slag av bedömningar. Det gäller biologisk mångfald, god bebyggd miljö, storslagna fjäll och andra värdefulla kvalitéer för människan i samhället.

Vad betyder ”gäller”?

Det finns grundläggande oklarheter om reglernas innebörd och giltigheten hos olika institut i det svenska systemet, vilket framgår inte bara vid diskussion med berörda myndigheter utan även direkt av förarbetena, vilket i sig är uppseendeväckande men ingen fråga för denna förstudie. Den grundläggande missuppfattningen synes vara att alla regler i miljöbalken per automatik ska tillämpas i alla andra lagar, om det gäller sådana förhållanden som miljöbalken avser.²²⁰ Det är emellertid inte lagligen möjligt, eftersom endast de bestämmelser som anges i en lag, direkt eller genom hänvisning, får tas till stöd för beslut i den lagen. Det förhållandet att åtgärdsprogram får omfatta alla företeelser, och ska binda myndigheter och kommuner, innebär därför inte att reglerna om normer och program får grunda beslut i andra lagar. Som framgår av t.ex. förslag till åtgärdsprogram för luft kan åtgärder förutsätta flera regeländringar innan de kan genomföras.

Förarbetena till följdlagstiftningen ger en tydlig²²¹ beskrivning av de formella förutsättningarna för styrning²²². Laglighetsprincipen innebär att omfånget av prövningen enligt en lag bestäms uteslutande av reglerna i just den lagen. Dock är det möjligt att föreskriva att även annan lagstiftning ska tillämpas, dvs. genom en uttrycklig hänvisning till den andra lagen. Det kan beskrivas så att reglerna i miljöbalken givetvis ”gäller”, men för att få läggas till grund för myndighets beslut enligt annan lag måste de uttryckligen finnas med i den aktuella lagen.

Typfall

På följande sida visar en tabell tänkbara situationer där normer och åtgärder kan aktualiseras. Det handlar dels om formella myndighetsbeslut av något slag, vilka kan vara antingen kopplade till miljöbalken eller inte vara det²²³. Det handlar dels om åtgärder av enskilda och andra aktörer, som antingen faller under de allmänna hänsynskraven i miljöbalken eller inte gör det.

²¹⁹ Prop. 2003/03:2 s. 22.

²²⁰ Grunden skulle vara 5 kap 3 § miljöbalken.

²²¹ Prop. 1997/98:90 s 150 stycke 4. Även dessa förarbeten inrymmer oklarheter och säger delvis emot sig själva, bl.a. genom att på något ställe påstå att MB 5 kap 3 § gäller direkt i andra lagar. Det kan antas bero på att avsnitten i förarbetena skrivits av olika personer och att en samlad granskning sedan inte har genomförts. Jämför t.ex. avsnitten om skog s 249 överst, farled s 200 st 4, ellagen s 204 och 206 samt ekonomisk zon s 240 st 3. Det synes ha varit en ”sektorsvis” uppdelning av skrivansvaret.

²²² Regeringsformen 1 kap 1 §, 9 § ger uttryck för delar.

²²³ Det är inte en gemensam logik för hänvisningarna i olika lagar eller för de lagar som i övrigt är kopplade till balken. För den särskilt intresserade kan följande noteras. I tabellens ruta A 2 finns både lagar som delvis kopplats till miljöbalken och lagar som står helt utanför miljöbalkens tillämpning. För t.ex. minerallagen ska inte normerna tillämpas men hänsynsreglerna i 2 kap ska tillämpas och verksamhetsutövaren ska iaktta hänsyn (B 1). För luftfartslagens del ska både hänsynsregler och normer tillämpas vid lokalisering av flygplats, men ingendera gäller vid bedömningen av luftfartygs miljövärdighet (MB 1 kap 7 §). Vid planeringen av infrastrukturinvesteringar nationellt och regionalt och vid planering av kollektivtrafik ska varken normer eller miljöbalken i övrigt tillämpas. Dessa lagar har inte heller varit uppe till diskussion i följdlagstiftningen och det är därför inte möjligt

Krav på hänsyn enligt miljöbalken gäller för den som vidtar åtgärder med mer än obetydlig störning i det enskilda fallet²²⁴, varvid bristande hänsyn kan leda till ingripanden från tillsynsmyndighet. Ingripandena kan riktas mot enskilda, företag, myndigheter etc. och kan göra det oavsett om det finns tillstånd till aktiviteten enligt andra lagar eller inte²²⁵. Normerna kan således direkt tas som stöd för tillsyns-ingripanden mot aktörer som bidrar till överskridande. Aktörerna är på så sätt skyldiga att följa normerna i sin dagliga gärning, så att arbetet inte bidrar till överskridande. Detta innebär emellertid inte att t.ex. Boverket *tillämpar* normerna när en ny resepolicy antas, men normerna blir ett stöd för lämplig utformning av deras interna regler.

Skiljelinjen kan sammanfattningsvis sägas gå mellan att beakta normernas krav i det dagliga och att tillämpa dem i beslut enligt viss lag, varvid en uttrycklig hänvisning måste finnas.

att veta om de är bedömda irrelevanta eller om de bara är bortglömda. Energiplaneringen liksom VA-planer har emellertid varit uppe till bedömning i arbetet med följdlagstiftningen, men inte alls kommenterats vad avser normer, och då får anses klarlagt att normer inte är aktuella för tillämpningen. Hanteringen av olika beslutstyper i följdlagstiftningen kan tänkas påverka möjligheten att binda besluten såväl som verksamheterna med stöd av kommande åtgärdsprogram och är därför en fråga av stor praktisk betydelse.

²²⁴ Är det mindre än obetydlig störning i det enskilda fallet saknas dock laga stöd för tillsyn enligt miljöbalken. Denna del av tabellen är dock mindre intressant, eftersom överskridna normer borde göra situationen allvarlig och inte obetydlig.

²²⁵ Det kan även krävas tillstånd enligt balken för den störande verksamheten, oavsett om verksamheten har prövats enligt annan lag eller inte. Sådan dubbelprövning är vanlig men inte komplicerad utifrån de perspektiv som nu behandlas, och tas därför inte upp vidare.

A. TILLÄMPA LAGAR OCH FÖRORDNINGAR	A. Beslutsmyndigheter	B. Enskilda, företag och myndigheter	B. BEAKTA – BRY SIG OM
	<i>A 1. Myndighetsbeslut kopplade till normer i 5 kap MB (hänvisning finns)</i>	<i>B 1. Aktiviteter och beslut med hänsynsplikt enligt 2 kap MB</i>	
	Exempelvis beslut om miljöfarlig verksamhet och vattenverksamhet enligt miljöbalken, arbetsplan enligt väglagen, detaljplan enligt plan- och bygglagen, avverkning enligt skogsvårdslagen, torvtäkt enligt torvlagen, föreskrifter om markavvattningsförbud eller kommunal prövningsplikt för grundvattentäkt.	Något som riskerar mer än försumbar skada eller olägenhet för människor och miljö, dels verksamhet med tillstånd enligt miljöbalken men inte enligt annan lag, dels verksamhet med tillstånd enligt annan lag men <i>inte</i> miljöbalken, och dels aktiviteter/beslut utan någon prövningsplikt som t.ex. privat vedeldning, kommunal parkeringsstrategi, företags och myndigheters rese- och upphandlingspolicy, utlokalisering av myndighet, bussbolags val av drivmedel, djurhållning utan prövningsplikt, odling.	
	<i>A 2. Myndighetsbeslut ej kopplade till normer i 5 kap MB (ingen hänvisning finns)</i>	<i>B 2. Aktiviteter och beslut utan hänsynsplikt enligt 2 kap MB (2 kap 1 § 2 st)</i>	
	Exempelvis bearbetningskoncession enligt minerallagen, plan för vatten- och avlopp, kommunal energiplan, kollektivtrafikplaner, regionala infrastrukturplaner, beslut om debitering av skatter (prövning av t.ex. reseavdrag), föreskrifter om och beslut om bidrag till fastbränsleanläggningar, godkännande av luftfartygs miljövärdighet, reglering av arbetsmiljö.	Något som är försumbart i det enskilda fallet, kanske val av metod för gräsklippning, val av bostadsort, val av transportmedel (buss, bil, samåkning), materialval i bostadshus, val av form för uppvärmning i enskildas fastighet (men knappast för hyreshus), val av semesterort, val av ort för personalens konferenser.	

Steget från ”gälla” till genomföra

Åtgärdsprogram får lagligen²²⁶ och måste i praktiken omfatta alla slags aktiviteter som behövs för att klara normer om luft, vatten etc. Programmet får med andra ord ta upp vad som helst i alla fälten i tabellen. Det är emellertid olika tillvägagångssätt för att genomdriva förändringar i respektive ruta.

Besluten av myndigheter och kommuner i fältet A1 är bundna av normerna, vilka direkt ska hindra nya *negativa* beslut oavsett om det finns åtgärdsprogram eller inte. Åtgärdsprogram kan knappast bidra med något i den delen. Information kan givetvis förbättra tillämpningen, men är knappast en åtgärd som kommer i tanken när det ska handla om sådant som ska binda beslutanden. Åtgärder vid verksamheten som sådan beskrivs nedan (B1). Om ett åtgärdsprogram emellertid anger något som påverkar bedömningarna av ett visst fall, uppstår frågan om

²²⁶ MB 5 kap 6 §

beslutsmyndigheten verkligen kan vara bunden av åtgärdsprogrammets bedömningar i sina egna beslut. Det kan t.ex. handla om prioritering av ett visst mål framför andra, vilket kan påverka avvägningen mellan intressen i ett ärende, eller restriktioner mot viss typ av verksamhet som t.ex. förbrukar mycket vatten. En sökande kan dock i det konkreta fallet visa att andra åtgärder är mera effektiva och att den sökta verksamheten är tillåten i övrigt. Det synes lagligen tveksamt att i detta läge neka verksamheten tillstånd med hänvisning till att åtgärdsprogram "förbjuder" denna typ av aktivitet. I så fall skulle programmet faktiskt vara bindande för enskilda.

Om det i rutan A1 istället handlar om att myndighet eller kommun ska skapa ett beslut, exempelvis att ta fram en översiktsplan med visst innehåll eller att planlägga mark för visst användningssätt eller att planera vägkorridorer med även andra syften än dem som omedelbart framgår av väglagen, är också frågan hur bundenheten ska bedömas. Det finns givetvis möjlighet för regeringen att ge vägverket i uppdrag att ta fram sådana planer och planförelägga kommun att verkställa viss planering.²²⁷ Det synes emellertid högst tveksamt att åtgärdsprogram av t.ex. vattenmyndighet skulle vara avsett att ha samma funktion som dessa båda typer av regeringsbeslut. I praktiken kan åtgärden i stället rikta sig mot regeringen, så att andra befintliga och mera lämpliga genomföranderedskap används och där lagkonflikter inte skapas.

Besluten i A2 får inte grundas på en tillämpning av normerna, eftersom hänvisning saknas. Bidrag till vedkamin kan t.ex. medges även om det uppenbart strider mot en norm om luftkvalitet. Eldning kan dock hindras genom tillsynsmyndigheters ingripande, om det inte finns tillåtighetsbeslut enligt miljöbalken (B1); ett tillstånd räcker ej. Denna s.k. dubbelprövning illustrerar hur miljöbalken gäller bredvid (inte under) andra lagar när det handlar om hälsa och miljö. Åtgärdsprogrammen kan för dessa lagar därför ha två slags strategier: den ena fokuserar besluten (A2) och den andra verksamheten (B1).

Strategin som riktar in sig på besluten förutsätter att det effektivaste sättet att klara normerna är att motverkande beslut (hädanefter) ska stoppas. Om befintliga materiella regler tillåter att sakfrågan beaktas i besluten, kan allmänna råd föreslås som åtgärd med syftet att påverka praxis. Saknas materiella regler som kan medge ändrad praxis blir den föreslagna åtgärden regeländring. Åtgärden att utfärda allmänna råd fullföljs av ansvarig (central) statlig myndighet, vilken är förpliktad att fullfölja denna uppgift från ett fastställt åtgärdsprogram. Behövs ändring av lag eller förordning kan åtgärden anses binda regeringen (som är myndighet) så till vida att förordning ska tas fram respektive proposition om lagändring. Riksdagen är emellertid ingen myndighet och är inte bunden av åtgärdsprogrammet.

Strategin att fokusera pågående verksamheter har två huvudsakliga linjer; tillsyn och föreskrifter. Alternativen information, avtal och pengar finns förstås också, men utvecklas inte här. För pågående verksamheter utan tillstånd eller med tillstånd enligt lagen utanför men inte enligt miljöbalken, kan tillsynsmyndigheter kräva den hänsyn som åtgärderna behöver. Det kan vara t.ex. föreläggande om viss åtgärd, att söka tillstånd eller omprövning eller förbud. Är det ett stort antal verksamheter blir istället generella föreskrifter enligt miljöbalken ett effektivare redskap än tillsynsinslag i varje fall.²²⁸

Valmöjligheterna i den ovan beskrivna strategin för verksamheter gäller oavsett om det är verksamheter som berörs av beslut utanför balken eller är prövningsfria eller har beslut enligt balken men som inte reglerar den aktuella frågan (se B1).

När det gäller bundenheten i åtgärdsprogram som riktar sig till tillsynsmyndigheter, kan åtgärden t.ex. bestå i att ange var behovet av ingripanden är störst utifrån just den aspekt som

²²⁷ Planföreläggande i 12 kap 6 § plan- och bygglagen.

²²⁸ MB 9 kap 5 §.

det aktuella programmet bevakar (här vatten). På så sätt tillförs argument för tillsynsmyndigheternas prioritering i planeringen av tillsynen. Bundenheten av prioriteringen, särskilt när flera åtgärdsprogram (för olika normer) gör olika bedömningar, är inte självklar. Andra angelägna åligganden i tillsynen, som inte hör ihop med åtgärdsprogram, kan behöva gå före och åtgärder med viss tidpunkt kopplad till sig kan kanske anses bindande i sak men inte i tid.

Det är som framgår ovan inte klarlagt vilken praktisk (rätts)verkan åtgärdsprogram och förvaltningsplan har i förhållande till enskilda, till givna tillstånd, till kommunala fysiska planer och statlig fysisk planering (arbetsplan, järnvägsplan etc.). Den modell som Riksdagen godtog för Natura 2000 pekar på att rättsverkan är en angelägen fråga att klargöra, med tanke på makten över marken, de ekonomiska följderna och kravet på klarhet i förhållande till enskilda. Förarbetena till Natura 2000 anger således att äldre beslut som strider mot Natura 2000 måste ändras, även detaljplaner med pågående genomförandetid men frågan om kommuns ersättningskyldighet i sådana fall togs inte upp närmare. Skyldigheten att anpassa sig efter nya regler om Natura 2000 gäller även pågående markanvändning. En motsvarande syn i tillämpningen på åtgärdsprogram – för vatten, luft mm. – kan ge avsevärda konsekvenser.

Avslutande reflektioner

En allmängiltig tanke är det dilemma vi till synes alltid hamnar i; det är för sent att tänka (överhuvudtaget eller i vart fall färdigt). Utskottets redovisning anger uttryckligen (som grund för att avslå motion om avslag på grund av ofullständig och olämplig reglering) att ”här handlar det om att hinna sätta lagar m.m. i kraft senast den 22 december 2003.”²²⁹ Denna tidsnöd gäller ramdirektivet för vatten såväl som direktivet om miljöbedömning av planer och program, vars framväxande under mer än tio år ändå inte medfört en diskussion i sak om vad som kan och bör påverkas i vårt land. När det gäller de äldre direktiven om MKB för projekt var det samma situation; frågan skulle enligt förarbetena tas upp i sin fulla utsträckning senare, eftersom det vid tillfället inte fanns tid för analys. Förslagen till lösning är desamma: låt regeringen genom förordningar och vidaredelegation till expertmyndigheter lösa uppgiften om vad, vem och hur, dock med så liten förändring som möjligt av det befintliga systemet. Minimalismen är en allt överskuggande princip.

Frågan är när det blir dags för samlad analys. Direktiv om avfallsdeponering kanske ställer det tillräckligt på sin spets, så att vi i framtiden i tillräckligt tidigt skede blir så konkreta i våra diskussioner att vi kan överblicka följderna för landet. Resultatet av de mottagningskriterier som utvecklas för deponierna kan i dagsläget t.ex. antas leda till att farligt avfall från förbränningsanläggningar och återvinningsprocesser för aluminium får sändas till Tysklands saltgruvor. Någon godtagbar plats finns inte i vårt land.

En annan fråga som väcks är om konsekvenserna av det minimalistiska angreppssättet är en medveten politisk abdikering och maktförflyttning till experter. Direktivens försvenskning kunde t.ex. ge uttryck för en politisk ambitioner; vad vill vi med denna möjlighet i vårt land? Därifrån är ett långt steg ned till (tjänstemannens?) motivtext: hur gör vi tillräckligt rätt med minsta möjliga ändring?

En annan grundläggande fråga, för införande av vattendirektivet såväl som övriga frågor som just nu ligger under översyn i såväl miljöbalken som plan- och bygglagen, är vilken utgångspunkt som ska väljas för uppgiften. Det formuleras nu ofta som så, att regelverken ska samordnas och att kopplingarna mellan dem ska ses över. Frågan är vad det alls kan leda till. Utifrån vems perspektiv ska samordningen ske? Vad innebär en koppling i praktiken? Det är nödvändigt att utgå från den tillämpande verkligheten och se de olika beslutskulturer som

²²⁹ 2003/04:MJU7 s 11.

råder inom olika lagar, exempelvis att planeringen sker med en presumtion för förändring medan miljötraditionen presumerar bevarande. Notera att det inte ligger en värdering om rätt eller fel i detta. Olikheterna måste dock bekräftas som en utgångspunkt för analysen av regler som styrmedel. I annat fall skapas parallella system, där verklighetens beslut ligger lång ifrån de teoretiska systemen. Skillnaden mellan teori och praktik saknas även vid förhoppningen att det går att samordna beslutssystem genom att koppla dem med olika typer av hänvisningar. En koppling innebär dock ingen förändring av det grundläggande systemet för beslutande inom lagen, med ansvarsfördelning, maktutövning, bedömningsgrunder, förhärskande kunskapsteorier, vana vid viss typ av metoder, beskrivningar, aspekter och så vidare i en lång rad. Utan bedömning av helheten kan förändring knappast vara att förvänta genom en enkel hänvisning.

Slutsatsen av detta, i generell mening, är att våra lagsystem om användningen av mark och vatten (ett 50-tal regelverk) nu är så påbyggda och kopplande att de inte tål mera lappverk. Det behövs en signal om vilka de politiska målen är, konkret, samt en analys av vilka styrmedel som behövs för att nå detta såväl som en utvärdering av vilka aktörer som ska ha makt över vilka frågor för att de valda styrmedlen ska kunna ha styrfart. Detta är inte möjligt genom samordning och koppling utan tarvar ifrågasättande från grunden. Miljöbalken var kanske ett steg på vägen, även om det nu kan antas att det var ett mycket litet steg och avsevärt mindre än vi trodde.

Kap 6. Sanktionssystemet – sila mygg och svälja kameler?

Under något år har massmedia upprepade gånger förmedlat bilden att oskyldiga småföretagare och bönder drabbas av avgifter för att de missat att sända in uppgifter om sin verksamhet. Någon skada på miljön har inte uppstått men de har utan att veta det ändå varit skyldiga att sända uppgifter om att ha startat frisersalong eller om en gödselstack som de haft i många år. Samtidigt förmedlas också en bild av att verkliga miljöbovar går fria av olika skäl: ointresse eller okunnighet hos polis, åklagare eller domstolar eller på grund av svårbegripliga juridiska teknikaliteter.

Miljöbalkskommittén har analyserat behovet av förändringar och föreslagit flera förbättringar. Frågan är om det grundläggande problemet ligger i regelsystemet eller i stället i myndigheternas olika roller. Vi har efter en inledande genomgång avslutat analysen av temat – inte på grund av dess bristande intresse utan för att det saknats tid att fullfölja dem alla. De inledande reflektionerna finns dock med, som eventuellt stöd för att överväga om frågan är fortsatt intressant för forskning.

Bakgrund

Frågan här gäller inte sanktionssystemets rimlighet utan hur det har kommit att upplevas och framställas i massmedia. Problemet är således vilken bild av miljövärden som sanktionssystemets utformning bidrar till att skapa. Att systemet framstår som i vissa avseenden olyckligt är okontroversiellt; miljöbalksutredningen konstaterar följande. ”Sanktionssystemet skall präglas av förutsebarhet och proportionalitet. Straff bör i huvudsak användas för de beteenden som typiskt sett är skadliga, farliga eller kränkande för de intressen de är avsedda att skydda. Överträdelser som inte är så allvarliga att straff skall användas kan sanktioneras på andra sätt. Det framstår också som en överreaktion från samhället att både sanktionsavgifter och straff utgår för dessa överträdelser.”²³⁰ Frågan är om miljövärden gör good-willförluster som inte står i proportion till de miljövinster som görs.

Frågan om bilden av systemet gäller både vem som råkar ut för påföljd och vem som går fri eller kommer lindrigt undan. Vi skall ge några exempel här från hur bilden sett ut i lokala media. Exempelen är något anonymiserade eftersom den för oss intressanta frågan här inte gäller om enskilda individer eller tjänstemän handlar rätt eller fel. Vi understryker att det är den bild allmänheten fått av exempel som får anses vara rimligt sakligt rapporterade i lokalpress som vi inledningsvis tecknar. Vi tar således inte ställning till om framställningen i alla avseenden är detaljerat korrekt. Vad vi vill peka på är vad litteraturvetare kallar ”representativa anekdoter”²³¹ och ett system som på grund av sin konstruktion drabbas av sådana.

Tillämpningen

Det första exemplet gäller en frisör av utländsk härkomst. Han drabbas av miljöstraffavgift eftersom han underlåtit att i tid och på rätt sätt anmäla att han tar över som ägare till en existerande frisørsalong. I samband med etablering har han fått hjälp av kommunens närings-

²³⁰ SOU 2002:50, kap 9.3.

²³¹ Hämtat från en diskussion i Asplund, J. 1978: Teorier om framtiden. Kontenta/Liber. Stockholm. Originalreferensen är Burke, K. (1962) *A Grammar of Motives and a Rhetoric of Motives* Cleveland.

livsenhet och har enligt egen uppgift trott sig ha fått besked om alla blanketter som skall fyllas i och alla uppgifter som skall lämnas. Han drabbas av en miljöstraffavgift. Någon faktisk negativ miljöpåverkan av verksamheten kommer inte fram utan det är den formella frågan om att han inte uppfyllt sin formella skyldighet att rapportera. I lokalpressens rapportering är det två teman som lyfts fram: Invandrare som vill ”göra rätt för sig” som småföretagare men drabbas av för honom obegriplig byråkrati eftersom någon faktisk miljöskada inte läggs honom till last. Kommunens ansvar för rådgivning och formalismen i att inte kunna ta hänsyn till att mannen varit i god tro.

I nästa exempel är bristen på koppling till faktisk miljöskada ännu mera påtaglig. En företagare köper av kommunens fastighetsbolag en lackeringsverkstad. Enligt den tekniskt och miljömässigt ansvarige på kommunen har verkstaden som drivits i kommunens regi redan uppfyllt alla ställda krav och korrekt anmälan om verksamheten lämnats. Företagaren får vissa råd om miljömässiga förbättringar som han genomför. På grund av semester kan kommunen emellertid inte ta emot anmälan om att han övertagit rörelsen, vad han avser att göra och de åtgärder han vidtagit för att minska verksamhetens miljöpåverkan ytterligare. Han påbörjar därför arbete i lokalerna och drabbas när han efter semestern lämnar anmälan av straffavgift.

Mot dessa två exempel på vad som framställs som ”den lille mannen som drabbas av formalism” står då exempel där individer eller företag som uppenbarligen åstadkommit betydande negativ miljöpåverkan kan gå fria av skäl som framstår som starkt formalistiska. Typexemplet i stor skala skulle kunna vara grundvattensänkningsarbetet i Hallandsåsen som visserligen varit väsentligt större än vad det givna tillståndet medger. Men eftersom utpumpning av vatten ur en misslyckad tunnelborrning inte i formell mening är ett vattenavledningsföretag krävs inget sådant tillstånd och en avledning av vatten som bevisligen medför en grundvattensänkning som bedömts som oacceptabel blir inte straffbar.

I den lilla skala som diskussionen här gäller kan följande tjäna som illustration. Ett skogsområde av urskogskaraktär har inte kunnat reservatsskyddas av länsstyrelsen eftersom man inte nått en uppgörelse med markägaren. Området har dock klassats som nyckelbiotop av Skogsvårdsstyrelsen vilket innebär att krav på samråd före avverkning föreligger. Ägaren har slutavverkat området och enligt Skogsvårdsstyrelsens handläggare utfört arbetet i syfte att systematiskt förstöra naturvärdena. Tingsrätten ansåg det emellertid inte bevisat att samrådsplikten uppsåtligt åsidosatts. Hovrätten beviljade inte prövningstillstånd. Den ansvarige miljöklagaren konstaterar att tingsrätten valt ett bötesbelopp som förefaller jämställa tilltaget med snatteri samt att det enligt hans mening speglar en syn på miljöbrott.

Detta senare fall skall naturligtvis, när det gäller allmänhetens eller medias uppfattning om rimlighet, också kontrasteras mot de restriktioner som kan drabba omgivningen till ett Natura 2000-område.

Exemplen kunde mångfaldigas men räcker för att peka på frågor som förtjänar principiell uppmärksamhet. Vi menar emellertid att kombinationen av exempel visar på något mera komplext än det som ofta framkommer och som det tredje exemplet visar, nämligen att åklagare och domstolar tycks ta lätt på miljöbrott. De visar en för media och allmänhet obegriplig kombination av att domstolar kan ta lätt på vad som framstår som verkliga brott samtidigt som administrativa sanktioner kan påläggas den som av okunnighet eller oaktsamhet underlåter att rapportera, men faktiskt inte åstadkommer någon skada och inte ens risken för skada synes beaktansvärd.

Avslutande reflektioner

Uppenbarligen finns medvetenhet om problemet, men kommittén har skjutit den samlade revisionen av sanktionssystemet på framtiden. De mindre justeringar som ska träda i kraft hö-

ten 2003 handlar om de dubbla sanktionerna för företagare, då miljöstraffavgift såväl som bötesstraff aktualiseras för en ringa försumlighet. Det är i och för sig vällovligt syfte, att undanröja det som allmänt uppfattas som obehövlig dubbelbestraffning, men det utgör ändå en tveksam reform.

Det skapas nämligen ett intrikat och svårbegripligt system med åtalsprövning för dessa dubbelbrott samtidigt som det finns generella möjligheter till åtalsprövning och straffrihet för ringa brott. Allt för förfinade system bidrar inte till allmänhetens rättsmedvetande och erkänsla av behoven av olika sanktioner.

Det kommer dessutom fortfarande att finnas behov av resurser hos tillsynsmyndighet, åklagare och ibland polis, för att anmäla och därpå sortera bort de icke straffvärda gärningarna.

Det är också olämpliga signaler som sänds från samhället. En gärning begången av näringsidkare ska leda till en enkel administrativ avgift, medan samma gärning av en enskild person kommer att leda till åtal och straff (böter).

Frågor att överväga vidare kan emellertid handla även om ansvarsfördelningen mellan olika aktörer. I flera sammanhang har redan uppmärksammats hur politiskt bemannade beslutsorgan hanterar sina olika uppgifter på olika sätt. Nämnder har åtalats och dömts. Tjänstemän har slutat medan andra har sagts upp.

Styrmedel ska, för att verkligen styra, leda till förändringar i verkligheten och då måste aktörerna hantera redskapen på ett kompetent och hantverksmässigt sätt. System av regler som är så komplexa att de svårligen kan hanteras ens av specialiserade jurister kan knappast antas vara lämpliga redskap för alla yrkeskårer.

Kap 7. 3G-systemet – kommuner och miljöbyråkrati som syndabock?

Två bilder av utbyggnaden av tredje generationens mobiltelefoni – 3G eller UMTS-systemet – har med varierande styrka konkurrerat om uppmärksamheten under några år. Enligt den ena är 3G av betydelse för att Sverige ska behålla sin ställning som en av världens ledande IT-nationer. Regeringen och operatörerna utformade ett system som skulle ge hela landets befolkning tillgång till den nya tekniken. Kommunerna och miljövärden äventyrar nu detta. Utbyggnaden hindras enligt denna uppfattning av att varje enskild mast, som ska bära sändare, ska bygglovsprövas av kommunerna och att länsstyrelserna dessutom ska lägga miljösynpunkter på masterna. Vissa kommuner hindrar utbyggnaden helt genom att fatta beslut om mastfria zoner, felaktigt tillämpa "försiktighetsprincipen" eller göra egna, osakliga bedömningar av strålningen från sändarna. Så ser den ena bilden av läget för 3Gutbyggnaden ut. Enligt denna bild – som byggts under av såväl operatörer som regeringsledamöter – är 3G utbyggnaden ett gott exempel på att miljöprövning och byråkrati utgör hinder för ekonomisk tillväxt. Den motsatta bilden målar i stället upp att kommunerna på ett ansvarslöst sätt lägger sig platt för operatörernas planer och påtryckningar och därmed släpper fram ett omfattande nät av sändare, som förfular landskapet och utsätter befolkningen för okända risker. För att köra över allmänhet och markägare har regering och riksdag dessutom genomdrivit att operatörerna skall få tillgång till mark. Båda dessa bilder är osakliga men de tjänar syften, som på sikt kan vara skadliga både för planering och miljövärd. De kan dessutom leva sida vid sida genom att tala till olika grupper.

Myten om att utbyggnaden hindras av planerings- och miljöbyråkrati passar de som vill försvaga planering och miljöprövning. Bilden av ett system som är maktlöst inför utbyggnadsintressen försvagar många människors tilltro till planering och miljövärd.

Bakgrund

I december 2000 fick fyra operatörer tillstånd för rikstäckande nät för det s.k. 3G-systemet, tredje generationens mobiltelefon eller med det mera tekniska namnet UMTS-systemet. Täckningsgraden ska bli hög, dvs. 99,98 % av den bofasta befolkningen ska enligt licensvillkoren ha full tillgång till fyra operatörers tjänsteutbud. Vid årsskiftet 2003/04 skulle fyra konkurrerande system varit i full drift i Sverige. Så var inte fallet. En av de operatörer som fick licens har dragit sig ur och de övriga har fortfarande en varierande men väsentligt lägre täckningsgrad än vad villkoren föreskriver.²³² Framförallt är det i landets glesbefolkade delar som utbyggnaden kraftigt släpar efter. Utbudet av tjänster är högst oklart liksom abonnenternas intresse för att byta från GSM-systemet. Tillståndsvillkoren omfattar täckning av landet, teknisk standard, vissa konkurrensfrågor mm. Licenserna tilldelades på bas av en "skönhetstävling" där operatörerna tävlade om att överbjuda varandra i snabb utbyggnad till full täckning. Den höga täckningsgraden ingick som en förutsättning och konkurrensen utgjordes i grunden av utfästelser om hastigheten i utbyggnadstakten. Detta i motsats till övriga Europa där licenserna auktionerats ut. Ambitionerna vad gäller både utbyggnadstakt och täckningsgrad i Sverige

²³² Operatörerna är fortfarande fyra eftersom Telia som inte fick någon licens samarbetar med Tele2. Beskrivningen gäller vid månadsskiftet september/oktober 2004.

var och är i jämförelse med andra länder i EU avsevärt högre.²³³ Till konkurrensideologin hörde också att operatörerna skulle bygga upp egen infrastruktur för sina system. När licenserna delats ut spekulerades i massmedia om ett mycket stort antal master som skulle behöva byggas, storleksordningen 50 000 master. Att hantera tiotusentals bygglov på mindre än tre år skulle lägga en stark press på kommunerna. Därtill kommer eventuell miljöprövning. Båda prövningarna skulle kunna bli lidande av tidsnöden men också bli ett hinder för utbyggnaden.

Utbyggnaden av 3G-systemets fysiska infrastruktur studeras i ett forskningsprojekt inom ramen för MiSt-programmet²³⁴. En rapport från ett förprojekt som behandlar planeringsfrågorna under den inledande fasen av 3G-utbyggnaden är utgiven. Den allmänna beskrivningen av 3G-systemet, licensvillkor mm är hämtad från denna rapport kompletterat med material insamlat i projektet.²³⁵ Vi skall här kort belysa några av de viktigaste frågorna i 3G-utbyggnaden eftersom de väl exemplifierar flera av de frågor som vi i denna rapport intresserar oss för.

Utbyggnaden som ett spel

Utbyggnaden av 3G-systemets fysiska infrastruktur kan ses som ett spel med tre huvudaktörer: *operatörerna*, *staten* och *kommunerna*. Staten har delat ut licenser med mycket ambitiösa krav på täckning och utbyggnadstakt. Operatörerna, å sin sida, har ett intresse av den utbyggnad som ger bäst ekonomi och marknadsposition, vilket inte nödvändigtvis innebär att de har ett intresse av vare sig den föreskrivna täckningsgraden eller den utbyggnadshastighet de själva drivit fram i skönhetstävlingen. Kommunerna ska slutligen handlägga ansökningarna om bygglov från operatörerna; kraven på utbyggnadshastighet är här ett uppenbart problem. Statens roll är emellertid inte entydig i detta spel. Bevarandeintressen, miljö- och strålskydd, flygsäkerhet, försvarets krav osv. representeras av ett antal centrala myndigheter och beträffande bevarandeintressena också av länsstyrelserna. Staten ska också övervaka utbyggnaden och bygglovshanteringen, hantera överklaganden osv. Tillståndssystemet är dessutom inte entydigt eftersom två parallella men okoordinerade processer enligt respektive plan- och bygglagen (PBL) och miljöbalken (MB) är aktuella. Oavsett hur det är med det vetenskapliga underlaget för att hävda att systemet inte medför hälsorisker är oron för strålningen en högst reell faktor. Ingen av de två tillstånds- och prövningsprocesserna hanterar emellertid frågan om elektromagnetisk strålning från systemet. Kommunerna sitter också på flera stolar. De kan ha intresse av den service 3G-systemet ger företag och boende. Samtidigt är det på kommunerna som allmänhetens oro för strålning från systemet fokuseras. Deras situation är inte enkel: de måste ge lov till master som uppfyller Plan- och bygglagens krav men skall också som tillsynsmyndighet stoppa hälsofarlig verksamhet.²³⁶ Spelet har således flera dimensioner och aktörerna kan i olika sammanhang gruppera sig i olika konstellationer, reglerna för spelet ändras eller uppfattas olika av olika aktörer och målet för operatörerna kan vara ett annat än det i villkoren uppgivna.

²³³ Framgår t.ex. av sammanställning i PTS rapport: UMTS-utbyggnaden Delrapport 2004-06-30. PTS-ER-2004:26

²³⁴ För information om forskningsprogrammet Miljöstrategiska verktyg, finansierat av Naturvårdsverket se www.sea-mist.se

²³⁵ Emmelin, L, Söderblom, I (2002): Spelet om 3G – en förstudie av ”mastfrågan”. BTH Research report 2002:07. Rapporten finns tillgänglig i pdf-format via rapportdatabasen i BTHs bibliotek: www.bth.se Referenser för de utsagor som görs här om systemet allmänt, ekonomin, läget för ”killer applications” etc. finns i denna rapport.

²³⁶ Sändningsverksamheten dvs. mastens egentliga ändamål prövas inte vid bygglovsprövningen och kräver inte heller enligt cirkulär från Socialstyrelsen tillstånd eller anmälan enligt t.ex. miljöbalken. Miljödomstolen i Växjö hävdar i en nyligen avgiven dom att verksamheten inte är att betrakta som miljöfarlig verksamhet och att kommunen tvärt emot vad Socialstyrelsen hävdar inte har tillsynsansvar. Dom 2004-09-13 Växjö tingsrätt, miljödomstolen M3411,04.

Redan på ett tidigt stadium började operatörerna framföra att kommunernas bygglovsprövning av de enskilda master, som utgör infrastrukturen för systemet, utgjorde hindret för att uppnå de ambitiöst satta målen i licensvillkoren.²³⁷ Föreställningen underbyggdes på olika sätt från statens sida inte minst genom uttalanden av dåvarande biträdande näringsminister Mona Sahlin bl.a. i en intervju i en skrift utgiven av operatörerna.²³⁸ Påståendena om att byråkrati förhindrar utbyggnaden har återkommit men under slutet av 2003 och våren 2004 tonats ned något. Operatörerna försöker få anstånd med utbyggnaden och argumentet om försening på grund av prövningssystemet har av olika skäl inte vunnit gehör hos Post- och telestyrelsen, PTS. Operatörerna har till slut samordnat sig i försöken att få anstånd och därvid gjort utfästelser om mera långtgående samordning av mastinfrastrukturen i landets glesbefolkade delar. Påståendet att bygglovsprocesserna försenat utbyggnaden upprepas i den skrivelse som operatörerna lämnat in.²³⁹

Mot det som varit den dominerande bilden av byråkratisk försening har efterhand en annan bild vuxit fram: att 3G-systemet tvingas fram och att kommunerna på alltför dåliga grunder ger bygglov och att framförallt frågan om strålningens risker inte hanteras på ett försvarligt sätt. Två av landets främsta miljödebattörer, miljörettsprofessorn Staffan Westerlund och Miljöcentrums föreståndare Björn Gillberg, har i en debattartikel²⁴⁰ hävdade att kommunerna har både rätt och skyldighet att behandla utbyggnaden betydligt mera restriktivt än vad som sker. De hävdar dessutom att såväl operatörer som kommuner kan komma att drabbas av kännbara skadestånd, baserat på att fastigheters värde skulle sjunka genom illa placerade master. Gillberg har senare återkommit med en debattartikel där han upprepar och utvecklar kritiken mot kommunernas prövning.²⁴¹ Gillberg hävdar att det underlag som används vid kommunernas bygglovsprövningar är så undermåligt att någon reell prövning i lagens mening inte sker. Utvidgningen av den s.k. ledningsrätten till att omfatta också placering av en telemast betecknar han som ett rättsövergrepp i syfte att genomdriva 3G-utbyggnaden till avsevärt lägre kostnad för operatörerna. Riksdagen beslöt 2004-06-17 att utvidga lagen om ledningsrätt till att gälla också placering av radiomaster som utgör länkar i ett sammanhängande system. Det ger möjligheten för operatörerna att med en lantmäteriförrättning komma åt mark för en mast mot markägarens vilja och för en engångsersättning. Gillbergs perspektiv i artikeln är intressant: han ser utbyggnaden som statens intresse lika mycket som operatörernas dvs. att statens kontrollfunktioner fått stå tillbaka för utvecklingsambitioner och att detta också påverkar kommunernas handläggning. Det senare skulle enligt Gillberg alltså främst ske genom det sätt på vilket överklaganden av bygglov hanteras.

I grunden är 3G-utbyggnaden en fråga om avvägning mellan två svårfångade faktorer. På den ena sidan föreställningar om ekonomisk tillväxt baserade mera på allmän teknologioptimism än på analys. På den andra sidan relativt oklara miljöhänsyn och en oro för strålning som enligt experterna är obefogad. Utbyggnaden av mastinfrastrukturen illustrerar på ett kompakt och konkret sätt mötet i landskapet mellan teknik- och utvecklingsoptimism och planeringens försök att hantera både rationellt resursutnyttjande och miljöintresse. Vi skall här kort beröra

²³⁷ t.ex. i en artikel i Ny Teknik 2001-01-24 påstår Oranges entreprenör Skanska Telecom Networks projektledare Mikael Torstensson att projektering och bygglov kan ta 6 – 16 veckor.

²³⁸ Odaterad annonsbilaga till dagspress "Mobila nät – radiovågor och säkerhet". Enligt företaget Re kyl kommunikation som producerat bilagan för organisationen "IT-Företagen" och operatörerna producerades bilagan i maj 2002.

²³⁹ Skrivelse: "Ansökan om ändrade tillståndsvillkor..." från "operatörerna" 2004-06-28. PTS diarienummer 04-9599/10

²⁴⁰ DN Debatt 2003-03-09

²⁴¹ DN Debatt 2004-06-24

frågor som hänger samman med tillståndsprocesserna.

Mastinfrastrukturen som planerings- och miljöproblem

Det totala spelet om 3G är intressant ur många aspekter. Diskussionen här skall ur denna rapports övergripande perspektiv emellertid begränsas till några frågor:

- Utformningen av mastinfrastrukturen och hanteringen av plan- och miljöfrågorna i licensgivningen och utbyggnadens startfas.
- Har tillståndsprocesserna faktiskt kunnat konstateras vara ett hinder för utbyggnad enligt licensvillkoren?
- Är tillståndsprocesserna ändamålsenliga?
- Sker miljö- och bygglovsprövningen på ett korrekt sätt eller är kritiken för flathet inför operatörerna befogad?
- Hur hanteras oron för elektromagnetisk strålning i tillståndsprocesserna?
- Skulle annan prövning, inklusive ”strategisk miljöbedömning” kunnat medföra en bättre utbyggnad?

Fyra grundläggande förhållanden bör noteras som inledning till diskussionen:

Ingen övergripande miljöbedömning gjordes inledningsvis för att klargöra förutsättningarna för att uppnå en god utformning av systemet. Inga miljömyndigheter fanns på listan över remissinstanser för utformningen av villkoren för ”skönhetstävlingen”. Miljöfrågorna – främst oro för strålning och motstånd mot masternas estetiska påverkan på landskapet – hanteras endast delvis och i efterhand, ad hoc och både motsägelsefullt och i vissa fall direkt felaktigt av berörda, centrala myndigheter liksom lokala beslutsfattare. Inte heller synes ha övervägts vilka formella prövningar som hade varit behövliga. Bygglov (plan- och bygglagen) behandlar endast mastens placering, inte alls sändarens verkningar. Samråd enligt miljöbalken om intrång i naturmiljön beaktar blott natur- och kulturvärden i landskapet. Generellt krav på miljöprövning enligt miljöbalken (med bedömning av hälsofrågor) finns inte, utan får föreläggas från fall till fall.

Möjligheten att genomföra lagstadgade prövningar vid en fullständig utbyggnad av systemen på så kort tid som tre år ingick inte i bedömningen av om utbyggnadstakten var realistisk. Vid tilldelning av licenser, och därmed de facto fastställande av systemets grundvillkor, förefaller inga som helst överväganden ha förekommit om möjligheter att på ca 3 år göra den nödvändiga formella prövningen av systemets infrastruktur.

Statens medansvar och intresse i utbyggnaden blir med den svenska modellen för licensgivning speciellt. Operatörernas prestation för att få licens är att göra en utbyggnad som rimligen inte är kommersiellt motiverad, i vart fall inte i den takt som de lovat och som därmed utgör grund för tilldelning. En tilldelning baserad på mera realistiska utbyggnadsvillkor och budgivning om licensbeloppet storlek skulle inneburi en tydligare rollfördelning. Operatörerna skulle stå friare att göra bedömningar av utbyggnadstakt och täckningsgrad i förhållande till totala kostnader. Staten skulle fått in medel som kunde använts fritt för regionalpolitiska eller andra satsningar i stället för att med nuvarande situation ha täckning och utbyggnadshastighet som ”naturaförmåner” från operatörerna. UMTS-systemet har i hela Europa försenats kraftigt. Operatörer har gått i konkurs, andra försöker omförhandla licensvillkoren bl.a. de belopp som betalats för licenserna. Systemets grundläggande problem är finansiella och marknadsmässiga bl.a. beroende på bristen på ”killer applications” som skulle få konsumenterna att i stor skala överge GSM-systemen och olika företag att tillhandahålla tjänster via systemet. Staten står som medansvarig för ett system med oklar nytta.

Målkonflikter och strategiskt beslutsfattande. Utbyggnaden innebär konflikter mellan olika

samhällsintressen såväl som mellan ”allmänna” och ”enskilda” intressen. Konflikten mellan två samhällsintressen blir mycket tydlig om man ställer miljöhänsyn mot den betydelse som konkurrens tillmätts för utvecklingen av systemet. Mot konkurrensideologin skulle man kunna sätta upp ”effektivt resursutnyttjande” dvs. att utbyggnaden av dyr och kommersiellt icke motiverad infrastruktur i stora delar av landet kunde göras gemensamt. Det är först i samband med ett regeringsuppdrag till Boverket att sedan besluten är fattade och utbyggnaden påbörjad utreda konsekvenserna som staten gör ett första allvarligt försök att få till stånd samarbete om mastinfrastrukturen.²⁴² Vi har inte kunnat finna belägg för att frågorna ens övervägts i samband med planering eller beslut om systemets utformning eller skönhetstävlingen. Det saknas spår av att motstående intressen har uppfattats som legitima och nödvändiga att hantera effektivt och korrekt. Att den kommunala och statliga tillståndsapparaten skulle kunna utsättas för orimliga belastningar eller utgöra ett hinder för att genomföra målsättningarna synes heller inte ha övervägts.

PTS miljöansvar vid utformningen av systemet.

Frågan om PTS har handlagt utformningen av systemet på ett korrekt sätt har många aspekter.²⁴³ Den ovan nämnda om överväganden om miljöproblem och belastningen på plansystemet förtjänar dock att kort omnämnas här som exempel på brist på strategisk miljöbedömning.

Det förefaller rimligt att påstå att utbyggnaden av 3G borde kunnat identifieras som problematisk i förhållande till Miljöbalken. Att miljöfrågorna skulle stoppa utbyggnaden finns det däremot inga formella eller substantiella skäl att anta. De näringspolitiska och regionalpolitiska drivkrafterna skulle med säkerhet anses utgöra ”särskilda skäl” för 3G som helhet. Huruvida den faktiska utformningen med mer eller mindre parallella infrastruktursystem däremot bärs upp av tillräckliga skäl kan framstå som en mera öppen fråga.

Att miljöfrågorna däremot borde kunnat påverka utformningen och kanske också utbyggnadsmönster och takt verkar vara en rimlig slutsats. Konflikten mellan två samhällsintressen blir mycket tydlig om den formuleras som konkurrens kontra miljö: är det rimligt att av hänsyn till konkurrens bygga upp fyra parallella system med stor grad av egen infrastruktur? Eller bör miljöhänsyn medföra att konkurrensen begränsas eller tolkas på annat sätt än som stor grad av egen infrastruktur? Det framstår varken som en särskilt svår konflikt att identifiera eller som orimligt att ett explicit resonemang borde ha förts om frågan. Man kan sammanfattningsvis konstatera att de två principiella bedömningar som miljöbalken förutsätter inte gjorts. Varken en bedömning av hur stora miljöproblemen och intrången egentligen är vid olika utformning av ett 3G-system samt en vägning av detta mot ”de särskilda skälen” går att spåra. Snarare är det så att ”de särskilda skälen” kan misstänkas ha medfört att miljöfrågorna aldrig har fått komma upp när 3G befann sig på ”policy och program” stadiet.

Ett problem är att PTS i den konsekvensutredning som enligt verksstadgan skall göras har gjort en mycket snäv tolkning av sitt ansvar. Man påstår att de enda som berörs av utformningen av bestämmelserna om ”skönhetstävlingen” och därmed i praktiken av utformningen av systemen är operatörerna. Att konsekvensutredningen borde omfattat de effekter som utformningen av systemet får ur miljösynpunkt och med hänsyn till belastningen på bygglovs-systemet verkar klart med hänsyn till de anvisningar som finns för hur verksstadgans § 27 skall tolkas²⁴⁴ PTS får nog sägas ha bortsett från sitt ansvar att:

²⁴² Detta är i sig en intressant pragmatisk omtolkning av uppdraget – se Emmelin, L, Söderblom, I (2002): Spelet om 3G – en förstudie av ”mastfrågan”. BTH Research report 2002:07.

²⁴³ se diskussion i Emmelin & Söderblom 2002 op cit.

²⁴⁴ Myndigheternas föreskrifter - Handbok i författningsskrivning, utgiven av statsrådsberedningen (Ds 1992:112) samt Att styra genom regler - checklista för regelgivare, utgiven av statsrådsberedningen (PM 1995:2)

- noga överväga om detta är den mest ändamålsenliga åtgärden,
- utreda föreskrifternas eller de allmänna rådens kostnadsmässiga och andra konsekvenser
- ge berörda (myndigheter, kommuner, organisationer osv.) tillfälle att yttra sig

Vi måste avslutningsvis konstatera att implementeringen av direktivet om strategisk miljöbedömning i Sverige gjorts så att de problem vi här berör inte får någon lösning.

Utformningen av mastinfrastrukturen

Av tekniska skäl behövs betydligt fler basstationer för att åstadkomma den givna täckningen och kapaciteten än i GSM-systemen. Beroende på trafiken i nätet är det dessutom så att en enskild cell runt en basstation "andas" dvs. ändrar utbredning med volymen på trafik. "Täckning" är således inte något enkelt geografisk begrepp utan ett samspel mellan topografi och belastning i systemet samt önskad överföringshastighet. När det gäller strålning som den enskilde mobiltelefonanvändaren utsätts för är det dessutom så att många tätt placerade basstationer är att föredra framför ett fåtal starka på större avstånd.²⁴⁵

Av tekniska skäl är det system av basstationer som läggs ut i operatörernas radioplanering förhållandevis oflexibelt. Möjligheterna att flytta en enskild station anges något varierande till en radie av ca 300 – 500 meter. Att flexibiliteten i systemet är en variabel i spelet om bygglov och accept i miljösamråd är uppenbart. Sett ur plan- och miljösynpunkt skulle planeringen för utbyggnad ideellt sett redan i sitt första skede ta hänsyn till de restriktioner i form av miljöhänsyn mm som kan läggas vid prövningen av de enskilda masterna. En sådan planering skulle innebära att masternas placering redan från början optimerades för flera olika faktorer. Den planering för utbyggnad som sker och har skett bygger emellertid i huvudsak på en annan modell. Grovt kan den beskrivas som ett antal steg. Först sker en "optimal radioplanering" där ett nät av basstationer rullas ut över terrängen. Detta görs i princip ut från de stora områden där trafiken i GSM-nätet idag är stor och där efterfrågan på 3G förväntas kunna vara störst. Som underlag används endast ett fåtal faktorer som direkt påverkar ett "optimalt radionät"; förutom utgångspunkterna i orter är det topografi och skogbeklädnad som finns i kartunderlaget. Efter rekognosering i terrängen modifieras de punkter där master planeras. Därefter utarbetas ett underlag för detaljstudier och bygglovsansökningar. Detta innebär att restriktionerna drabbar en enskild mast först i samband med ansökan om bygglov eller andra delar av tillståndsprocessen. Ansökan om bygglov hanteras av någon konsult som får ett större eller mindre antal master att handlägga. Möjligheterna till överblick minskar därigenom för kommuner och länsstyrelser. Olika former av samråd och förberedande diskussioner har ägt rum och äger rum.²⁴⁶

Ett system för att öka underlaget för planering diskuterades bl.a. i en skiss till ett projektsamarbete mellan länsstyrelsen i Västmanlands län och Lantmäteriverket. Via en portal skulle omfattande underlagsmaterial kunna ställas till förfogande för all planering. Projektet är för närvarande vilande i brist på finansiering. Kommersiellt intresse sägs saknas från operatörer-

²⁴⁵ Strålning från användningen av mobiltelefoner är för närvarande den hälsorisk som främst uppmärksammas av myndigheter och experter medan strålning från aktuella basstationer av ansvariga myndigheter betraktas som ett försumbart problem.

²⁴⁶ De olika operatörerna och deras infrastrukturbolag sägs ha olika förhållningssätt till samråd, diskussion och till hur hårt man går fram med en given lokalisering om den möter motstånd. Uppgifterna är i den form vi har dem alltför anekdotiska även om de överensstämmer med egna observationer men frågan om olika förhållningssätt förtjänar närmare studium. I den nedan citerade kvalitativa undersökningen av PTS av hanteringen av bygglov i 25 kommuner sägs emellertid en "entydig bild" vara att "3GIS söker samarbete" medan "SUNAB inte är intresserade av samarbete".

nas sida vilket är naturligt om operatörerna ser sin planeringsform som lämplig. Att planeringsformen kan vara oförenlig med Miljöbalkens krav på att ”verksamhetsutövaren” dvs. operatörerna eller deras infrastrukturbolag skall vara väl informerad om de miljöproblem som kan uppstå förefaller sannolikt.

Har tillståndsprocesserna faktiskt försenat utbyggnaden?

Frågan om försening kan ses ur två perspektiv. Det första är operatörernas syn på hur tillstånden borde hanteras för att utbyggnad enligt licensvillkoren skulle vara möjlig. Detta är naturligtvis det perspektiv som operatörerna argumenterar från. Samtidigt är det av begränsat intresse. Operatörerna har själva lovat 99,98 % täckning, som var ett av staten uppställt villkor, på tre år, som däremot inte utgjorde ett på förhand uppställt villkor. Kravet i skönhetstävlingen var enbart att de skulle redovisa utbyggnadsgrad efter 3, 6 och 9 år. Att göra utfästelser om en utbyggnadstakt som inte medger lagstadgad tillståndsgivning enligt normala rutiner får betraktas som ett risktagande vars konsekvenser operatörerna själva får bära.²⁴⁷ Operatörerna påstår sig visserligen ha kalkylerat med processerna men också att de tagit längre tid än beräknat.²⁴⁸ Frågan är emellertid inte om den tagit längre tid än de kalkylerat med utan om den tagit onormalt lång tid jämfört med normal handläggningstid för jämförbara bygglovsärenden. Staten påstår sig genom PTS har prövat realismen i buden i skönhetstävlingen utan att synbarligen beakta lagstadgad tillståndsgivning som en del av utbyggnadens villkor. Några utfästelser om extraordinära åtgärder från statens sida för snabbare prövning kan inte spåras i dokumentationen av skönhetstävling eller villkor. Den intressanta frågan blir då det andra perspektivet: om tillståndsgivningen på något onormalt sätt försenat utbyggnaden. De data vi för närvarande förfogar över pekar inte på att så generellt skulle vara fallet. Däremot finns det ett antal uppmärksammade fall där kommuner tagit principiell ställning mot utbyggnad generellt eller i ”mastfria zoner”. Hållningen till att bedöma om placeringen av en mast utgör en väsentlig ändring i förhållande till gällande plan varierar också mellan kommuner. Oklarheter och problem bl.a. med avseende på information från centrala myndigheter finns.

Det är emellertid svårt att finna belägg för att tillståndsprocesserna är en avgörande faktor för försening av utbyggnaden generellt. Sammanfattningsvis noterar vi följande:

- Uppfattningen att tillståndsprocesserna, speciellt bygglovsprövningen försenade utbyggnaden började framföras redan under vårvintern 2001 när endast ett mycket begränsat antal bygglovsansökningar faktiskt lämnats in.²⁴⁹
- En Temo-enkät genomförd på uppdrag av PTS²⁵⁰ visar att antalet bygglovsansökningar blev stort först 2002; endast ca 12 % av det totala antalet bygglovsansökningar inkomna före årsskiftet 2002/2003 kom in under 2001 (763 av totalt 6031). Av de under 2001 inkomna ansökningarna beviljades 61 % under året medan siffran för 2002 sjunkit. Detta förefaller emellertid inte bero på längre handläggningstider vilket antyder att många inkommit under senare delen av 2002. Det innebär att operatörernas egen planering tagit tid och att belastningen på bygglovssystemet blir koncentrerad.
- Hälften av bygglovsärendena för 3G hade 2003 en handläggningstid mindre än 9 veckor och medelvärdet för handläggningstiden var 11 veckor vilket är en förbättring jämfört

²⁴⁷ Operatörer med stor praktisk erfarenhet av det svenska systemet genom egen infrastrukturutbyggnad för GSM förefaller av de öppna delarna av tävlingsdokumenten inte ha varit mera realistiska än de som inte tidigare varit aktiva i Sverige. Det vore intressant att veta vad de konsultföretag och entreprenörer som varit inblandade har sagt i frågan till speciellt dessa operatörer.

²⁴⁸ Skrivelse: ”Ansökan om ändrade tillståndsvillkor...” från ”operatörerna” 2004-06-28. PTS diarienummer 04-9599/10

²⁴⁹ t.ex. i den ovan anförda artikeln i Ny teknik 2001-01-24

²⁵⁰ Temo AB 2003 –Kommunerna om bygglovshandläggningen för 3G - April 2003.

med 2001 & 2002. Fördelningen är emellertid tvådelad med en ”normal” fördelning med tydlig topp på 7-9 veckors handläggningstid och ett mindre antal ärenden med tider på 16 veckor eller mer. Detta mönster föreligger alla tre åren 2001 – 2003 men år 2003 har de långa ärendenas andel sjunkit kraftigt.²⁵¹ Det påpekas också i en kvalitativ undersökning att operatörerna ”i vissa fall” haft långa svarstider vid kompletteringar”.²⁵² Representativa uppgifter för hela landet om normal handläggningstid för bygglov för GSM-systemet förefaller saknas. En tillsynsrapport från Länsstyrelsen i Skåne anger att genomsnittlig handläggningstid för bygglov för bostäder i små och medelstora kommuner ligger under 2 månader dvs. 8 veckor. Om detta kan anses representativt för landets kommuner²⁵³ framstår operatörernas påstående att handläggningstiderna är mycket längre än vad man förväntat och kalkylerat med²⁵⁴ som tveksamt

- Den vanligaste orsaken till bordläggning av bygglov uppges vara att kommunerna kräver samordning mellan operatörerna. Bristen på samordning mellan operatörerna och den dåliga planeringsprocess som detta ger bekräftas bl.a. av att var tredje kommun fått in ansökningar om placeringar på mindre avstånd än 100 meter från varandra.
- Konflikter med natur- och kulturvärden är den vanligaste grunden till avslag. Andra relativt förutsägbara grunder är avvikelse från detaljplan och konflikt med riksintressen. Ett bättre planeringsunderlag t.ex. den portal som initialt diskuterades och en planering utifrån motstående intressen skulle sannolikt medfört färre avslag, mindre tidsutdräkt för operatörerna och mindre arbete i tillståndprocessen.
- En kvalitativ undersökning genomförd av PTS i 25 kommuner pekar på att underlaget från operatörerna i betydande grad framstår som bristfälligt. Handläggare på kommunerna anger att ”generellt är ansökningarna oprofessionellt utformade” och mera specifikt att positionsbestämmelser och skalor är felaktiga. Något paradoxalt anges dock att ”underlaget varit tillräckligt för beslutsfattande”.²⁵⁵
- Betydelsen av att enskilda kommuner eller markägare sätter sig emot utbyggnad är svår att värdera med tillgängliga uppgifter. Att områden kan bli utan täckning är en sak men frågan är vilken betydelse det kan ha för systemen som helhet och för täckning i angränsande områden. Systemets brist på flexibilitet och behovet av relativt stort antal sändare för att täcka en given yta talar för att stora markägare som sätter sig emot mastplacering faktiskt kan påverka systemutformningen.
- En förfrågan till 6 länsstyrelser gjord i juli 2004 visar en anmärkningsvärd bild av samråd enligt MB 12:6.²⁵⁶ Endast Stockholms län har ärenden daterade före 2002-01-01 som är diarietförda som telekommunikationsanläggningar för samråd enligt MB 12:6. Om denna uppgift är korrekt innebär det att prövningen i dessa län formellt skulle ha påbörjats först när ett år av den treåriga utbyggnadsperioden förflutit. Även om man antar att informella diskussioner förekommit är detta ändå anmärkningsvärt speciellt mot bakgrund av vad stickprov av hur anmälningarna för samråd kan se ut visar. Skillnaden mellan den ambitiösa uppställning av vad som borde ingå i en anmälan som Naturvårdsverket producera-

²⁵¹ PTS ”Kommunerna om bygglovshandläggningen av 3G-master. Kvantitativ enkät till landets kommuner” T-24755. Filen daterad 2003-12-04. Enkäten genomförd av Temo.

²⁵² Undersökningen avser 25 kommuner. PTS ”25 kommuner om bygglovshandläggningen av 3G-master. Djupintervjuer med handläggningsansvariga tjänstemän, politiker och näringslivsansvariga”. T-23805. Filen daterad 2003-04-02. Undersökningen genomförd av Temo.

²⁵³ Att detta är ett rimligt antagande bekräftas vid samtal med Svenska kommunförbundets ansvarige för planfrågor arkitekt Reigun Thune Hedström 2004-10-12.

²⁵⁴ Skrivelse: ”Ansökan om ändrade tillståndsvillkor...” från ”operatörerna” 2004-06-28. PTS diarienummer 04-9599/10

²⁵⁵ PTS undersökning op cit

²⁵⁶ Skåne, Västra Götaland, Stockholm, Dalarna, Värmland och Västerbotten

de²⁵⁷ och hur de faktiska anmälningarna är utformade är betydande i alla de fall vi hittills kontrollerat.²⁵⁸ Insamlande och sammanställande av uppgifter för samråd kan knappast betraktas som betungande med tanke på hur knapphändiga de är²⁵⁹. Om majoriteten av länsstyrelserna dessutom gör sina bedömningar av merparten av lokaliseringarna utan besök på platsen, baserat på en granskning utförd av någon eller några ämnesexperter kan processen knappast betraktas som betungande. Även om frågan om 12:6 samråd kommer att granskas mera i detalj stöder de uppgifter vi nu har inte bilden av en betungande och försenande process.

Markåtkomst

Frågan om markåtkomst är intressant genom den ändring av ledningsrätten som Riksdagen beslutat om. Björn Gillberg hävdade som påpekades ovan i en av sina debattartiklar²⁶⁰ att regeringen gick till riksdagen med förslaget om ändring av lagen om ledningsrätt för att markägares ovilja att upplåta mark försenade utbyggnaden. I propositionen saknas konkreta uppgifter om sådana problem. Det huvudsakliga som anges är EU-krav på att säkerställa markåtkomst.²⁶¹ Argumentet att markåtkomst med tvång skulle medföra stora besparingar för operatörerna är svårt att med tillgängliga uppgifter bedöma. Engångsersättningarna vid en lantmäteriförrättning enligt lagen om ledningsrätt förefaller visserligen vara betydligt lägre men mot detta står tidsförluster. I sin skrivelse till PTS om ändrade avtalsvillkor påstår emellertid operatörerna själva ”den allmänna debatten om basstationernas påverkan på miljö- kultur- och naturvärden och oron för EMF””också lett till svårigheter för Operatörerna att ingå arrende- och hyresavtal på rimliga villkor med markägare”.²⁶² Att operatörerna fått ett kraftfullt medel att komma åt mark i en rent fysisk mening om markägaren är ointresserad av ersättningens storlek utan vägrar upplåtelse av andra skäl är obestridligt.

En otillfredsställande prövningsprocess

Även om tillståndsfrågorna inte är 3G-systemets enda grundläggande problem, så lider både hanteringen av miljöfrågorna och prövningssystemet av påtagliga brister. Prövningen av mastinfrastrukturen som helhet är en splittrad och omfattande process men ändå inte verkningsfull, eftersom varje mast ska prövas för sig men sändningsverksamheten inte alls. Risken för att den omfattande prövningen inte ger resultat i form av ett väl utformat system är stor, eftersom inte heller summan av masterna eller deras lämpligaste inbördes placeringar bedöms. Det finns inte ens någon lämplig prövningsform för verksamheten samlat, nationellt, regionvis eller annan indelning, där både placering och sändningsaktiviteter kan bedömas. Människors oro för strålning hanteras i många fall dåligt både ur operatörernas och de oroliga medborgarnas synvinkel. Minst en kommun – Trelleborg – har försökt hantera det genom att helt förbjuda systemets utbyggnad. De lagliga grunderna för detta är dock oklara. Bygglov i enlighet med plan eller som uppfyller kraven i plan- och bygglagen måste lämnas. Kommunen har inget val. Osäkerheterna om vad som gäller synes vara genomgående i samhället, såväl hos centrala myndigheter, beslutsfattare, enskilda och media. De lagliga grunderna för restriktivitet i utbyggnaden är även i detta fall oklara. Bygglov är inte och får inte vara en miljöprövning. Tillsynsinspanden ad hoc kan inte motiveras för så många fall; vore verksamheten av

²⁵⁷ Skrivelse 2001-10-23 från Naturvårdsverket till samtliga länsstyrelser: ”Samråd om master enligt 12 kap. 6 § miljöbalken”.

²⁵⁸ exemplen är när detta skrivs begränsade till anmälningar till länsstyrelsen i Blekinge.

²⁵⁹ I en stor del av de genomgångna fallen inskränker sig informationen till vad som kan insamlas vid den rekognoscering av platsen som under alla omständigheter görs som led i operatörernas egen tekniska planering.

²⁶⁰ DN Debatt 2004-06-24

²⁶¹ Ledningsrätt för elektroniska kommunikationsnät Prop. 2003/04:136

²⁶² Skrivelse: ”Ansökan om ändrade tillståndsvillkor...” från ”operatörerna” 2004-06-28. PTS diarienummer 04-9599/10

sådan dignitet skulle regeringen ha krävt miljöprövning generellt. Miljödomstolen i Växjö har nyligen i ett beslut meddelat att drift av basstationer för mobiltelefoni inte är att betrakta som miljöfarlig verksamhet och att kommunen därför inte har något tillsynsansvar enligt miljöbalken²⁶³. När det gäller skadestånd kan kommunernas felaktiga myndighetsutövning mycket riktigt grunda ersättningskrav från enskilda (saklig felbedömning) men också från operatörerna (bristande lagligt stöd för nekat bygglov). Kommunerna sitter i en rävsax som centrala beslutande placerat dem i, genom bristande analyser inför besluten om licenser.

I de undersökningar som hittills gjorts inom det delprojekt i MiSt-programmet där 3G-utbyggnaden studeras har länsstyrelsernas samråd med operatörerna om natur- och kulturmiljöfrågorna enligt Miljöbalken 12:6 också uppmärksamats. Som påpekades ovan är skillnaden mellan det förslag till samrådsunderlag som Naturvårdsverket på ett tidigt stadium producerade och det som hittills undersökts är betydande. Naturvårdsverkets specifikation får sägas utgöra stommen till en relativt ambitiös MKB med omfattande uppgifter och fotomontage ur flera vinklar. De faktiska anmälningarna kan vara enkla listor med kartskitser och några knapphändiga kommentarer om platsen för masten. Om länsstyrelsens bedömningar görs utan besök på platsen utan mera baseras på

Sammantaget framstår det som om hanteringen av 3G-systemet skulle kunna vara ett exempel på en allsidigt ineffektiv hantering, där problem och merarbete i planering och miljöprövning inte svara mot några reella miljövinster utan snarare förluster. Vi kan inte se några klara indikationer på att kommuner skulle vara försumliga i sin prövning. Det vi pekar på i detta avsnitt är snarare systemfel som gör att någon samlad prövning aldrig kommer till stånd och att vissa frågor aldrig prövas. Till kritiken av prövningen har också hört att hanteringen av överklaganden skulle vara bristfällig. Eftersom denna aspekt ännu inte har analyserats i det forskningsprojekt som vi hämtat preliminärt material från kan vi inte yttra oss om detta.

Förvirrande och motstridig information

Den information som kommuner och operatörer kunnat få från ansvariga centrala sektorsmyndigheter har varit förvirrande och motstridig, ibland på ett rent uppseendeväckande sätt.²⁶⁴ Så till exempel har man på PTS hemsida under flera år kunnat läsa att kommuner som fått in bygglovsansökningar från en operatör kan lägga dem åt sidan för att avvakta andra operatörers. Detta är uppenbart lagstridigt om kommunen inte kan hänvisa till t.ex. pågående planarbete som berör det aktuella området. Socialstyrelsen har informerat kommunerna om att tillstånd eller anmälan inte behövs varmed avses tillstånd enligt miljölagstiftningen för själva sändningsverksamheten. Däremot konstateras att master i vissa fall kan behöva tillstånd ”enligt Boverkets byggregler” varmed förmodligen avses Plan- och bygglagen.²⁶⁵

Problemet med att veta vilka regler och principer som åberopas i olika sammanhang och vilka som i en formell mening egentligen ”gäller” i ett en viss prövning har diskuterats i andra kapitel. För 3G kan man konstatera dels oklarheter om vad olika prövningar egentligen skall omfatta dels att ”försiktighetsprincipen” inte kan användas av kommunerna för att ange något skönsmässigt skyddsavstånd t.ex. till elsanerad bostad. Försiktighetsprincipen är visserligen en viktig princip för allt hållbarhetsarbete²⁶⁶ men den kan alltså inte konkretiseras i ett enskilt bygglov.²⁶⁷ Ett utslag i miljödomstolen i Växjö slår som påpekats ovan fast att sändningsverk-

²⁶³ Dom 2004-09-13 Växjö tingsrätt, miljödomstolen M3411,04. Domen är överklagad.

²⁶⁴ Exempelen är tagna från Emmelin & Söderblom op.cit. där mera utförlig dokumentation och referenser finns.

²⁶⁵ Det kan se ut som en freudiansk lapsus att ett centralt verk inte kan skilja mellan av riksdagen givna lagar och ett annat centralt verks regler.

²⁶⁶ Nationell strategi för hållbar utveckling. Regeringens skrivelse 2001/02:172.

²⁶⁷ Förvirringen blir inte mindre av att det dessutom finns en s.k. ”myndigheternas försiktighetsprincip” för elektromagnetisk strålning från t.ex. kraftledningar.

samheten inte är att betrakta som miljöfarlig verksamhet. Den vidare behandlingen av miljödomstolens dom blir intressant eftersom den blir avgörande för om sändningsverksamheten kommer att betraktas som miljöfarlig verksamhet eller inte. Principiellt viktigt är att miljödomstolen baserat sig på SSI:s uppfattning att strålningen inte utgör akut hälsorisk. SSI som alltså åberopas för detta beslut av miljödomstolen anser att MKB i vissa fall kan krävas och eftersom man säger att den skall prövas av miljö- och hälsoskyddsnämnden måste detta tolkas som uppfattningen att en mast i vissa fall kan medföra någon form av lovplikt enligt miljöbalken.²⁶⁸

Blixtnedslag – en obeaktad dimension i planeringen.

Störningar i hemelektronik och oro för blixtnedslag i byggnader är en ytterligare dimension av problemen med lokalisering av 3G-master.²⁶⁹ Vi diskuterar detta kort här av flera skäl. Det är ett exempel på att bristen på en inledande grundlig analys medför att nya problem riskerar att uppmärksammas sent i processen; frågan om effekterna av blixtnedslag är potentiellt ett allvarligt sådant problem. Dessutom är det en typ av problem som illustrerar en teoretisk diskussion som vi för i kapitlet om miljömål: spänningen mellan lokalt beslutsfattande baserat på avvägningar och behovet av vetenskapligt baserade centrala riktlinjer.

Mekanismerna för problemen med blixtnedslag är enkla och välkända. I höga strukturer är risken för blixtnedslag förhöjd och höga master kan dessutom utlösa blixtnedslag. Ett nedslag utlöst av en hög mast kan emellertid också träffa andra strukturer som träd och byggnader i omgivningen. Skälet är något förenklat att blixten på något hundratal meter över marken kan förgrenas och söka sig till flera uppstickande strukturer. Mycket grovt kan en zon på ungefär 1 km radie anges som område med förhöjd risk men publicerad information baserad på faktiska mätningar eller observationsdata från svenska mobiltelefonimaster saknas. Problemen med blixtnedslag är två: dels riskerna med nedslag som träffar andra strukturer, djur och människor i närheten av en mast dels påverkan på elnätet i mastens omgivning. Framförallt är det kanske olika former av hemelektronik som riskerar att slås ut. Skydd av elnätet genom separat strömförsörjning av mobilmasten förefaller vara en välkänd metod och uppges vara ett krav på mobiloperatörer från vissa elleverantörer i USA. Vilka tekniska åtgärder som är nödvändiga eller befogade när mastens elförsörjning sker från samma nät som omkringliggande bebyggelse behöver däremot närmare utredas.²⁷⁰

Frågan om riskerna med blixtnedslag är principiellt intressant av flera skäl. För det första finns naturligtvis skäl att se närmare på själva sakfrågan. Är problemet verkligen av stor betydelse? Höga master finns redan i landskapet t.ex. för GSM-systemet, olika former av radiokommunikation osv. Blixtnedslag som slår ut utrustningen har rimligtvis varit ett problem som olika operatörer har haft anledning att beakta. Frågan blir då om 3G-systemet genom det stora antalet master eller eventuellt genom att fler master placeras nära bebyggelse medför en påtagligt förhöjd risk för säkerhet, hälsa eller egendom. För det andra aktualiserar den en mängd frågor om ansvar och om miljöbedömning innan systemet utformades om en fortsatt belysning av sakfrågan visar att problemet inte är försumbart. Den fråga om ansvar för planeringen som Staffan Westerlund och Björn Gillberg väckt i sina debattartiklar får en ytterligare dimension. Har operatörerna i sin lokalisering och i den tekniska utformningen på ett försvar-

²⁶⁸ SSI:s hemsida. Tolkningen baseras på att påstående om en MKB enligt miljöbalken som skall prövas av kommunens miljö- och hälsoskyddsnämnd måste innebära att SSI anser att ett mastärende skulle innebära miljöfarlig verksamhet. Missförstånd runt MKB och kommunal prövning kan i och för sig också föreligga.

²⁶⁹ Dagens Nyheter 2004-09-08. Detta avsnitt är tillagt 2004-09-09 i samband med slutredigering av rapporten. Den debatt som kan komma att uppstå i spåren av DN-artikeln har således inte kunnat beaktas.

²⁷⁰ Informationen om blixtnedslag och påverkan på omgivningen är hämtade från en telefonintervju med Dr Vernon Cooray, High Voltage Institute, Uppsala Universitet gjord av Emmelin 2004-09-09. För diskussionen av ansvarsfrågor och planerings- och MKB-aspekter svarar författarna till denna rapport däremot ensamma.

bart sätt beaktat risker och olägenheter? Frågan är också om kommuner som gett bygglov till placering nära bebyggelse på något sätt kan anses medansvariga.²⁷¹ Vilket ansvar för olika förebyggande åtgärder på potentiellt berörda byggnader, hemelektronik osv åvilar egentligen operatörerna? Det förefaller inte orimligt att också fundera runt vilket ansvar PTS, som den i sammanhanget mest kompetenta myndigheten, kan anses ha.²⁷²

För det tredje aktualiserar problemet också ”försiktighetsprincipen”²⁷³. Utgör de uppgifter som framkommit om riskerna för och med blixtnedslag en giltig grund för att hävda något slags skyddsavstånd, vilket tidigare avvisats med avseende på elektromagnetisk strålning.²⁷⁴

För det fjärde uppstår – i vart fall under en period från det att problemen rönt bredare uppmärksamhet till dess att eventuella riktlinjer publiceras – frågan om kommunerna kan bordlägga ansökningar i avvaktan på kompletterande information.

Om riskerna med blixtnedslag visar sig vara icke försumbara pekar de också på en intressant principiell fråga rörande miljöbedömning, speciellt i form av ”typ-MKB” på masterna. Det är inte självklart att en sådan bedömning verkligen skulle ha uppmärksammat problemet. En förutsättning är rimligen att man skapar en MKB-process tydligt inriktad mot ”contingency analysis” dvs medvetet problemsökande. Sager²⁷⁵ har argumenterat för nödvändigheten av en sådan process i anslutning till en genomgång av stora nordiska infrastrukturprojekt t.ex. Hallandsåsfallet. En MKB-process inriktad mot kända konflikter t.ex. olika former av förordnanden i landskapet som idag framstår som det dominerande arbetssättet skulle inte med någon rimlig grad av sannolikhet ha uppmärksammat problemet. Om problemen visar sig vara betydelsefullt står vi således inför behovet inte bara av MKB utan av en reformerad MKB-process som verkligen är ”reaktiv” i meningen att den förmår reagera på alla de potentiella problem som en ny teknologi, lokalisering osv innebär. Om problemet med blixtnedslag å andra sidan visar sig vara mindre än vad den första uppmärksamheten antyder är detta ett exempel på en fråga som möjligen kunda ha belysts och på ett tydligt sätt avskrivits, eventuellt med vissa tekniska föreskrifter för speciella fall.

Vi har tagit upp denna fråga som ett exempel på ett principiellt problem. En process utan inledande central överblick och en därpå följande fragmenterad lokal tillståndsprocess löper alltid stor risk för att råka ut för denna typ av överraskningar.

Dolda anläggningar och oron för strålning

Vi kan konstatera att den oro för strålning från anläggningarna som kommer fram vid t.ex. samrådsmöten och får konkret uttryck i protester och överklaganden är svårhanterad. Den information som kommunerna fått av centrala myndigheter är dels att strålningen ligger på bråkdelar av rekommenderade gränsvärden dels att frågan om strålning inte skall prövas av

²⁷¹ Här uppstår rimligen två olika situationer: dels före publiceringen av information om frågan dels vad som sker efter detta: kommer råd och anvisningar att produceras av någon ansvarig myndighet.

²⁷² En variant av ansvarsfrågan som vi inte har analyserat är också vilket ansvar som uppstår om en markägare med hänvisning till egen eller andras säkerhet vägrar markupplåtelse och en tvångsvis upplåtelse som visar sig olämplig görs med stöd av den ändrade ledningsrättslagen.

²⁷³ Här avses den allmänna försiktighetsprincipen i Miljöbalken, inte ”myndigheternas försiktighetsprincip” som gäller elektromagnetisk strålning från t.ex. kraftledningar.

²⁷⁴ Det kommer att vara intressant att följa utvecklingen av t.ex. överklaganden, bordläggning för kompletterande information samt centrala myndigheters förmåga att hantera denna nya komplikation. Farhågan för blixtnedslag är genom publiciteten nu mera allmänt kända och ett behov av både auktoritativ och oberoende information och av vägledning uppstår.

²⁷⁵ Sager T (2001) A planning theory perspective on the EIA. In: Hilding-Rydevik T (ed) EIA, large development projects and decision making in the Nordic countries. Nordregio R 2001:6. Stockholm: Nordregio

kommunerna.²⁷⁶ Frågan om de eventuella vetenskapligt påvisbara effekterna av strålningen från 3G-systemets anläggningar skall lämna därhän.²⁷⁷ Frågan gäller här hanteringen av människors oro. Också här skall vi bara ge några kommentarer baserade på preliminärt material. Sammanfattningsvis framstår det som om människors oro inte kan behandlas som ett reellt fenomen. Om oron enligt ansvariga myndigheter är obefogad behandlas den i princip som icke existerande. Westerlund och Gillberg har hävdad att kommunerna har möjlighet eller eventuellt skyldighet att behandla den på ett indirekt sätt. Om fastighetsvärdet sjunker på grund av närhet till en mast skulle detta utgöra ett sådant enskilt intresse som kommunen skall väga mot t.ex. operatörens önskemål om en ändamålsenlig placering. Kommunen skulle då ställas inför två problem. Dels att avgöra på vilket avstånd en mast skulle komma att påverka fastighetspriset. I brist på erfarenhet från fastighetsmarknaden framstår det som en svår skönsbedömning. Dels att operatörernas planeringsmodell och den brist på flexibilitet som systemet har är svår att hantera för kommunen. Ju fler master som byggs eller fått bygglov desto svårare är det att flytta en viss mast dvs. systemet, som aldrig prövas samlat, står mot det enskilda fallet som prövas.

I ett antal fall har kommuner med något olika motivering försökt att med stöd av ”försiktighetsprincipen” hävda ett skönsmässigt avstånd mellan en mast och t.ex. elsanerade bostäder.²⁷⁸ Förutom att det tycks råda förvirring om försiktighetsprincipen²⁷⁹ så förefaller den i dessa fall sakna substans. Försiktighetsprincipen skall tillämpas om det inte kan anses orimligt att uppfylla försiktighetsmåten. Det ligger i en sådan princip natur att den inte kan vila på exakt kunskap. I de aktuella fallen har kommunen velat beakta oro genom att skönsmässigt anslå begreppet ”försiktighet” till ett visst avstånd. Mot detta står att operatören inte accepterar detta vilket förefaller ge operatören tolkningsrätten av vad som är rimligt.

När det gäller oron för strålning vill vi peka på ett annat problem i planeringssystemets hantering av 3G. Praxis har utvecklats att antenner och teknisk utrustning som monteras direkt på och i byggnader i bebyggd miljö inte kräver bygglov eller anmälan. Grunden för detta är att bygglov inte behöver krävas för sådana installationer som inte väsentligt ändrar byggnadens utseende²⁸⁰. Kraven på bygglov gäller t.ex. färg- och materialval. PBL innehåller en lång rad undantag beträffande bygglovskraven och kommunerna har i detaljplan och områdesbestämmelser möjlighet att både mildra och skärpa krav. Den politiska avsikten bakom bestämmelserna är att regleringar som upplevs som befogade i olika miljöer och en rimlig ärendehantering uppnås. Det rör sig här främst om en fråga om den bebyggda miljöns estetik. Operatörerna har vid uppbyggnaden av GSM-systemen redan utvecklat en uppfinningsrikedom för att med design och färgval få utrustning att smälta in visuellt i olika bebyggelsemiljöer.²⁸¹ Att frågan

²⁷⁶ Den information som gått ut diskuteras närmare i Emmelin & Söderblom op cit.

²⁷⁷ Möjligen kan det påpekas dels att de åberopade gränsvärdena faktiskt inte har karaktär av beslutade normer dels att de avser akuta effekter.

²⁷⁸ Ett fall i Uddevalla har t.ex gällt ett försök från kommunens sida att beakta oron för strålning genom att hävda ett avstånd på 500 m från en elsanerad bostad. Ärendet har upprepade gånger återförvisats till kommunen för bättre prövning bl.a. genom regeringsbeslut 2002-01-10.

²⁷⁹ Det som åberopas i dessa fall förefaller vara den allmänna princip som svensk miljöpolitik skall vila på och som slås fast i Miljöbalkens kap 2 så finns det en specifik ”myndigheternas försiktighetsprincip” som avser elektromagnetisk strålning från kraftledningar.

²⁸⁰ Mera formellt är det fråga om vad som regleras enligt PBL 8kap 3§ om bygglov i områden med detaljplan. Bygglov krävs om ändringar görs av byggnader ”som avsevärt påverkar deras yttre utseende”. Kommunen kan emellertid besluta om villkor för att bygglov inte skall krävas. Det vore av intresse att närmare se på hur denna fråga hanterats t.ex. om explicita beslut om vilka villkor som skall vara uppfyllda föreligger.

²⁸¹ Anekdotiskt har vi också från olika initierade fått höra om mera avancerade åtgärder än design t.ex. att kamouflera anläggningar som skorstenar, flaggstänger osv i fall där man av olika skäl inte kunnat smyga in utrustning eller fått avslag på bygglov. Några fall som uppmärksammats formellt har gällt när utrustning utformats

om bygglov av och till har tänjts ganska långt av vissa operatörer har ett antal ärenden visat.²⁸²

Om man ser frågan om dold utrustning enbart som en fråga om den bebyggda miljöns estetik vore detta inget att ha synpunkter på; förfarandet överensstämmer med PBL och lagstiftarens intentioner. Emellertid tillkommer frågan om allmänhetens oro för strålning. Genom att dölja utrustningen minskas uppmärksamheten på hur vanligt förekommande olika antenner och annan utrustning för mobiltelefoni är i stadsmiljön. Sett ur operatörernas och det officiella perspektivet är detta naturligtvis en fördel: allmänheten oroas inte i onödan. Kommuner som inte kräver vare sig bygglov eller anmälan kommer att sakna kunskap om var anläggningarna finns. Frågan är om kommunerna då kommer att kunna uppfylla skyldigheterna att tillhandahålla information om miljön i enlighet med Århuskonventionen?²⁸³ I en dom har miljödomstolen som påpekats ovan hävdad att verksamheten inte är att anse som ”miljöfarlig verksamhet” i Miljöbalkens mening och att kommunen därmed inte har tillsynsansvar. Landskrona kommun som förelagt en operatör att meddela var alla basstationer är belägna för att kunna informera om detta har därför enligt domstolen gjort fel.²⁸⁴

Avslutande reflexioner

3G-exemplet är ett exempel både på bristerna i initial prövning – avsaknaden av strategisk miljöbedömning – och på att prövnings- och planprocesserna kan göras till syndabock för förseningar som egentligen beror av helt andra faktorer. Men påståendena om försening får en omotiverad plausibilitet genom att de faktiskt är oklara och motsägelsefulla. Allmänhetens förtroende för planering och prövning kan också bli lidande av att systemen inte hanterar allmänhetens oro för strålning; riskerna med strålning är utdefinierade ur systemet snarare än hanterade.

Kompletterande prövning enligt PBL & MB men med möjlighet till motstridiga resultat

Bygglov enligt PBL för anläggningen garanterar inte miljölov enligt balken för verksamheten eller vice versa. Detta är inte enbart en lagteknisk fråga om harmonisering av MB & PBL. Problemet löses således inte nödvändigtvis genom att t.ex. flytta all prövning till MB, och låta miljönämnden eller domstol avgöra även planfrågor, eller till PBL genom att inkludera verksamhetens miljö- och hälsofrågor i anläggningens placeringslov. Detta kunde säkert bidra till att bredda analysen inför båda typerna av beslut, om beslutsorganen kompletteras när det gäller kompetens i respektive sakområde, men det skulle fortfarande handla om ad hoc prövning av enstaka fall. Det handlar djupare om att samhället behöver lagstiftning både för bevarande och för att styra förändringsprocesser. Vidare handlar det om behovet av planering på regional

som flaggstänger. I vissa fall skall enligt uppgift bygglov ha sökts för falska strukturer t.ex. skorstenar. Om detta verkligen förekommer och hur vanligt det i så fall är vore intressant att undersöka närmare.

²⁸² Länstidningen i Östersund visade t.ex. bilder av en anläggning på och i en skola i Åre som inte med någon rimlig definition skulle kunna anses falla inom ramen för att inte väsentligt ändra byggnadens utseende. LT 2003-09-27. Operatören, Telia Sonera, hävdade dessutom till tidningen att utrustningen inte var bygglovspliktig pga ett avtal med Stockholms kommun som skulle gälla också i övriga landet! (Uppgiften om detta verifierad enbart genom samtal med journalisten på LT Elisabet Rydell-Janson.)

²⁸³ Eftersom konventionen ännu inte är implementerad i svensk lagstiftning är frågan svår att analysera. Socialstyrelsen har till landets kommuner sänt ut ett cirkulär där det dels sägs att anläggningarna varken är lov- eller anmälningspliktiga (något oklart enligt vilken lagstiftning) dels att de har tillsynsansvar. Hur tillsyn eller upplysning skall klaras för utrustning som man inte känner ens till placeringen kan framstå som något dunkelt.

²⁸⁴ Domstolens beslut baseras på SSI:s bedömning att strålningen inte utgör en hälsofara. Eftersom denna bedömning enbart grundar sig på akuta effekter förefaller domstolen ha gjort en mycket stark insnävring av vad som anses vara miljöfarlig verksamhet. Domen är överklagad av Landskrona kommun. SSI påpekar för övrigt att effekten omedelbart framför en sändare kan nå sådana värden att akuta effekter kan uppkomma vilket medför ett ansvar att ta hänsyn till sotares och plåtslagares arbetsmiljö.

nivå kompletterat av behovet av en fungerande översiktsplanering som skapar beredskap för att hantera mastfrågorna som ett sammanhängande geografiskt mönster av infrastruktur och inte enbart som om systemet bestod av från varandra oberoende, enskilda objekt. Då kan frågor om närhet till bebyggelse, hinder för lämplig bebyggelseutveckling, landskapets utveckling, behovet av noder i systemet, områden med starkt behov av samverkan vid noderna etc. bedömas och principer för hanteringen av detaljfrågor läggas fast.

Bristen på överordnad analys dvs. SMB

Behovet av en överordnad strategisk analys där vägning på nationell nivå av de olika motstående intressena kunde göras. I 3G-fallet skulle sådan vägning förmodligen inte ha resulterat i att man avstod från själva utvecklingen. Som påpekades ovan skulle de motstående intressena mot miljön med all säkerhet ha överflyglat de relativt allmänna och vaga miljöintressen som faktiskt skulle ha kunnat framföras mot systemet som helhet. Snarare är argumentet att man kunde åstadkommit en mera realistisk utbyggnadstakt, en utformning där konkurrensideologi vägts mot de miljövinster som kunde uppnås genom samverkan, samt samordnade råd eller riktlinjer för senare prövning på regional och lokal nivå. Vinsten skulle således ligga i både en ur miljösynpunkt bättre utformning och en effektivare utbyggnad och – så som operatörerna nu beskriver samlokalisering²⁸⁵ – ett bättre utformat system.

Behovet av ”typ-MKB”

Som led i att effektivisera underliggande prövning skulle ”typ-MKB”, med internationell terminologi ”class assessment”, kunnat utformas. Hur sådan skulle göras kommer att undersökas i ett projekt inom forskningsprogrammet ”Miljöstrategiska verktyg, MiSt”

Effekterna av en icke fungerande process

Problemen kunde undvikas/minskas genom en fungerande SMB-process om denna också omfattade den nivå som beslutet om utbyggnadsprogrammet ligger på. (Införandet av SMBdirektivet i svensk lag medför att så inte blir fallet.) Att 3G systemets förseningar i Sverige beror på miljöprövning och kommunal byråkrati är en vanföreställning som kan tjäna tre syften: operatörerna använder argumentet för att ta sig ur licensvillkoren, de delar av statsapparaten som medverkade till att ge systemet en orealistisk form får en syndabock liksom de intressen som använder 3G som exempel på att planering och miljöprövning är ett hinder för teknisk och ekonomisk utveckling.

Är 3G-systemet värt forskning?

Utbyggnaden av infrastrukturen för 3G-systemet är principiellt intressant långt utöver de konkreta planerings- och miljöproblemen. Den illustrerar hur ”hållbar utveckling” hanteras i praktiken. Teknik och utvecklingsoptimismen har inte på något påvisbart sätt balanserats mot miljöintressen. I 3G är dessa avvägningar flyttade ned till kommuner och länsstyrelser.²⁸⁶ Besluten om 3G illustrerar det strategiska beslutsfattandets centrala dilemma: avvägningen mellan ”att våga och att väga”. Underlaget för ”att väga” var och är inte enkelt. Tekniken för 3G saknas på avgörande punkter när beslutet fattas: gemensam standard är inte beslutad och själva ”telefonerna” finns inte. En ”killer application” dvs. tillämpning som skulle få kunder i stor

²⁸⁵ Argumentet att samlokalisering medför en förbättring också för konsumenterna anförs i den ovan refererade skrivelserna från operatörerna till PTS om ändrade villkor.

²⁸⁶ Utan att det dock finns några formella redskap för att hantera dem och där risken för skadestånd ruvar över både kommun och länsstyrelse, oavsett hur de agerar.

skala över från GSM-systemen saknas möjligen fortfarande.²⁸⁷ Bevarandebestånden och miljöproblem å andra sidan är svårgräpbara och starkt värdeladdade. ”Att våga” har dominerat mycket starkt över ”att väga”. Oavsett om man är för eller emot utbyggnaden framstår hanteringen hittills som påtagligt långt från ideal om rationellt beslutsfattande och från den hörnsten i svensk miljöpolitik som kallas sektorsansvar. 3G-fallet är därför ett på flera sätt intressant fall för forskning om miljö och strategiskt beslutsfattande.

Frågan om en ”strategisk miljöbedömning” kunde ha gjorts och skulle ha medfört en annan utformning av regelverk, ”skönhetstävling” och utformningen av 3G-systemets infrastruktur är en intressant kontrafaktisk fråga som är värd att belysa.

²⁸⁷ Att så var fallet tycks förespråkare och kritiker på ett intressant sätt varit överens om tidigare; överföring av bilder marknadsförs nu som en tjänst som motiverar övergång. Huruvida detta är av sådan dignitet att det påverka regional utveckling kan kanske diskuteras.

Kap 8. Regeringens tillåtlighetsprövning – en balans mellan tidig etableringsbedömning och legal hindersanalys?

Regeringen prövar omfattande verksamheter för att avgöra om dessa alls ska tillåtas i vårt land. Tillåtligheten avgörs med politiskt ansvar och genom en bred bedömning, bl.a. av verksamhetens betydelse för regional utveckling, miljöpåverkan och sysselsättning.

Miljöbalken har ökat såväl antal som kategorier verksamheter som ska prövas och den formella hanteringen har reglerats närmare. Grunderna har preciserats för att bedöma miljöfrågor, men inte för övriga politikområden. Regeringens uppdrag att ge tidigt politiskt besked om samhällets syn på etableringen av omfattande exploateringar har i och med miljöbalken blivit mera en juridisk hindersprövning av miljöfrågor. Frågan är om det ena måste utesluta det andra.

Den juridiska hindersanalysen leder till krav på detaljkunskap i allt för tidigt planeringsstadium. Det ökade antalet ärenden och den ökade komplexiteten ger en belastning på beslutsorganisationen inom regeringen och utom. Dessa omständigheter leder till oförutsägbar tidsutdräkt och metodmässigt dålig planering för företag, statliga verk, kommuner och enskilda. I förlängningen uppstår farhågor för att angelägna etableringar lämnar landet. Frågan är hur regeringsprövningen ska gå till, med bibehållet syfte och självklara krav på laglighet och effektivitet. Vi ska dels kort beskriva problemställningarna, dels ge ett historiskt perspektiv på regleringen av prövningen.

Bakgrund

Regeringen har sedan 1971²⁸⁸ varit ansvarig för att bedöma om vissa typer av omfattande och störande verksamheter eller åtgärder ska tillåtas på viss plats²⁸⁹, med tanke på dess miljöskador men också betydelse för näringsliv och kommunal utveckling. Regeringens bindande beslut om tillåtligheten följs av olika myndigheters tillståndsbeslut, som preciserar villkor för hur verksamheten ska genomföras. Regeringens avgörande av tillåtligheten ska komma i tidigt skede, för att kunna styra verksamhetens utveckling men också för att ge samhällsekonomiskt viktig planeringstrygghet i dessa omfattande projekt; landets mest komplexa fall typiskt sett. Syftet att lägga avgörandet av tillåtligheten hos regeringen, och inte domstol eller lokal/regional myndighet, var att få både ett nationellt och ett politiskt ansvar för lämplighetsbedömningarna. Denna typ av ansvar ansågs rimligt för avgörandet av nationella hushållningsfrågor av denna övergripande och/eller strategiska karaktär. Ingen ändring har formellt

²⁸⁸ Prop. 1972:11, bilaga 2, s. 301 och 360 ff.

²⁸⁹ Prövningen byggde inledningsvis på principen att regeringen bedömde om den föreslagna lokaliseringen och verksamheten kunde godtas, dvs. utan redovisning av alternativa platser. Idag krävs normalt redovisning av ett eller flera lokaliseringalternativ jämte utformningsalternativ. Det är också möjligt – med stöd av 6 kap 7 § miljöbalken – att begära redovisning av andra sätt att nå syftet.

gjorts i dessa utgångspunkter när prövningen överförs till 17 kap miljöbalken²⁹⁰. Det innebär att lämplighetsbedömningen alltså ligger nationellt och på den politiska instansen regeringen. Som jämförelse kan tas Danmark, där motsvarande uppgift ligger kvar hos Riksdagen som bl.a. utfärdat ”lagen om Öresundsbron”.

Regeringens prövning omfattar två delar: den politiska lämplighetsbedömningen av etableringen samt en mera formellt bunden prövning om det finns legala hinder mot att platsen tas i anspråk och verksamheten bedrivs som föreslagits. Sådana legala hinder utgörs idag huvudsakligen av följande: försämring av det allmänna hälsotillståndet, överskridande av miljökvalitetsnormer med bindande karaktär, skada på Natura 2000 då det finns alternativ lokalisering, påtaglig skada på riksintresse (om inte verksamheten likaledes är av riksintresse), skada på nationalstadspark samt oförenlighet med kommunal detaljplanläggning. Frågan om lämpligast instans med avseende på den utökade juridiska hindersprövningen har inte varit föremål för närmare diskussion i förarbetena.

Tillåtlighetsprövning gällde ursprungligen miljöfarlig verksamhet, som massafabriker, kemikaliefabriker och förbränningsanläggningar, samt vattenverksamhet²⁹¹ som t.ex. grundvattentäkter, och numera även infrastruktur som t.ex. vägar med minst fyra körfält och 10 km sträcka, samt slutligen även alla typer av aktiviteter som kan mer än obetydligt skada Natura 2000. Sedan infrastrukturärendena blev tillåtlighetspliktiga 1999 har drygt 20 ärenden av detta slag prövats. Nya eller omfattande industrier som kräver tillåtlighetsprövning kan inte antas vara många per år. Eftersom tillämpningen av Natura 2000 ännu inte tagit fart, är det svårt att bedöma den samlade omfattningen av regeringsärenden framöver.

Regeringens tidiga bedömning av tillåtligheten har införlivats i de ordinarie beslutsprocesserna, men på olika sätt för olika slag av verksamheter. Miljöfarlig verksamhet och vattenverksamhet förprövas av domstol, varefter regeringen tar ställning med stöd av domstolens yttrande. Dessa verksamheter är således långt komna i sin planeringsprocess. När det gäller infrastrukturprojekt kommer bedömningen mellan planeringsprocessens steg två (utredning av alternativa lokaliseringar) och steg tre (planläggning av linjen), som sedan följs av projektering och bygghandlingar. Ansökan om miljöfarlig verksamhet kan planeringsmässigt anses ligga ungefär mellan steg tre och fyra vid jämförelse med infrastruktur. När det slutligen gäller tillåtlighetsbedömningen för Natura 2000 kan det behövas mycket specialiserad kunskap för att avgöra om skada kan tillåtas och dessa verksamheter behöver i vart fall när det gäller inverkan på natur vara detaljerat beskrivna.

Regeringens avgörande ska grundas på en allsidig bedömning av samtliga relevanta politikområden och verksamheten prövas med tanke på sysselsättning och andra sociala aspekter liksom allmänna intressen som försvar, miljö, kommunikation, energiförsörjning och andra strukturfrågor men också med beaktande av samhällsekonomi allmänt (t.ex. regional utveck-

²⁹⁰ I förarbetena framfördes att det alltså var viktigt att regeringen kan utöva politisk styrning av vissa beslut inom ramen för gällande rättsregler, med politiskt ansvar för viktiga verksamheter som har betydelse för samhällsplaneringen, och med bäst förutsättningar att inom ramen för bindande regler göra de samlade lämplighetsbedömningar som krävs. Se närmare prop. 1997/98:45 del 1 s. 436–437.

²⁹¹ Vattenverksamheten skilde sig från tillåtlighetsbedömning av miljöfarliga verksamheter, eftersom prövningen baserades på vattenlagen och inte de särskilda bestämmelserna om tillåtlighetsprövning. Regeringen skulle för vattenverksamheterna således tillämpa samma bedömningsgrunder som domstolen, dvs. vattenlagen. Eftersom vattenlagen innehöll dels krav på beaktande av allmänna planeringsvillkor, dels på tillämpning av hushållningsbestämmelserna, var skillnaderna måhända inte så omfattande. Detta kan dock vara en fråga att fördjupa i andra sammanhang än denna förstudie. Ytterligare en skillnad var att regeringen mera överprövade vattenverksamheten, efter domstolen, medan man förprövade miljöfarlig verksamhet, före Koncessionsnämnden, men efter densnas beredning av ärendet.

ling). Verksamhetens konsekvenser behöver således redovisas med avseende på alla berörda politikområden, men enbart området miljö har uttryckligt krav på beslutsunderlaget när det gäller innehåll och procedur genom kraven på miljökonsekvensbeskrivning och -bedömning.

Tillämpningen

Ärendena om tillåtlighet omfattar som redan framgått en bred flora verksamheter, åtgärder och aktiviteter. De berör i princip alla slag av politik- och sektorsområden och spänner ofta över geografiskt stora områden, så att mycket människor, flera kommuner och statliga organ berörs. De är typiskt sätt komplexa och kunskapsmässigt komplicerade, omfattande och dyra. Det ställer samlat avsevärda krav på hanteringen inför beslut. Tillämpningsproblem är i detta perspektiv inte oväntade, men det gör det än mera angeläget att undvika onödiga problem i tillämpningen. Det är den typen av problem vi söker i förstudien.

Myndigheter utan kapacitet att handlägga?

Järnvägsspåret Citytunneln från Öresundsbron genom Malmö illustrerar att det är problem med en alltför hög ärendebelastning hos beredningsmyndigheter, i detta fall också med uppenbart bristande beredskap i regeringskansliet för att ta hand om ärenden. Kommunalrådet Ilmar Reepalu säger i en intervju²⁹² att beredningen i miljödepartementet dragit ut på tiden bl.a. för att handläggare varit barnlediga eller sjukskrivna. Det är givetvis inte enda skälet till att regeringens ja behövde två år²⁹³, trots en förberedande process på drygt fem år som var grundad på ännu längre förberedande planering. Det är dock anmärkningsvärt att landets enda beslutsinstans för särskilt omfattande och komplicerade (och dyra) projekt inte fungerar när en handläggare behöver vara borta från arbetet av högst normala och väntade skäl. Kapacitet att handlägga kan typiskt sett hanteras genom att öka resurserna eller minska belastningen. Miljöbalkskommittén förordar den senare varianten²⁹⁴, och föreslår att endast infrastruktur finns kvar som obligatoriska regeringsärenden jämte Natura 2000²⁹⁵.

Ett annat perspektiv på myndigheternas betydelse för processernas längd och prövningens innehåll är när, hur och av vem sakfrågor bevakas. I prövning²⁹⁶ av oljeraffinaderiet Scanraff i Lysekil var fråga om Natura 2000 (Gullmarsfjorden) kunde påverkas av verksamheten. Länsstyrelsen hade under MKB-proceduren godtagit beskrivningen av påverkan på vattenmiljön, med slutsatsen att det var uppenbart en försumbar påverkan jämfört med övriga källor. Naturvårdsverket m.fl. framförde dock erinran i andra instans. Resultatet blev att delar av MKB-processen fick tas om och prövningen starta om i första instans. Exemplet illustrerar svårigheten för verksamhetsutövare att fånga alla viktiga frågor tillräckligt tidigt, när ansvariga myndigheter dels ger olika besked och dels skiljaktigheterna inte uppdagas förrän när prövningen är långt gången och inte, som lagstiftaren förutsatt, under de tidiga samråden för MKB. Frågan om myndigheternas möjlighet att rent faktiskt delta i alla ärenden enligt 17 kap MB återkommer nedan.

Lagom beslutsunderlag?

Tidsåtgången för Citytunneln i Malmö påverkades också av att beslutsunderlaget kompletterades i tre omgångar, med förnyad offentlighet av materialet varje gång. Delar av Botniabanan har motsvarande erfarenheter, liksom flertalet prövningsprocesser av något omfattning. Den stegvisa kompletteringen illustrerar svårigheten att bedöma i tidigt skede vad som alls är besluts-

²⁹² Sydsvenska Dagbladet 7 mars 2003.

²⁹³ Den genomsnittliga handläggningstiden är 22,8 månader enligt SOU 2003:124, avsnitt 5.4.

²⁹⁴ Alternativet, att utreda om syftet med prövningen kan uppnås på ett mera effektivt sätt, främst genom att förbättra beredningsprocessen, har uteslutits med motivet att det fordrar en omfattande utredning.

²⁹⁵ SOU 2003:124, avsnitt 5, SOU 2004:38, avsnitt 6.

²⁹⁶ Dom den 21 januari 2004 i M 326-01, Svea hovrätt, Miljööverdomstolen.

relevant och när det kan anses vara tillräckligt beslutsunderlag, särskilt i en planeringsprocess för stora projekt som är under ständig utveckling. Men det visar också att det är svårt för myndigheterna att hålla sig på rätt plannivå. Regeringsprövningen har tidigare avsett mer eller mindre detaljerade beskrivningar av konkreta projekt. Nu avser den en tidig plannivå av något som inte är en färdigtänkt verksamhet eller åtgärd ännu. Erfarenheterna av utredningarna för Citytunnel såväl som Botniabana liksom ett antal vägprojekt illustrerar även hur redovisning med högre detaljeringsgrad i någon sakfråga öppnar för efterfrågan av motsvarande detaljkunskap inom andra sakområden. I den mån det är hinderfrågor måste detaljerna självfallet klarläggas så långt det behövs för att kunna avgöra om hindret är hanterligt eller absolut. För annat än hinderfrågor kan dock beslutsrelevansen ifrågasättas och frågan blir då hur sökanden kan hantera kraven på komplettering, från myndighet och från regering. Av resursskäl är det angeläget att verksamhetsutövaren, i vart fall för statliga projekt som drivs med skattemedel, överväga krav på komplettering och vid behov ifrågasätta nyttan av ytterligare utredningsresurser och dess betydelse för kostnaderna även till följd av tidsåtgången. Förberedelsen för Citytunneln uppskattades vid tillåtlighetsbeslutet till 1,3 miljarder och kostnaden för projektet uppgick till 8,8 miljarder i 2001 års penningvärde. Fördröning på grund av tidsutdräkt torde vara betydande. I sammanhanget vore av värde att utvärdera om kraven på komplettering driver planeringen vidare så långt, att det inte längre blir möjligt att tala om tidiga besked. I så fall är vi tillbaka på ruta ett, före tiden för 136 a §, då det inte var möjligt att få ett tidigt besked. Frågan återkommer i nedan.

I målet Scanraff återförvisade Miljööverdomstolen prövningen av tillåtligheten till miljödomstolen, med det uttryckliga motivet att bedömningen inte kunde göras mindre omfattande vid tillåtlighetsprövning när det avsåg miljöfrågor än vid tillståndsprövning²⁹⁷. Miljödomstolen²⁹⁸ hade tidigare gjort en mera övergripande bedömning, i princip med det motsatta motivet. Vidare slår hovrätten fast att beslutsunderlaget inte kan vara mindre omfattande och måste vara det samma som för efterföljande tillståndsprövning. En reflektion om detta är att miljöbedömningar²⁹⁹ icke kan godtas för tillåtlighetsprövning, utan att en färdig projekt-MKB är nödvändig. Fallet nu praxis, vilket innebär att det sätter en ribba som verksamheten ska över inför domstols bedömning av tillåtligheten. Frågan är dock om fallet kan användas även vid regeringens tillåtlighetsprövning, i den mån regeringsprövningens politiska drag gör den annorlunda än domstolarnas prövning. En sådan fördjupad analys ryms inte inom denna förstudie, men noteras bör att Miljöbalkskommittén kan antas ha tagit ställning för att det inte är skillnad³⁰⁰.

Högarna växer?

Inte bara nya och omfattande infrastrukturprojekt får utdragen handläggning, utan även tämligen enkla och okontroversiella projekt tar lång tid. Genom nationalstadsparken Haga-Brunnsviken i Stockholm går idag kraftledningar, vars koncession (tillstånd) löpte ut 2000. I avvaktan på finansiering för att kunna gräva ned kablarna behövdes förlängning (till 2016) av den tid kablarna får finnas genom parken. Ledningarna behövde därvid prövas på nytt enligt ellagen. Regeringen förbehöll sig den 10 juni 1999 rätten att pröva fortsatt ledningsdragning i parken även enligt 17 kap miljöbalken. Handlingarna blev kompletta 2001. Regeringens besked om ledningarna ska få finnas kvar har efter tre år ännu inte kommit. Innebörden av det i princip rättslösa tillståndet för ledningarna är oklar. Syftet med att väcka krav på en regeringsprövning kort innan tiden löpte ut blir också svårförståeligt, när ärendet sedan får vila ett antal

²⁹⁷ Typiskt sett avser tillåtligheten frågan om ja eller nej, medan tillstånd närmare reglerar förutsättningarna för att genomföra och driva en tillåten verksamhet.

²⁹⁸ Vänersborgs tingsrätts, miljödomstolen, dom den 18 oktober 2002 i M 326-01.

²⁹⁹ Dvs. konsekvensbedömningar med sin grund i direktivet om miljöbedömning av planer och program, se kapitlet om MKB.

³⁰⁰ SOU 2003:124, avsnitt 5.

år. Det kan rent av anses absurt med tanke på det övergripande syftet med regeringsprövningen, att ge tidigt besked inför omfattande investeringar. En revision av systemet med regeringsprövning, med beaktande av de ekonomiska konsekvenserna av systemet, kunde ge stöd för att precisera formerna för handläggning och även ange rimliga tider för olika skeden. Det finns exempelvis länder där överskridande av viss tid innebär att myndigheten ska antas ha godkänt projektet.

Meningsfulla samråd och beslutsprocesser?

När det gäller proceduren kan beträffande samråden följande vara värt att notera. Planeringen pågår för Citybanan i Stockholm, som enligt regeringsuppdraget december 2000 ska hantera kapacitetsbristen för spårbunden trafik genom centrala Stockholm. Förstudien med tidiga samråd pågick under 2001, järnvägsutredning med utökade samråd och utställelse har bedrivits under 2002 – 2003, under vintern 2003-2004 genomfördes beredningsremissen inför regeringens prövning av tillåtligheten. Förslag till lösning av kapacitetsbristen, med ungefärligen samma innehåll, har tillhandahållits berörda aktörer vid tre tillfällen och sammanlagt under cirka sju månader. Flera aktörer har reagerat över de återkommande samråden och efterfrågat nästa steg i beslutsprocessen, med ifrågasättande av syftet med ytterligare samråd i, som det uppfattas, samma fråga.

Syftet med och utformningen av de olika offentlighetsskedena behöver analyseras, så att meningsfulla samråd kan skapas. Exempelvis beredningsremissen, vilken handläggs av det ansvariga centrala verket (Banverket i detta fall), saknar formell reglering. Äldre rutiner inom regeringskansliet används som stöd. De rutinerna skapades emellertid vid en tid då det varken fanns procedur för järnvägsplaneringen eller en formaliserad samrådsprocess för MKB. Behovet av beredningsremiss, liksom bedömning av vad som är rimlig tid för (den fjärde omgången) yttranden, kan med den utgångspunkten ifrågasättas. Vid analys av de samlade samråden bör uppmärksammas att samråd även fortsatt ska hållas, för planläggning av järnvägen, för stadens detaljplanläggning samt för en lång rad verksamheter och åtgärder som ska prövas av andra myndigheter. I fallet med Botniabanan uppgår antalet ärenden, var och en med minst ett och sannolikt två och ofta fyra samråd, till ofattbara tusentalet. Det vore sannolikt av stort värde för samhället att utvärdera miljönyttan av procedurerna jämfört med kostnaden för dem. En jämförelse kunde avse andra sätt att skapa samtalsarena för människor och nytta för hälsa och miljö med motsvarande summa.

Närmare om formella och praktiska utgångspunkter

Tidigare avsnitt har översiktligt beskrivit de formella utgångspunkterna och här fördjupas en del av dessa. Urvalet bygger på de problem som här identifierats och beskrivningen ger således inte en total bild av de formella krav som gäller.

Regeringsprövning då och nu

Prövningens grunddrag av etableringsprövning är den samma idag som när byggnadslagen 1972 fick 136 a §, vilket är tillåtlighetsprövningens ursprung³⁰¹. En etableringsprövning ska genomföras i tidigt skede, innan för mycket investeringar har gjorts i planeringen. Tendenserna till förändring i prövningssystemet är dock tydliga: regeringen kommer in allt senare (när mycket redan låsts) och det blir allt mera fokus på detaljer (i stället för strategier) och på miljöfrågor (mera sällan politiska ställningstaganden till lokal utveckling och näringsliv). Tabellen nedan bygger på lagtext och förarbeten och kan underlätta en översikt. I de följande avsnitten beskrivs några av förhållandena närmare. I tabellen noteras inom parentes vilka om-

³⁰¹ Prop. 1972:11.

ständigheter som skiljer sig när det gäller vattenverksamhet³⁰². En fråga att uppmärksamma är att det är prövningen av vattenverksamhet som huvudsakligen stått modell för miljöbalkens system, och en närmare analys av betydelsen av detta kan ge stöd för att utveckla systemets funktion.

	BL 136 a §	4 kap NRL	17 kap MB
Syfte med prövning	Politisk ställning i tidigt skede till föreslagen lokalisering. (Vatten – överprövning av domstols bedömning)		Politiskt val i tidigt skede mellan olika lokaliseringar.
Vilka verksamheter prövas?	Industriella. (Omfattande resursförbrukning av vatten)		Industriella jämte omfattande resursuttag. Infrastruktur.
Vad prövas?	Om föreslagen verksamhet ska medges. Var lokalisering i så fall är lämplig. Villkor för att verksamheten ska få fullföljas, t.ex. kompensation för andra allmänna intressen som anläggande av väg etc.		Om föreslagen verksamhet kan medges. Var lokalisering i så fall är lämplig, med val mellan rimliga alternativ. Villkor för att verksamheten ska få fullföljas, möjligen med mera fokus på driftförhållanden än kompensation.
När sker prövning?	Tidigt i projektets utvecklingsprocess. (Efter prövningen av ett färdigt projekt)		När MKB-processen avslutats (industri). Efter samrådsprocessen för MKB för lokalisering men före slutlig MKB för planläggningen (infrastruktur).
Vilka är prövningsgrunderna?	Fysiska riksplaneringens av Riksdagen beslutade men icke bindande riktlinjer. Jämför t.ex. miljö-kvalitetsmå-lens status.	Hushållningsbestämmelser i 2-3 kap som motsvarar 3-4 kap MB. Föreskrifter för skyddade områden. (Vattenlagen tillför krav på t.ex. samhällsnytta, hänsyn till konkurrerande intressen, beak-	Hushållningsbestämmelserna 3-4 kap MB. Föreskrifter för skyddade områden (nyhet är bl.a. Natura 2000). Stoppregler hälsa och miljö (2 kap 10 § MB). Hänsynsreglerna (allmänna i 2 kap MB och specifika för vissa åtgärder, se 11, 12 och 16 kap MB). Miljökvalitetsnormer 5 kap MB.

³⁰² Det gäller dels (men i mindre mån) prövningsgrunderna, dels proceduren där turordningen var något annorlunda. Regeringens prövning kom i senare skede än för miljöfarlig verksamhet, efter vattendomstols tillstånd, och hade mera karaktär av ratificering än bedömning av tillåtlighet.

		tande av allmänna planerings-synpunkter)	Portalparagrafens tolkningsimperativ 1 kap 1 § MB (med stöd av miljö kvalitetsmål).
Hur går proceduren till?	Oreglerad planprocess. (Även för vatten) Ansökan till regeringen. (Vattendomstol) Oreglerad handlägningsprocess hos regeringen respektive koncessionsnämnden. (Reglerad handlägningsprocess hos vattendomstol)		Reglerad MKB-process och (för infrastruktur) även en reglerad planprocess. Ansökan till miljödomstol (industri). Sektorsplan såsom järnvägsutredning eller vägutredning (infrastruktur). Reglerad förberedningsprocess hos tillståndsmyndigheten (domstol resp centralt verk som t.ex. Enerimyndigheten). Oreglerad beredningsprocess hos centrala verk (t.ex. Vägverket, Banverket för infrastruktur). Reglerat yttrande av tillståndsmyndigheten resp. centrala verk till regeringen. Oreglerad handlägningsprocess hos regeringen.
Vad är beslutsunderlag?	Oreglerat.	Översiktsplaner och för vissa även en MKB. Ansökan. Remissynpunkter.	Översiktsplaner. Obligatorisk MKB, med samrådssynpunkter (minst två tillfällen, för infrastruktur tre). Ansökan resp järnvägsutredning, vägutredning eller motsvarande sektorsplan. Remissynpunkter från handläggningen vid tillståndsmyndigheten resp. centrala verks beredningsremiss. Yttranden med domstolens resp sektorns egna bedömning av hur reglerna uppfylls (men inte politiska bedömningar). Miljö kvalitetsmål

De huvudsakliga förändringarna till idag kan sammanfattas med att:

- prövningsplikten utökats med annat än verksamheter och åtgärder, dvs. planer för infrastruktur, vilka har annorlunda karaktär jämfört med industriprojekt men de har inte fått speciell reglering med tanke på detta,
- handlägningsprocedurerna är reglerade i flera olika steg, med olika hantering för olika slag av projekt och därmed olika lång eller omständlig procedur, men utan koppling till projektens inverkan eller egentliga behov av prövning,

- tidpunkten då regeringen kommer in i planeringen är senarelagd, efter en MKB-process i flera steg och handläggning av ansökan, med huvudförhandling eller motsvarande,
- prövningsgrunderna är mer preciserade när det gäller miljöfrågor men inte övriga aspekter,
- beslutsunderlagen är flera till antalet och, när det gäller MKB, har även ett mera preciserat krav på innehållet,
- regeringens handläggning sker inom miljödepartementet och inte ett tvärsektorielt departement som ansvarar för alla delarna av hållbar utveckling,
- reglernas namn är ”miljö” istället för ”hushålla”.

Det finns i regler och förarbeten inte stöd för allt för stora avvikelser från Riksdagens ursprungliga uppdrag till regeringen, att göra en politisk etableringsprövning utifrån alla politikområden. Den ursprungligen strikt ”frånstyrande” uppgiften att godta eller inte det förslag som förelades regeringen, har dock utvecklats mera åt det ”tillstyrande” hållet genom kraven på alternativa lokaliseringar. Det förtar på intet sätt uppgiften sin karaktär av etableringsprövning, tvärt om ökar det regeringens möjlighet att reellt pröva etableringen ur olika politiska perspektiv.

Tabellen visar dock tydligt ökad formalisering, både när det gäller procedur, bedömningsgrunder och beslutsunderlag. Vattenlagens modellstyrning av miljöbalken har förskjutit prövningstidpunkten, dvs. senarelagt den. Upplägget ifrågasattes av bl.a. Naturvårdsverket och Boverket i remissen av förslaget, men farhågan att regeringens prövningsutrymme omintetgjordes avfärdades med motivet att regeringen behövde utvecklat beslutsunderlag, dvs. en färdig MKB, och att det alltjämt var en tidig och politisk styrning³⁰³. Farhågan att vi är åter på ”ruta 1” vinner emellertid stöd av flera omständigheter, huvudsakligen den faktiska tidpunkten och den karaktär beslutsunderlaget och därmed verksamhetens detaljeringsnivå faktiskt har i prövningssituationen. Detta utvecklas i det följande.

De upprepade samrådsprocedurerna kombinerat med konstaterandet att prövningen sker efter avslutad projekt-MKB, öppnar för efterfrågan av strategisk miljöbedömning i tidigare plan-skede. En sådan synes dock inte vara möjlig att använda som beslutsunderlag, för det fall Scanraff-fallet ska anses omfatta även tillåtighetsprövningar av regeringen.

Mera detaljer efterfrågas numera i beslutsunderlagen (av såväl myndigheter som enskilda och regering). Det kan bero på att avgörandepunkten (hos regeringen) kommer senare, då fler detaljer förväntas vara kända. Det kan också bero på att MKB nu blivit allt mera detaljreglerat när det gäller innehållet. Det kan också bero på att regeringen måste pröva flera frågor av hinderkaraktär, eftersom det numera finns flera absoluta hinder för projekt, där den geografiskt mest utbredda frågan är Natura 2000. Det väcker, som nämnades i exemplen tidigare, aptiten hos andra sektorer för att få sina frågor belysta på samma nivå, om rätt det inte handlar om hinderfråga i den delen. I praktiken krävs ofta jämförbarhet i sak och detalj rakt över alternativen, för flertalet frågor, oberoende av dess relevans för beslutet om det ska vara tillåtet eller ej att gå vidare. Fallet Scanraff understryker trenden av senarelagd detaljprövning.

Miljöbalkskommittén framför att det ursprungliga syftet med tillåtighetsprövningen alltmer kommit i skymundan. Utvecklingen inom miljörätten, med mer omfattande och komplicerade regler, talar enligt kommittén för att regeringens handlingsutrymme är mera begränsat än tidi-

³⁰³ Prop. 1997/98:45 del 1 s 436, 442 f.

gare. Inte heller finns särskilda regler som gör det möjligt för regeringen att göra andra bedömningar i tillåtlighetsfrågan än de ordinarie prövningsmyndigheterna. Vidare framförs att det bör vara svårt för regeringen att undvika detaljerade rättsliga, naturvetenskapliga och tekniska frågor. Regeringen har inte heller samma funktion i prövningssystemet som tidigare, utan överprövningen görs hos miljödomstolar. Slutsatsen är att utvecklingen gjort det svårare att göra en tidig och övergripande bedömning av tillåtligheten.³⁰⁴

Prövningens karaktär är som synes en återkommande knäckfråga, dock knappast av legal eller teknisk art utan fastmer av just politisk art. Vad vill Riksdagen att regeringens prövning ska innebära? Vid debatten om detta förslag är det hög tid att ta ställning till syfte och funktion hos prövningen, och inte enbart fastna i detaljer och listor med verksamheter. En fördjupad studie bör uppmärksamma remissinstansernas svar på det förslag som lagts av kommittén.

Planeringsteknik för punkter och strukturer

Det är tekniskt ett komplicerat planeringsproblem, att presentera ett tillräckligt men lagom beslutsunderlag. Om planeringen drivs för långt kommer regeringens bedömning in för sent både för att påverka projektet och för att kunna ge exploatören den eftersträvade och legitima planeringstryggheten. Det är givetvis olämpligt att gå för långt, om syftet med regeringsprövningen ska vara det samma nu som förut. Ska syftet vara ett annat, är det angeläget att det i så fall kommer till uttryck i reglerna, så att aktörerna kan förhålla sig till de nya omständigheterna. Om planeringen avbryts för tidigt, är det svårt att identifiera de strategiska politiska frågorna som avgör lämpligheten av projektet men också eventuella detaljfrågor som kan utgöra absoluta hinder.

Det handlar om vitt skilda slag av aktiviteter som prövas av regeringen och planeringsmetoder kan behöva utvecklas för olika typiska kategorier. Infrastruktur (vägar och järnvägar i första hand) innebär särskilda svårigheter när det gäller att matcha beslutsunderlaget med det planeringsskede man de facto befinner sig i när regeringen ska in i ärendet. Det finns flera planeringsskedena är för övriga aktiviteter på listan (i vart fall fyra jämfört med två). Tillåtlighetsprövningen har kopplats till det andra steget, det översiktliga utredningsskedet av tänkbara korridorer som föregår den konkreta planläggningen av linjer, och detaljeringsgraden ska inte vara hög då men drivs som sagt i praktiken mot mer preciseringar och därmed låsningar. Utredningen avser dessutom omfattande geografiska områden och en mångfald sakfrågor att beakta. Det blir omfattande, dyra och svåra utredningar. Proceduren ställer också stora krav på aktörerna, eftersom det är många samrådstillfällen.

Det kan ge allvarliga följder för funktionen i planeringen att ”hoppa” mellan skedena, som erfarenheterna nu pekar på att man gör. En kommentar som nu är så vanlig i infrastrukturplaneringen att den inte längre väcker uppseende, är att ”vi gör en plan först, för att se vad vi ska ta med i utredningen”. Den sortens planering är mera låsande än problemlösande.

Processbekymmer – sena och sällsynta aktörer?

Planeringstekniken kompletteras av ett processbekymmer. Hindersfrågorna behöver normalt redovisas mera noggrant än övriga omständigheter, för att undanröja tvivel om att de inte utgör legala hinder. De sticker så att säga ut, från resterande översiktliga beskrivningar av planeringsförutsättningar och konsekvenser. De fungerar som lockbete för olika aktörer, vanligen i sena processskeden, som träder fram med krav på komplettering eftersom dess intresses frågor inte beskrivits på samma detaljningsnivå. Även detta driver planeringen vidare och det blir ett allt mera detaljerat beslutsunderlag för allt fler alternativ som läggs på regeringens bord. Det är inte bara onödigt och dyrt och fördröjer processerna, utan riskerar också att sätta

³⁰⁴ SOU 2003:124, avsnitt 5.3.

regeringen i ett hörn, där den politiska bedömningen bara kan bli en kopia av den expertbedömning som pekar ut lämpligaste alternativ ur visst miljöperspektiv. De politikområden som inte finns med i miljökonsekvensbeskrivningen har då svårt att komma till tals. Nyckelfrågan planteoretiskt är förmodligen att presentera alternativen jämförbart när det gäller alla beslutsavgörande och alternativskiljande frågor, utifrån regeringens uppdrag, samt att tydligt motivera varför övriga frågor varken behöver eller ska tas upp närmare.

Processproblem finns även av andra slag. Svårigheten med den ökade mängden projekt som miljöbalken aktualiserar för prövning är att rent praktiskt klara anstormningen av ärenden med godtagbar handläggningstid, inte bara hos centrala myndigheter utan särskilt i ett litet regeringskansli. När länsstyrelsen i Skåne län gjorde en manual³⁰⁵ för arbetet med MKB efterfrågades hos alla centrala aktörer deras syn på sitt deltagande i samrådsprocessen. Inte ens för regeringsärenden bedömde alla myndigheterna att det fanns kapacitet att delta. Det inger betänkligheter, med hänsyn till samrådets funktion att berika beslutsunderlaget och de statliga myndigheternas uppgift ge stöd till regeringen, i den breda mångfalden av frågor som måste hanteras inför beslutet.

Svårigheten är således också, på grund av ärendenas avsevärda omfång liksom mångfalden av ärendetyper och olikartade sakfrågor, att bemanna organisationerna på sådant sätt att det ger tillräckligt god kvalitet i samtliga slag av bedömningar som behövs för att avgöra lämplighet och laglighet. Ärendena är, per definition, bland de mest komplicerade fallen i landet, såväl naturvetenskapligt som samhällsvetenskapligt, politiskt och juridiskt. I annat fall hade det inte funnits skäl att belasta regeringen med avgörandet. En god planeringsprocess förutsätter att alla berörda statliga centrala verk liksom ett stort antal organisationer deltar både i de tidiga planeringsskedena, för att bidra till att förslagen utvecklas, och vid remissen av slutliga förslag, för att bedöma beslutsunderlagets trovärdighet och lyfta fram avgörande argument för olika sektorer, inför överlämnandet till regeringen. I praktiken deltar centrala verk i princip inte alls i det tidiga skedet och inte alltid med full kraft ens i remisskedet. I flertalet fall märkar således handläggare hos Naturvårdsverket, Riksantikvarieämbetet, Boverket, Räddningsverket, Socialstyrelsen etc. inte med att alls vara aktiva under planeringen av projektet, dvs. under MKB-processen, då det fortfarande är sakligt möjligt och ekonomiskt effektivt att beakta deras synpunkter. Det blir istället krav på analys av nya frågor och andra slag av kompletteringar etc. i prövningsskedet, då projektet stelnat i formen.

Ett särskilt problem innebär hanteringen av Boverket liksom länsstyrelser och kommuner, vars uppgift är att beakta det samlade perspektivet (hushållning som redskap för hållbarhet). Vid flera tillfällen har Boverket framställt begäran om förlängd remisstid, för att det ska vara möjligt att ta stöd i sektorsyttrandena och göra en samlad bedömning. Det har inte godtagits av beslutandena. Det är dock rutin att länsstyrelse liksom kommun har förlängd remisstid. Det nationella perspektivet synes dock ha gått förlorat, då Boverkets yttranden får byggas på antaganden om sektorernas argument.

Bevisbörda och bemötande

Agerandet i det senare skedet, då regeringen (eller handläggande myndighet) remitterar det färdiga förslaget till verken, pekar på att det inte heller då finns möjlighet att avsätta tillräckligt med tid och olika kompetenser för att analysera ärendet. Expertmyndigheterna presenterar vanligen inte en närmare analys av hur intresset förhåller sig till projektet, vilket är nödvändigt stöd för regeringens bedömning, utan nöjer sig med att konstatera slutsatser, som t.ex. att

³⁰⁵ Länsstyrelsen i Skåne län, MKB i Skåne län – länsstyrelsens grundsyn på arbetet med miljökonsekvensbeskrivningar, oktober 2001. ISSN 1402-3393-2000:55

det blir påtaglig skada på riksintresse eller, vilket är vanligare, att det saknas underlag för att yttra sig alls.

Behovet av kompletteringar har redan tagits upp ovan, som planeringstekniksproblem och som processproblem (krav i för sent skede). Frågan om yttranden i sak måste dock tas upp närmare. Det är således vanligt att statliga myndigheter inte preciserar de sakliga motiven för sina slutsatser, t.ex. att projektet ska anses leda till påtaglig skada på intresset. Denna uppgift för statliga myndigheter ska inte förväxlas med projektets bevisbörda, vilken myndigheterna ofta refererar till som grund för att inte ingå i svaromål i detalj. Det handlar istället om statligt ansvar för att *bemöta* den analys projektet ska föra fram. Projektet ska således redovisa de faktiska förändringarna och de tänkbara konsekvenserna för olika intressen, med stöd av det underlag centrala verk från början ska lämna om sina anspråk på riksintresse och länsstyrelsen om andra statliga anspråk. Centrala verk ska således först kunna precisera vilka grunderna är för de värden det finns anspråk på att skydda och vad som kan hota deras långsiktiga existens. Om projektet därefter har beskrivit sin del av uppgiften, dvs. förändringar och faktiska konsekvenser, ska myndigheterna i sin tur kunna bemöta på vilket sätt analysen om förändring i förekommande fall är fel och vilka de sakliga motiven i så fall är för att göra annorlunda bedömning än vad projektet gjort. Sådan saklig argumentation är viktig för att regeringen ska kunna utvärdera vad som kan vara osäkert, men också för att få klarlagt grunderna för att olika intressen står emot varandra. Det sistnämnda faller ofta bort, bl.a. för att yttranden begränsas till viss del av ärendet eller viss fråga. Regeringens ansvar är dock att pröva helheten och avväga samtliga frågor mot varandra.

Avslutande reflektioner

Regeringens uppgift har förändrats till att bli, *i värsta fall*,

- en senkommen omprövning i stället för en tidig etableringsbedömning, vilket ger för sen eller ingen planeringstrygghet och i vart fall ökade planeringskostnader utan tydlig nytta för miljö eller för andra allmänna intressen,
- en legal prövning med miljöfokus i stället för en politisk lämplighetsbedömning utifrån samtliga politikområden, vilket kan leda till samlat sämre lösningar och riskerar att för landet angelägna politikområden inte bedöms nationellt utan bara lokalt,
- detaljberoende i för tidigt skede istället för övergripande och strategiska ställningstaganden, vilket kortsluter planeringen och därmed omöjliggör att planeringens positiva funktioner nyttiggörs.

Beslut och beslutsunderlag är inte enbart en fråga om planeringsteknik utan beror också på aktörerna i processen. Information (eller ändrade regler) om aktörernas roller och funktion kan dock motverka att detaljer efterfrågas som inte är tydligt kopplade till hindersprövningen.

Mera problematiskt kan vara att de övergripande politiska ställningstagandena minskar eller i vart fall inte syns så tydligt i regeringsbesluten. Detta kan i och för sig bero på beslutsunderlagets ökande detaljeringsgrad, och lösas då med "bättring" där, men det kan också finnas många andra skäl. Det finns regler som preciserar hinderprövning vad avser miljö men inga regler tydliggör uppgiften att avgöra den politiska lämplighetsbedömningen. Det kan antas ge en risk för att prövningen får obalans, dvs. lokaliseringen bedöms med fokus på enbart miljöfrågor. I samråden är olika myndigheter och departement traditionellt olika mycket aktiva och beslutsunderlaget riskerar att inte spegla alla politikområden. Ansvar hos statliga aktörer för att hantera vägandet är i vart fall i praktiken oklart och regeringen kan inte förmodas få den bredd i underlaget som varit tanken. Ärendena handläggs inom miljödepartementet, vars beslutskultur bygger på prövning av miljöfarliga verksamheter, vilket rimligen måste påverka

både synen på beslut och hanteringen av avvägningar. Det finns säkerligen många andra tänkbara skäl.

Dagens system klarar inte det syfte som i vart fall tidigare låg i den uppgift Riksdagen överlämnat till regeringen. Begreppet suboptimering är utslitet men kan väl användas för att beskriva dagens situation. Mycket procedur och beslutsunderlag, men ändå inte tillräckligt för att klara uppgiften.

Eftersom det är tunga beslut i samhället är det angeläget att synliggöra vad som är problem och vad som är det eftersträvade syftet med regeringens prövning och sedan skapa förutsättningar för att få såväl ett effektivt som meningsfullt prövningssystem.

Kap 9. Miljömålen: målstyrning eller symbolpolitik?

Den bild vi här ser för oss förefaller ännu i stort sett oartikulerad. Vi uttryckte inledningsvis farhågor beträffande effekterna av miljömålsarbetet: Risken att mycket arbete läggs på en retorisk överbyggnad av fraser om "hållbar tillväxt" och diffusa miljömål i stället för mera handfasta åtgärder för att hantera konkreta miljöproblem. Riskerna med hållbarhetsretorik och miljömål utgör ett delvis annorlunda spår än det som vi i denna rapport följt: tanken att ööverskådlig, illa utformad eller alltför detaljerad reglering dels är kontraproduktiv för att lösa viktiga miljöproblem dels också står ivägen för andra viktiga samhällsmål. Emellertid finns det också viktiga kopplingar mellan spåren. Om resurser läggs på att försöka operationalisera politiska visioner framställda som konkreta och nåbara mål så är förutom avtappningen av resurser ett viktigt problem om själva operationaliseringen medför ytterligare kontraproduktiv reglering och felriktning av insatser. Vi skall här resonemangsvis belysa farhågan att miljömålsarbetet kan visa sig kontraproduktiv dels diskutera några frågor som en analys skulle behöva ta upp. Det bör understrykas att vi inte argumenterar mot kraftfulla problemlösande åtgärder inom miljö vården. Bindande åtgärdsprogram kan till exempel vara nödvändiga för att lösa allvarliga problem med bullerstörningar, luftföroreningar i stadsmiljö, förorening av vattendrag osv. Vad vi här diskuterar är miljömålsstrukturens lämplighet som redskap i en kraftfull och problemlösande miljöpolitik.

Bakgrund

De av Riksdagen antagna miljömålen har en mycket allmän och övergripande karaktär – se faktaruta.³⁰⁶ Miljömålen antogs av Riksdagen 1999³⁰⁷ och innebär att Sverige inom en generation skall ha uppnått hållbarhet. Ett samhälle där de viktigaste miljöproblemen är lösta skall överlämnas till nästa generation. Den politiska strid de vållade bestod i att oppositionen önskade konkreta delmål. Arbetet med miljömålen vilar dels på ett särskilt inrättat Miljömålsråd dels på ett antal särskilt utpekade sektorsmyndigheter som har ett målansvar samt på naturvårdsverket med ett samordnings- och övervakningsansvar. Miljömålen skall emellertid på ett genomgripande sätt påverka all samhällsutveckling och bl.a. genom sektorsintegration vara styrande för alla myndigheter, för kommunernas planering och miljöarbete osv. Utanför miljösektorn förefaller de inte särskilt kända.

De presenteras på följande sätt av Naturvårdsverket, som alltså är den centrala myndighet som tilldelats ett särskilt ansvar: "Sverige har femton nationella miljö kvalitetsmål som ska leda oss in i framtiden. Miljö kvalitetsmålen har vuxit fram ur ett framgångsrikt samarbete mellan förtroendevalda, myndigheter, näringsliv och miljöorganisationer. Sveriges riksdag har antagit dem i enighet. Målen är en kompass för allt miljöarbete, på alla nivåer, i Sverige och i vårt arbete i EU och internationellt. År 2020 ska vi vara på god väg mot en hållbar utveckling. Då

³⁰⁶ Formellt är beteckningen "miljö kvalitetsmål". De omtalas emellertid oftast som miljömål t.ex. i miljömålsrådets logotyp, i Naturvårdsverkets skriftserie, i skrifter om de lokala miljö kvalitetsmålen. Vi har följt denna praxis här. Att en företeelse har en officiell beteckning som i stort sett inte används ens i förhållandevis formella sammanhang är ett exempel på den terminologiska slapphet som tyvärr vidlåder miljösektorn: olika termer används för samma sak, samma term används för olika saker. Det möjligen värsta exemplet är begreppet "miljö kvalitetsnorm" och diskussionen av detta i samband med utskottsbehandling av utvidgning av begreppet – se diskussionen nedan.

³⁰⁷ Svenska miljömål. Miljöpolitik för ett hållbart Sverige Regeringens proposition 1997/98:145,

är framtiden här."³⁰⁸ Relationen mellan miljömålen och begreppet "hållbar utveckling" är inte helt klar, men i den "Nationella strategin för hållbar utveckling" framgår relativt klart att de relateras endast till den ekologiska komponenten av hållbarhet.

Redan i Riksdagens behandling av de femton miljömålen efterlystes – och förutskickades så småningom – att ett mål avseende "biologisk mångfald" skulle kunna komma att formuleras. Ett underlagsmaterial från Naturvårdsverket föreligger beträffande ett sådant mål.³⁰⁹ Man kan förvänta sig att vi kommer att ha 16 miljömål och cirka 80 delmål.

De 15 nationella miljö kvalitetsmålen

- 1. Begränsad klimatpåverkan**
- 2. Frisk luft**
- 3. Bara naturlig försurning**
- 4. Giffri miljö**
- 5 Skyddande ozonskikt**
- 6. Säker strålningsmiljö**
- 7. Ingen övergödning**
- 8. Levande sjöar och vattendrag**
- 9. Grundvatten av god kvalitet**
- 10. Hav i balans, levande kust och skärgård**
- 11. Myllrande våtmarker**
- 12. Levande skogar**
- 13. Ett rikt odlingslandskap**
- 14. Storslagen fjällmiljö**
- 15. God bebyggd miljö**

"Till nästa generation ska vi kunna lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta. De 15 miljö kvalitetsmålen ska leda vägen för vår strävan att åstadkomma en ekologiskt hållbar samhällsutveckling. De har blivit ett riktmärke för allt svenskt miljöarbete, oavsett var och av vem det bedrivs."

(Inledningstext om miljömålen på Naturvårdsverkets hemsida.)

³⁰⁸ "Framtiden, vårt ansvar idag" Naturvårdsverkets hemsida.

³⁰⁹ Anon (2003). Ett rikt växt- och djurliv. Förslag till miljö kvalitetsmål för biologisk mångfald. Stockholm, Naturvårdsverket: 78

Tanken på att sätta upp överordnade nationella miljömål utgår från en föreställning om målstyrning och sektorintegration. Genom att sätta upp överordnade mål skall olika sektorer fås att integrera miljömålen i sin verksamhet och hela samhället skall därigenom arbeta mot gemensamma överordnade mål.

Riksdagen beslöt emellertid inte bar om de 15 miljömålen utan också att uppdra åt regeringen att återkomma med konkreta delmål. Detta som resultat av starka krav från oppositionen.

Några principiella invändningar mot själva tanken på en struktur av miljömål förefaller inte ha funnits. Tvärtom var det Riksdagen som ställde kravet att de visionära miljömålen skulle åtföljas av en samlad, konkret uppsättning delmål. Vissa av de problem som hänger samman med denna situation diskuteras i en annan artikel om miljömålen³¹⁰. Där diskuteras kortfattat också en del av retoriken i miljömålen. Som exempel på politisk retorik är de utomordentligt intressanta. Problem och hot har omvandlats till utopiska eller visionära mål och målen formulerats enligt den retoriska principen ”decorum”, som Göran Hägg gett det utmärkta svenska namnet ”det trevligas princip”. Det som framställs som ett paradigmskifte i miljöpolitiken – att arbeta mot mål i stället för med problem och hot – är tveklöst ett elegant retoriskt grepp. Frågan är om det är något mera.

Miljömålsarbetet

Miljömålsrådet redovisar ett omfattande arbete.³¹¹ Det görs planer, strategier och åtgärdsprogram inom olika sektorer och i regioner och kommuner. ”Länsstyrelserna har redovisat att de flesta kommuner använder sig av miljö kvalitetsmålen när de tar fram nya översiktsplaner och i annat planarbete. Enligt länsstyrelsernas redovisningar har nästan alla landets kommuner varit involverade och aktiva i arbetet med att ta fram regionala miljömål.”³¹² Bedömningen är att 24 av 71 delmål nås inom de uppställda tidsramarna. Och ”Förutsättningarna att nå ytterligare 33 delmål om fler åtgärder vidtas är goda”.

Frågan är hur substantiell all denna aktivitet egentligen är. Verkligheten skapas inte av strategier. Den formas av investeringsbeslut, tillstånd för verksamheter, statliga bidrag, skatteregler osv. Leds dessa av strategierna eller av helt andra faktorer blir den intressanta empiriska frågan. Förutsättningen för att nå de 24 delmålen, som Miljömålsrådet hävdar att de kommer att nås, är i själva verket ”att besluten verkligen genomförs”³¹³. Kommunerna må använda sig av miljömålen i arbete med översiktsplaner, men ett stort antal av Sveriges kommuner bedriver inget översiktsplanarbete eller gör det på en pro formanivå.³¹⁴ En genomgång av miljökonsekvensbeskrivningar i ett stort antal kommunala detaljplaner visar en besvärande låg kvalitet³¹⁵. Miljömålen må vara nämnda i dokumenten men det sakliga underlaget för att avgöra om detaljplanen medverkar till eller motverkar att målet uppnås saknas i många, kanske de

³¹⁰ Emmelin, L. (2005/in press): ”Att synas utan att verka – miljömålen som symbolpolitik?” i Lars J. Lundgren & Johan Edman (red.) ”Konflikter, samarbete, resultat. Perspektiv på svensk miljöpolitik. Festskrift till Valfrid Paulsson” Brottby: Kassandra.

³¹¹ Miljömålsrådet (2004). När vi miljömålen? de Facto

³¹² ibid sid 4

³¹³ ibid sid 2

³¹⁴ Ett stort antal kommuner gör en ”aktualitetsförklaring” som enda åtgärd inom den föreskrivna perioden för revision av översiktsplanen. Nästan 60 % av landets kommuner har enligt en enkät gjord av Svenska Kommunförbundet ingen översiktplan som är aktuellare än 1996. (Sv Kommunförbundet 2004 Hur ser det ut Enkät om det kommunala samhällsbyggandet). PBL-kommittén har på grund av denna och andra svagheter som botten i ointresse, resursbrist, annan planeringsideologi osv i sina direktiv uppdraget att ”vitalisera översiktsplanarbetet”.

³¹⁵ Oscarsson, A., Olausson, I., Heiter, Å., Holm, H., & Palm, I. (2003) MKB för detaljplan - användning och kvalitet. MKB-Centrum SLU och Boverket (Rapporten kan hämtas från MKB-Centrums hemsida via www.slu.se)

flesta fallen. De regionala tillväxtavtalen må ha innehållit en god del hållbarhetsretorik men ingenting tyder på att några konkreta miljökritierier använts vid fördelning av projektmedel som är det sätt på vilket avtalen omsätts i handling.³¹⁶ Många kommuner har problem med tillväxt, avfolkning, glesbygdens service osv. som diffusa miljömål knappast får stå emot i konkreta beslutssituationer. Dessutom går det oftast att hitta något mål som man kan hävda att man arbetar mot. Hållbarhet kan i det enskilda fallet betyda ekonomisk eller social hållbarhet: "levande skärgård" utan hänvisning till något av delmålen kan ju betyda att man gör en ekonomisk satsning som ökar möjligheten för permanentboende t.ex. bostadsbyggande i ett attraktivt naturområde.

Miljömålen skall också brytas ned till regionala miljömål. Vid varje länsstyrelse tar miljömålsarbetet uppskattningsvis något årsverk samtidigt som den genomsnittliga länsstyrelsen saknar 11 årsarbetsverk för att sköta miljötillsynen. Frågan om miljömålsarbetet är långsiktigt strategiskt arbete eller en symbolpolitisk terapiverksamhet som drar resurser från det konkreta arbetet med att lösa verkliga miljöproblem förefaller viktig men i stort sett totalt undertryckt eller försummad.

Rubrikens fråga om miljömålen innebär en målstyrning eller en symbolpolitik verkar inte helt obefogad. Är det retorik eller konkret handling som produceras? Vilken styreffekt kan egentligen av Riskdagen beslutade vaga mål ha teoretiskt och praktiskt?

Vi hävdade inledningsvis att det förutom risken att miljömålen huvudsakligen är symbolpolitik också finns en risk att de börjar fungera som normer eller på annat sätt uttolkas bokstavligt och bindande. Miljömålsrådet hävdar att länsstyrelserna i ökande grad använder miljömålen i sin tillståndsprövning. Ett spår i miljömålskomplexet ser ut att kunna leda till ytterligare komplikationer i prövningen om myndigheter börjar använda målen som om de vore normer med rättsverkan. Vad händer om miljömålen eller enskilda mål börjar användas som miljö kvalitetsnormer i Miljöbalkens mening? Vi återkommer till detta nedan.

Två typer av miljömål

Miljömålen kan grovt indelas i två grupper. Den ena gruppen är en serie välkända miljöproblem som fått positiv målformulering; ibland kallas de "vetenskapliga" eftersom de har sin grund i problem som identifierats som vetenskapliga frågor och problem och förts in på den politiska agendan. Till denna grupp hör "bara naturlig försurning", "säker strålningsmiljö". Att de kallas "vetenskapliga" kan också bero på att de framstår som mål för det tekniska miljöskyddet, som en angelägenhet för experter, expertorgan och sektorsmyndigheter. "Bara naturlig försurning" är t.ex. möjligt att åtminstone grovt operationalisera: utsläppen av förorenande ämnen bör ligga inom den naturliga variationen. För föroreningar kan på motsvarande sätt ett mål vara att få ned utsläpp av naturfrämmande ämnen till noll och utsläppen av naturligt förekommande men hälsofarliga ämnen till i nivå med bakgrundshalter i naturen. Det finns dock svårigheter att rent praktiskt fastställa vad dessa är med hänsyn till hur natursystemen anrikas ämnen. Osäkerheterna medför därför att ett mått av värdebaserat beslutsfattande kommer in i operationalisering också av dessa mål. Vad som faktiskt uppfattas som ett miljöproblem är en social konstruktion.

Att föroreningsmålen kan operationaliseras innebär naturligtvis inte någon garanti för att de kan uppnås. Men principiellt är det möjligt att föra ett konsistent resonemang där det nationella målet bryts ned till utsläpps begränsningar på en enskild anläggning, speciellt i de fall man har ett fåtal stora punktkällor. Även för t.ex. utsläpp från bilar är det möjligt att räkna fram

³¹⁶ Nilsson J-E, Emmelin L (in prep) Practice and rhetoric in integration of environmental considerations in structural fund decisions: a case study. Kommer som BTH Research report. Karlskrona: Blekinge Institute of Technology.

värden för enskilda fordon givet vissa föreställningar om utvecklingen av fordonsparken. Problemet med kumulativa effekter dvs. att miljöproblemen består i den samlade effekten av många individuella beslut är i någon grad principiellt möjligt att hantera genom centrala beslut. Produkter kan förbjudas eller omges med restriktioner. Målen kan omsättas i normer, bindande gränsvärden för t.ex. halter av ett visst ämne i luft. Att normer och indikatorer liksom förbud mot vissa produkter dock är uttryck för värderingar t.ex. av acceptabel risknivå eller fördelningen av exponering för buller etc är dock uppenbart.

Den andra gruppen är visionära eller möjligen utopiska³¹⁷ målformuleringar för markanvändningen och därmed också för samhällsplanering och politikområden utöver miljöpolitiken. ”Storslagna fjäll”, ”myllrande våtmarker”, ”god bebyggd miljö” är exempel där formuleringen av målen snarare uttrycker en miljöpolitisk värdering än ett försök att beskriva ett vetenskapligt definierbart tillstånd. Tankefigurerna bakom några av målen ansluter till de ”ekologiska myterna” i miljöpolitiken: att naturen är eller bör vara i ”balans” eller att ”mångfald” har ett funktionellt egenvärde. ”Hav i balans” och ”myllrande våtmarker” bör kanske därför ses snarare som visionära än vetenskapliga mål. En möjlig beteckning på den andra gruppen av mål skulle kunna vara ”landscapsmål” i den meningen att de uttrycker önskvärda tillstånd för olika former av landskap hela vägen från den romantiska vildmarkens ”storslagna fjäll” och ”myllrande våtmarker” över det angenäma kulturlandskapet i ett ”rikt odlingslandskap” och ”levande skärgårdar” till urban ”god bebyggd miljö”.

Om att utvärdera miljömålen

Den utvärdering som Miljömålsrådet svarar för handlar om att försöka avgöra om målen uppnås. Den diskussion som vi för här handlar i stället om miljömålen som sådana; ett försök att diskutera premisser och föreställningar bakom konstruktionen, om utformningen gör dem verkningsfulla och effektiva som styrmedel för hållbar utveckling. Kapitelrubrikens fråga om miljömålsarbetet är verkningsfullt eller symbolpolitiskt hänger bara delvis samman med om målen uppnås eller inte. Utgångspunkten i miljömålen och i utvärdering av måluppfyllelse är att om de uppnås så får vi en hållbar utveckling. Men detta kan faktiskt ifrågasättas. Om olika förvaltningar konstruerar åtgärdsprogram så är därmed inte sagt att åtgärder kommer att vidtas eller att de är verkningsfulla. Det är heller inte à priori givet att målen och deras delmål på ett adekvat sätt definierar hållbarhet eller ens den ekologiska komponenten av hållbarhet.

³¹⁷ Terminologin när det gäller önskvärda framtidsbilder är något vacklande. Utopi uppfattas gärna som en onåbar, icke realistisk framtidsbild. Visioner används i t.ex. planering eller management om framtidsbilder som har ett utopiskt drag i meningen starkt önskvärda men som samtidigt i princip skall vara nåbara. Vision och visionär har dessutom normalt i planeringsdiskursen normalt en starkt positiv laddning kopplad till andra positivt laddade begrepp som ”förändringsvilja” o.dyl. Att beteckna miljömålen som utopiska uppfattas därför lätt som en negativ bestämning medan visionär blir en positiv. Vi önskar med terminologival varken det ena eller det andra. Att målen hör hemma i en utopisk tradition och till en utopisk tankefigur genom att framställas som ett framtida stabilt och slutgiltigt tillstånd – ”problemen är lösta”, ”framtiden är här” – verkar klart. När vi använder utopisk är det således för att framhålla denna sida. Termen ”utopisk” kan emellertid också uppfattas som en antydning att en vision i själva verket inte är uppnåbar dvs. en form av empirisks försök till kritik. Att vi i huvudsak använder ”vision” och ”visionär” är inte uttryck för en önskan att ge en värdering utan för att ange att de ansluter till en samtida strömning i planering och politik: att arbeta med visioner. (Att ”vision” betyder ungefärligen ”plötslig religiös ingivelse” bortser man uppenbart från i planering och management vilket påpekades av Uppsala universitet i yttrande över den s.k. Sverigevisionen, ”Sverige 2009”!) Emellertid används vision uppenbarligen också i en mera utopisk mening dvs. visionen utgör inte självklart en utfästelse om att den faktiskt skall nås. ”Nollvisionen” i trafiksäkerhetsarbetet får t.ex. uppfattas som ett utopiskt tillstånd snarare än ett mål som man tror sig kunna uppnå. Visionerna tycks dessutom ha funktionen att med begränsat ansvar förneka att problem kommer att kvarstå; nollvisionen är ett sätt att undvika att precisera vilket antal trafikdödade som följer av de resurser man är villig att avsätta. I den meningen hör visionen hemma i den kanske nödvändiga överutbudet som är politikens natur.

Det är denna diskussion vi här för. Därför skall vi summariskt diskutera några av de frågeställningar och problem som hänger samman med en utvärdering av miljömålskonstruktionen.

Om miljömålen skall anses som ett verkningfullt styrmedel i ett demokratiskt system av planering och beslutsfattande ställs ett antal krav som kan sammanfattas under termen ”*legitimitet*”. Vilka kriterier som sammantaget innebär att miljömålen har legitimitet är inte självklara och vi skall därför diskutera ett antal aspekter på legitimitet i relation till miljömålen för att därefter exemplifiera problem som föreligger för de olika aspekterna. Implementationsforskningen visar tre krav för genomförande måste vara uppfyllda. Genomföraren skall förstå beslutet, kunna och vilja genomföra beslutet.³¹⁸ Många av de faktorer som påverkar dessa tre villkor påverkar om beslut framstår som legitima och därför värda och möjliga att genomföra.

Miljömålen har tveklöst den *formella, demokratiska legitimitet* som följer av att de är beslutade av Riksdagen. Eftersom även delmålen är antagna av Riksdagen så bör den formella legitimiteten kunna anses som hög. Vid hänvisning till miljömålen används också ofta variationer på hänvisning till detta: miljömålen har antagits av riksdagen och ibland också med tilläget ”i bred enighet”.³¹⁹ Emellertid åtföljs miljömålen inte med säkerhet av något sanktionssystem. Den kraft som läggs bakom genomförande kan ses som en aspekt på legitimitet; det återspeglar i viss grad det allvar med vilket beslutsfattaren ser på ett beslut. För miljömålen betonas ”integration”. Frivillighet framstår också som ett element – ett stort antal aktörer förutsätts verka för att målen uppnås genom att på olika sätt använda dem – även om regelrätta uppdrag till statliga verk också är en viktig del av genomförandet.³²⁰ Miljömålen skall dessutom genomföras i konkurrens med andra mål som beslutats i god demokratisk ordning av Riksdagen: mål för transportpolitik, regionalpolitik, utbildning, sysselsättning osv. Sektorsintegration innebär också att miljömålen skall användas inne i olika sektorer i konkurrens med sektorns egna primära målsättningar.

Miljömålens genomslag kan alltså förutsättas vara beroende av mer än den formella legitimiteten om de skall genomföras. Vår diskussion kommer att i stor grad handla om två aspekter av legitimitet: om målen kan *förstås och accepteras* och om de framstår som *rationella uttryck för hållbarhet*.

Att acceptera miljömålen innebär något mer än att acceptera deras formella legitimitet. Olika aktörer måste förstå innebörden av målen och delmålen och i konflikter måste parterna ha ett rimligt mått av gemensam förståelse. Detta innebär att målen måste ha en viss tydlighet och entydighet. Dessutom måste konsekvenserna av mål och delmål kunna förstås, förutsägas och accepteras. De två första faktorerna är en aspekt på rättssäkerhet: den som drabbas måste förstå varför. När det gäller accept av konsekvenserna kunde man ideellt mena att konsekvenserna accepteras av alla parter. I en intressekonflikt är detta sannolikt ett alltför högt krav men att parterna accepterar att konsekvenserna på ett konsistent sätt speglar mål och delmål framstår som rimligt. För miljöproblemen är problemet med konsensus i frågor där kunskaperna är osäkra och ifrågasatta av stor betydelse; vi diskuterar detta också teoretiskt nedan. Vem som

³¹⁸ Lundqvist, L (1987) Implementation Steering. An Actor-Structure Approach. Studentlitteratur.

³¹⁹ ”Bred enighet” kan användas för att beteckna en positiv upplutning men också avsaknad av opposition. Det vore en intressant uppgift att se närmare på detta. Det kan förefalla av motionerna i anslutning till regeringens proposition om miljömålen som om enigheten varit bred i den positiva meningen. Å andra sidan är det som påpekades av några motionärer så att miljömålen genom det sätt de formulerats är svåra att vara oenig med. Men kraven på konkretisering i form av delmål kan också tolkas som en grundläggande enighet om själva tanken med en miljömålsstruktur. En snabb överblick över debatt och motioner om delmålen ger en bild av avsaknad av opposition; de kritiska motionerna sysslar i icke obetydlig grad med begränsade frågor t.ex. ett intresse bland flera motionärer för att ”giftfri miljö” inte får innebära förbud mot blyhagel.

³²⁰ Att vissa verk har ett regelrätt uppdrag skulle kunna tolkas som att övriga inte har det – PTS har i utformningen av 3G-systemet inte uppfattat att man har något ansvar – se kapitlet om 3G.

får problemformuleringsprivilegium och tolkningsföreträde i målkonflikter med osäkert kunskapsunderlag är en viktig aspekt på legitimitet och konsensus.

Eftersom delmålen är operationaliseringar av miljömålen måste en sida av legitimitet vara att delmålen dels var för sig framstår som relevanta och konsistenta operationaliseringar dels att delmålen tillsammans ser ut att forma en någorlunda heltäckande bild av ett miljömål och dess tillämpningsområde. Eftersom miljömålen är så allmänt och vagt formulerade kan många olika delmål säkert härledas ur ett givet mål. Operationalisering av målen blir därför kanske snarare att med delmålen försöka teckna en helhet snarare än att härleda delmålen ur målen formulerings. Målen blir vad man gör dem till med delmål snarare än att delmålen med något slags nödvändighet följer av målformuleringen. Den process genom vilken målen operationaliseras har därför betydelse för legitimiteten. Har de berörda eller drabbade varit med i processen eller ens känt till den?

Om miljömålsstrukturen framförallt skall fånga den ekologiska komponenten av hållbar utveckling måste den förutom legitimitet också uppvisa vad som kan kallas "ekologisk rationalitet".³²¹ En diskussion av detta leder mycket lätt ut i teoretiskt ytterligt snåriga marker och vi skall försiktigtvis därför begränsa diskussionen. Ett starkt förenklat sätt att se på ekologisk rationalitet i miljömålen är att granska om de fungerar inom ramen för vad som direkt eller indirekt i miljömålsstrukturen betraktas som ekologisk rationalitet. Miljömålen skall hålla samhällsutvecklingen inom ramen för "vad naturen tål" och de skall definiera den ekologiska komponenten i hållbar utveckling. Vi bortser här från de teoretiskt svåra frågorna om det meningsfulla i begreppet "vad naturen tål" och om "ekologisk hållbarhet" verkligen kan vetenskapligt fastställas. Om vi erkänner att miljöproblemen som sociala konstruktioner och att några absoluta ekologiska imperativ inte finns så är det ändå möjligt att se på hanteringen av "vad naturen tål" och "ekologisk hållbarhet". "Ekologisk rationalitet" blir då inte något abstrakt och absolut utan ett resultat av hur frågorna hanteras. Begränsas t.ex. vetenskapen till det som samhälleligt accepteras som vetenskapens domäner? Används vetenskap och vetenskaplig expertis till att upptäcka, analysera problem och till att beskriva konsekvenser av olika alternativ eller till att avgöra vad som är önskvärt, rätt och fel, gott och ont.³²² Överlämnas värderingskonflikter, frågor om vilka risker olika grupper skall utsättas för, fördelning mellan grupper eller mellan nuet och framtiden osv. till experter och expertmyndigheter eller till poli-

³²¹ Lennar J Lundqvist formulerar frågan om miljöpolitiken just som kombinationen av "demokratiskt legitim och ekologiskt rationell styrning" (vår översättning) sid 2 i Lundqvist, L J (2004) Sweden and ecological governance. Straddling the fence. Manchester University Press, Issues in Environmental Politics.

³²² Vi intar således medvetet den simplistiska positionen att det är samhälleligt nödvändigt att försöka upprätthålla något slags rågång mellan kunskap och värderingar även om det teoretiskt kan vara ohållbart. Socialkonstruktivismens bidrag till miljödebatten ligger som vi ser det i belysningen av hur svår rågången är att definiera, hur miljöproblemen beror av perspektiv, hur analysen av konsekvenser beror på val av utgångspunkter osv. Men i sin yttersta konsekvens gör den alla kunskaper lika mycket värda och planering omöjlig utan att erbjuda ett bättre alternativ - eller egentligen något alls. För att uttrycka saken enkelt med ett exempel: Försurningen är ett miljöproblem därför att samhället definierar det som ett problem. Men det är möjligt att mäta utvecklingen, beskriva vad som kan menas med "naturlig försurning" och, givet ett antal antaganden som kan göras öppna och begripliga, också att förutsäga utveckling och konsekvenser. Huruvida vi vill satsa av dagens resurser för att undvika framtida konsekvenser kan vetenskapen inte avgöra men det är möjligt att ta den till hjälp för att belysa påståenden om att ny teknik kommer att lösa problemen, att det är bättre att anpassa sig än att vidta åtgärder nu eller att framtida värderingar kommer att innebära att kraftigt förändrade ekosystem inte framstår som ett problem. Om vetenskapens domäner kan man i detta enkla perspektiv säga att det är viktigt att kemister uttalar sig om försurning och inte om värderingar - eller markerar var deras gräns går, när de spekulerar och kanske ställer lika stora krav på sina referenser i båda fallen! Att detta i planeringssammanhang ofta kan vara svårt visar många naturresurskonflikter: det är lätt att yttra att det finns för många renar när man är expert på vegetationsslitage och betning men inte inser att man saknar kunskap om olika driftsformer och deras effekter - se Emmelin, L & Iderot, A (1999): Mittåklappen - en omstridd naturattraktion. ETOUR Working Paper 1999:23.

tiskt beslutsfattande? Vem har problemformuleringsprivilegium och tolkningsföreträde i konflikter?

För att diskutera ”ekologisk rationalitet” ser vi på hur frågan om ”vad naturen tål” hanteras. Att detta i praktiken oftast innebär en värdering och att presumptionen normalt kommer att hamna i ”försiktighetsprincipen” och bevarande snarare än förändring är en sak. Detta är det strategiska beslutsfattandets dilemma mellan att väga och att våga. Viktigare här är hur ”vetenskapens domän” begränsas: fastställs ”vad naturen tål” på ett sätt som olika parter kan uppfattas som vetenskapligt grundat. Eller mera som uttryck för någon parts värderingar och önskemål. Frågan om tendenser till ”förvetenskapligande” i miljövärden är av intresse i detta sammanhang.

När en fråga inte rimligen kan uppfattas som ”vetenskaplig” blir relationen mellan ekologisk och ekonomisk och social hållbarhet viktig. Definieras den ekologiska som om den är vetenskaplig och med eller utan hänsyn till konflikter med ekonomisk och social?

I förhållande till ”hållbar utveckling” och svårigheten att definiera detta kan ett enkelt kriterium på ”ekologisk rationalitet” i miljömålen vara om målen förmår styra arbete mot de viktigaste hoten och problemen. Om ”hållbarhet” kan vara svårdefinierat på olika nivåer och geografiska avgränsningar så måste målen som ett slags minimum i tillämpning i t.ex. kommunal planering ha en viss förmåga att styra uppmärksamhet och resurser mot att undvika det icke-hållbara. Utan en sådan förmåga kommer mycket miljömålsarbete att vara symbolpolitiskt.³²³

Några problem i operationaliseringen av diffusa mål

Operationaliseringen av ett diffust mål till mätbara delmål är ett kärnproblem i hela miljömålskonstruktionen. Vi skall därför här framförallt peka på en del relativt handfasta problem. Inledningsvis bör det dock påpekas att själva tanken att med utgångspunkt i mycket allmänna mål överlåta operationaliseringen är en teknokratisk modell; vi återkommer nedan till detta och till en del teoretiska frågor runt operationalisering, konsensustankar mm.³²⁴

Det är framförallt de visionära landskapsmålen som här intresserar oss. De ”vetenskapliga målen” utgör substantiellt sannolikt inte någon stor ändring av miljövärden på central och statlig nivå; de är positivt formulerade problem eller hot. Kanske kan de öka fokusering och intresse på andra nivåer men arbetets karaktär av avvärjande av hot och problemlösning ändras knappast dramatiskt. Miljöpolitiskt skulle det kunna betecknas som en vinning att problem och hot framställs i termer av mål för problemlösning. Den retoriska principen ”decorum” är inte att förakta så länge den används för att förpacka men inte förvanska budskapet. ”Landskapsmålen” är däremot av en annan karaktär än de ”vetenskapliga”. De skall samordna många olika aktörer och styra beslut, som i stor grad fattas på lokal nivå men där de viktigaste miljöproblemen kan sägas bestå av deras samlade effekt. Beslutsfattandet är dessutom till sin karaktär ofta politiskt, deliberativt och avvägning mellan olika intressen en central punkt. För varje enskild våtmark kan de lokala argumenten för att exploatera den och mot att freda den vara starka och framgångsrika; summan av alla dessa beslut snarare än det enskilda fallet utgör miljöproblemet. Detta innebär ett betydande legitimitetsproblem i det enskilda fallet för att prioritera ett nationellt, aggregerat mål framför ett avgränsat lokalt intresse. Den formella legitimitet som kommer av att Riksdagen beslutat om målen förslår kanske inte så långt efter-

³²³ I retoriken bl.a. runt MKB betecknas detta ofta som en ”reaktiv” hållning medan en planering mot visionära mål betecknas som ”proaktiv”. Men om målstyrningen inte förmår styra bort från problem är påståendet att visionär planering är proaktiv uppenbart innehållslöst: ”vi arbetar förebyggande men problemen kvarstår”!

³²⁴ Diskussion av dessa aspekter liksom om retoriken i miljömålen finns i Emmelin, L. (2005): ”Att synas utan att verka – miljömålen som symbolpolitik?” i Lars J. Lundgren & Johan Edman (red.) ”Konflikter, samarbete, resultat. Perspektiv på svensk miljöpolitik. Festskrift till Valfrid Paulsson” Brottby: Cassandra.

som motstående intressen kan ta fram andra nationella målformuleringar t.ex. om sysselsättning, ekonomisk tillväxt osv. Avvägningen mellan dessa i den fysiska planeringen ligger i huvudsak hos kommunerna.³²⁵

I operationaliseringen av landskapsmålen finns en uppenbar strävan från sektormyndigheter att ”förvetenskapliga” målen genom att finna vetenskapliga motiveringar och uttryck för målen. Dessa uttryck kan vara kvantifierbara indikatorer som värderingsmässigt knyts till målen dvs utgör en explicit – och därmed ifrågasättbar – tolkning av målen. ”Storslagenhet” i fjällen och ”levande” i skärgårdarna omsätts till exempel bland annat med ”biologisk mångfald”. Den ofta återkommande frasen att hålla sig inom gränserna för ”vad naturen tål” är både teoretiskt och praktiskt problematisk för de ”vetenskapliga” målen men i ännu högre grad för landskap där målformuleringarna ger klart uttryck för estetiska och moraliska värderingar. Det finns därför ytterligare en tendens till förvetenskapligande som ligger i ansträngningar att finna vetenskapliga belägg för att alla människor har ett biologiskt betingat behov av naturupplevelse; biologisk mångfald skulle då inte vara ett uttryck för en värdering utan för ett behov.³²⁶ ”Förvetenskapligande” är en strategi för att höja legitimiteten.

Miljömålen och deras underliggande delmål skall definiera vad som i olika dokument omväxlande betecknas som den miljömässiga och den ekologiska komponenten av hållbar utveckling. Delmålen skall säkra att utvecklingen sker inom ramen för ”vad naturen tål”. Begreppet ger sken av att vara naturvetenskapligt men är för de ”vetenskapliga målen” en fråga om bl.a. riskbedömningar som medför att det blir en värdebaserad, social konstruktion. För landskapsmålen blir med nödvändighet inslagen av tids- och kulturbundna värderingar i många fall ännu mera påtagligt. Bullermålet i ”Storslagen fjällmiljö” illustrerar att det i själva verket ofta kommer att handla om vad en viss grupp – experter, besökare, en viss profession etc. – tål av en störning och därmed också anser att andra grupper bör tåla eller önskar uppnå.³²⁷

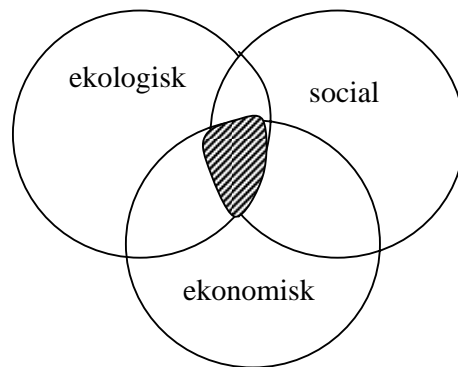
Under hela miljömåls/delmålsstrukturen ligger en outtalad förutsättning att mål för ekologiskt hållbar utveckling kan fastställas fristående från ekonomisk och social och att dessa tre faktiskt kan förenas harmoniskt efter sektoriellt fastställande. Hållbar utveckling har som bekant tre komponenter: ekologisk, social och ekonomisk hållbarhet. Dessa skall vara likvärdiga. I miljömålsretoriken förefaller det emellertid som om ekologisk hållbarhet tillmäts ett överordnat värde; logiken framstår ibland som att ekologisk hållbarhet är ett nödvändigt men inte tillräckligt villkor och att social och ekonomisk hållbarhet kommer in som komplement. En normativ men outtalad utgångspunkt när den ekologiska komponenten i hållbarhet fastställs utan att testas mot social och ekonomisk är att det är möjligt att konstruera konsistenta hierarkier av delmål som tillsammans utgör hållbar utveckling. Figur 9:1 illustrerar det grundläggande antagande att det finns en skärningsmängd där dessa tre hållbarhetskriterier kan mötas och inta en rimligt likvärdig ställning: skärningsmängden utgör den hållbara utveckling som tillgodoser alla tre faktorerna.³²⁸

³²⁵ Undantaget är framförallt Natura 2000 och de sk riksintressena där länsstyrelsen bevakar kommunen.

³²⁶ Arne Naess påpekar det försåtliga i bruket av ”behov” för att beteckna efterfrågan, önskemål och värderade egenskaper: genom att något görs till ett behov blir det automatiskt legitimt att kräva att det skall tillgodoses. (Naess, A (1974) Økologi, samfunn og livsstil. 4 uppl. Universitetsforlaget) Vad Naess inte pekar på är att den extra styrka som detta ger i den nordiska välfärdsstaten som betonar statens roll för att tillgodose generella behov.

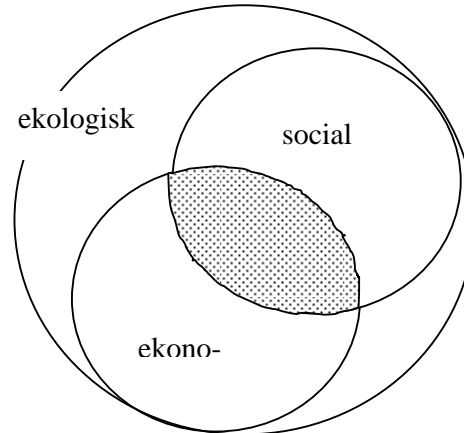
³²⁷ När det gäller just rekreation kan man peka på hur det ekologiska begreppet ”bärkraft” utvecklats till ett tydligt värdebaserat begrepp ”rekreativ bärkraft” inom framförallt amerikansk friluftslivsforskning – se t.ex. (Emmelin, 1997) eller (Emmelin, Fredman, & Sandell, 2004)

³²⁸ Denna skärningsmängd antas a priori finnas. Brundtlandkommissionens hållbarhetsbegrepp utgår följdriktigt från att kampen mellan ”ekologi och ekonomi” är löst eller lösbar vilket naturligtvis är en förutsättning för att skärningsmängden skall finnas. Hur de som förespråkar att konflikten är löst ser på ekonomisk tillväxt varierar



Figur 9:1. En illustration av föreställningen att de tre komponenterna i hållbar utveckling kan förenas. Skärningsmängden antas a priori existera.

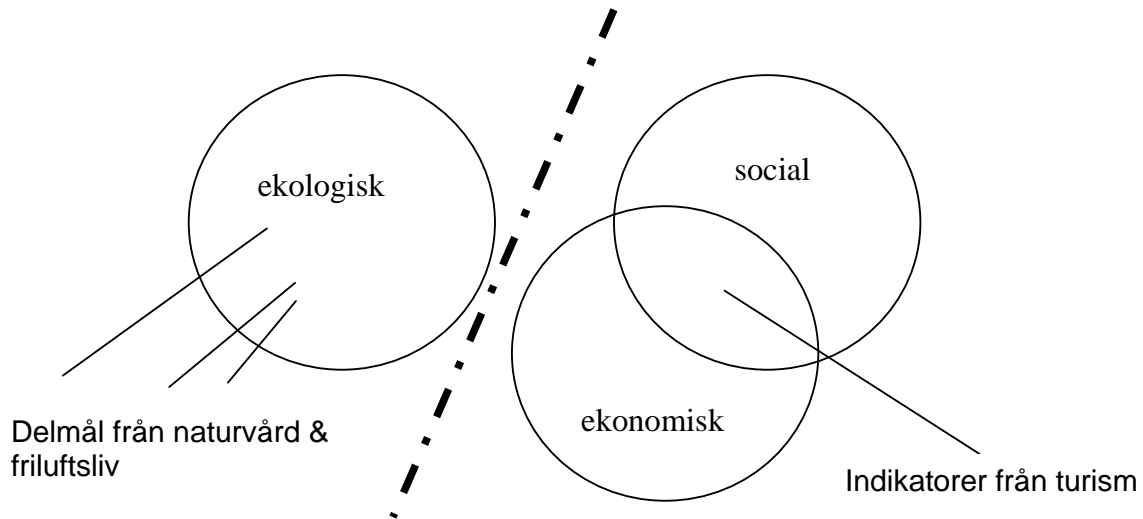
Problemet ligger i att delmål och indikatorer för ekologisk hållbarhet tas fram separat. Varken teoretiskt eller praktiskt är det då självklart att indikatorerna faktiskt hamnar inom skärningen med ekonomisk och social. Figur 9:2 visar innebörden av att ekologisk hållbarhet definieras separat: den ges då status av att vara grundläggande och premissättande för social och ekonomisk.



Figur 9:2 Den reella innebörden av att fastställa de ekologiska hållbarhetskriterierna utan att se på skärningen med social och ekonomisk. De ekologiska kriterierna antas vara fundamentala och social och ekonomisk hållbarhet måste hålla sig inom det utrymme som de ekologiska definierar. (Figuren visar inte att social och ekonomisk dessutom principiellt måste kunna ligga var som helst inom det utrymme som den ekologiska definierar.)

från att det a priori är möjligt att förena ekonomisk tillväxt med miljövärd till att miljöfrågorna utgör en premiss för att omdefiniera innehållet i begreppet ekonomisk tillväxt.

I till exempel operationaliseringen av ”storslagna fjäll” kan resonemanget illustrera den konflikt som idag föreligger mellan naturvård och turismnäring och flera fjällkommuners uppfattning om hållbarhet. De ekologiska hållbarhetskriterierna upplevs som omöjliga att förena med den utveckling av turism som tongivande delar av näringen och vissa kommuner företräder. Figur 9:3 illustrerar denna konflikt. Den barriär som finns i figuren är också en kommunikationsbarriär.



Figur 9:3 En illustration till konflikten mellan indikatorer och delmål för ekologisk hållbarhet och föreställningar om utveckling av turism som förutsättning för social och ekonomisk hållbarhet i fjällen. De ekologiska kriterierna upplevs utesluta de ekonomiska och sociala.

I frågan om turism har naturvården utan egentlig diskussion getts tolkningsföreträde rörande turismens framtid över såväl stora delar av näringen som flera fjällkommuner. Underlaget för delmålen under ”storslagna fjäll” slår fast att framtidens turism kan bygga på andra premisser än dagens. Detta kan vara rätt eller fel men det principiellt viktiga här är att naturvården i en kontroversiell och osäker framtidsfråga fått tolkningsföreträde genom att delmålen fastställs med detta antagande som grund; sannolikt utan att Riksdagen är medveten om att den gör ett ställningstagande i turism- och regionalpolitik.

Ytterligare ett principiellt problem med landskapsmålen förtjänar uppmärksamhet. Delmål 2 under ”storslagna fjäll” anger en precis geografisk utbredning av en norm för flygbuller: högst 10 % av nationalparksarealen får vara störd och i övrigt skall flygbuller inskränkas till skoterregleringsområde. Ett generellt problem med geografiska normer av denna typ är emellertid hur de skall brytas ned till faktiska avgöranden i ett visst landskap. Ur effektsynpunkt kan det förefalla rimligt att där man inte önskar skoterbuller vill man också slippa flygbuller. Att flygbuller kan accepteras i just 10 % av nationalparksarealen är naturligtvis tämligen godtyckligt men framförallt uppstår en form av ”allmänningens tragedi”. Enskilda aktörer som ser intresse av att få flygtrafik i fjällen gör klokt i att så snabbt som möjligt in-teckna utrymmet på 10 %. När detta är fyllt kommer ytterligare trafik att innebära att en norm överskrids. Då upp-

står frågan om delmålet status som ”miljökvalitetsnorm”. Vad händer om mer än 10 % av den samlade nationalparksarealen är störd? Var skall ingrepp mot störning i så fall ske?

Sammanfattningsvis kan man ställa frågor om delmålen och dessa kan analogt i varierande grad ställas beträffande övriga landskapsmål:

- definierar de tre delmålen verkligen ”vad naturen tål”, vilket är miljömålets anspråksfulla uppgift, snarare än vad en sektorsmyndighet önskar.
- är de lämpliga och uttömmande övergripande nationella mål för utvecklingen
- är de förenliga med ekonomisk och social hållbarhet i fjällen – om inte: hur skall målkonflikter och avvägningar jfr ”normproblemet”
- bör delmål uppta detaljerade uppgifter om omfattning och utbredning av restriktioner som ofta grundar sig på mycket summariska överväganden av en sektorsmyndighet.³²⁹

Målet ”*God bebyggd miljö*” illustrerar ett av operationaliseringens principiella huvudproblem: det mätbaras övertagande. Diskrepansen mellan delmålen under ”*God bebyggd miljö*” och den underlagsrapport som Boverket producerade är påfallande: en mångfald av svårgripbara men viktiga aspekter har kommit att reduceras till åtta delmål. Det konstateras följdriktigt i uppföljning av miljömålen: ”*God bebyggd miljö* är ett komplext mål som omfattar åtta delmål. Även andra aspekter än de som behandlas i delmålen behöver tillgodoses. Trygghet, tillgänglighet och delaktighet är exempelvis viktiga frågor..... för människors upplevelse av en god bebyggd miljö”.³³⁰ Delmålen består i att det skall finnas program och strategier för olika aspekter av den fysiska planeringens problem, att värdefull bebyggelse är skyddad, antal utsatta för trafikbuller, uttag av naturgrus, mängden deponerat avfall och standard för avfallsdeponier, energianvändningens miljöpåverkan samt byggnaders påverkan på hälsa. Dessutom har tillkommit mål för återvinnig och kompostering av avfall från restauranger osv. För det första är målets karaktär av ”inverterade problem” påtagligt här: de flesta av delmålen definierar kända urbana miljöproblem snarare än tillstånd som sammantaget utmärker en intuitiv föreställning om ”god stadsmiljö”. För det andra är det framförallt i kraven på ”program och strategier” som man i delmål 1 närmar sig vissa av de frågor som har kännetecknat de senaste årens diskussion om god bebyggd miljö. Men behovet att se den bebyggda miljön som en fungerande helhet framkommer inte; snarare är det den tekniska och sektoriserade planeringen som faktiskt kommer att lyftas fram. Målet ”god bebyggd miljö” återspeglar således ovanligt tydligt hur hållbar utveckling operationaliseras till ett antal delmål för aspekter på ekologisk hållbarhet.

Det geografiska fördelningsproblemet är i delmål 2 under ”god bebyggd miljö” påtagligt. År 2010 ska ”minst 25 % av den värdefulla bebyggelsen vara långsiktigt skyddad”. Skall det nationella målet uppnås genom att alla kommuner skyddar 25 % av sin värdefulla bebyggelse? Delmål 1 illustrerar både fördelningsproblemet och risken att miljömålen leder till symbolaktiviteter. Här har Riksdagen beslutat att fysisk planering och samhällsbyggande senast år 2010 skall grundas på program och strategier” som bl.a. skall medföra att ”andelen hårdgjord yta inte ökas”. Frågan är hur en balansering skall göras så att viss utbyggnad blir möjlig. I avsaknad av bindande fysisk planering ovanför den kommunala detaljplanenivån förefaller instrument för fördelning av arealnormer saknas. Det är naturligtvis också en relevant fråga vad den nationella arealen hårdgjord yta i ett land som Sverige egentligen indikerar av miljöproblem; vilka ytor som exploateras, hur till exempel dagvattenavledning och infiltration ordnas osv

³²⁹ NVV skall som sektorsmyndighet självklart arbeta med slitage och erosion, buller och art- och områdesbevarande i fjällen. Frågan gäller emellertid hur och av vem som avvägningar skall göras.

³³⁰ Miljömålen – när vi dem. Miljömålsrådets uppföljning av Sveriges 15 miljömål. de Facto 2004 sid 75.

framstår som viktigare och rimligare indikatorer på hushållningen med naturresurser. Risken att detta delmål medför produktion av pro forma program och strategier som kommunerna varken kan eller avser att följa är stor. Översiktsplanen kan tjäna som mottagare av formella krav på "program och strategier" medan den faktiska utvecklingen styrs av annat t.ex. ad hoc detaljplanering.

Bevarande av *biologisk mångfald* är delmål under flera av målen och kan förväntas att dessutom bli ett självständigt sextonde mål. Den starka ställning som "biologisk mångfald" idag har i miljömålsstrukturen kan på flera sätt visa sig vara problematisk. Begreppet och dess användning borde ges en allsidig och kritisk belysning. Vi vill här bara peka på tre aspekter:

- Operationalisering: mångfald blir i praktiken ofta "hotade och sällsynta arter" snarare än någon form av ekologisk funktionalitet
- Legitimitetsfrågan. Inskränkningar och begränsningar i vad individer eller grupper uppfattar som fundamentala friheter eller önskvärd utveckling måste grunda sig på faktorer som uppfattas ha hög legitimitet. När "biologisk mångfald" i många konkreta ärenden blir liktydigt med mer eller mindre obskyra sällsynta djur och växter är risken stor att legitimiteten urholkas. Avståndet mellan argumenten att den biologiska mångfalden är nödvändig för vår existens blir för stor när mångfalden representeras av en sällsynt växt- eller djurart utanför sitt naturliga utbredningsområde.
- Bevarandeargument hamnar ofta i svårigheter gentemot nyttoargument. Men estetiska eller moraliska argument som förkläs till vetenskapliga och funktionella riskerar alltid att avslöjas eller att framstå som icke trovärdiga.

En studie som vore värd att göra systematiskt är att se på hur motretoriken mot biologisk mångfald utvecklas. Exempelvis diskussioner runt följande typ av tema: Är det rimligt att en märklig spiggart utgör ett icke förhandlingsbart stopp för utbyggnad av Karlskronas hamn? Detta skulle ge inblickar i legitimitetsproblemen. Det är inte orimligt att tänka sig intresseförskjutningar som följd av sjunkande legitimitet hos mångfaldsargumenten. Det ser idag ut att vara ett anmärkningsvärt glapp mellan allmänhetens intresse för hälsoaspekterna av miljöproblemen och den behandling de får t.ex. i konsekvensanalyser av kommunala planer.

Teknokrati.

Teknokratiproblemet i miljömålen illustreras i och för sig väl av "storslagen fjällmiljö". Att detta inte är ett isolerat exempel visar flera av de delmål som innebär att strategier skall tas fram. Två exempel kan hämtas från mål 10 "*Hav i balans*". Delmål 1 innebär bl.a. att "senast år 2005 ska ytterligare fem marina områden vara skyddade som reservat". Under vårvintern 2004 presenterade Naturvårdsverket och Fiskeriverket en utredning som pekade ut sjutton tänkbara områden som borde skyddas som reservat och beläggas med fiskeförbud. Att just fem reservat skulle skyddas före 2005 framstår som förhållandevis godtyckligt. Att riksdagen beslutar om tidsatta och kvantifierade mål av denna typ på bas av underlag från sektorsmyndigheter utgör ett tydligt brott med både principerna om allsidigt utredningsmaterial och förankring. Tillvägagångssättet lär av remissvaren att döma³³¹ också för vissa områden ha varit kontraproduktivt i den meningen att ett betydande lokalt och regionalt motstånd mobiliserades.

Delmål 2 innebär att en strategi för hur kustens och skärgårdens kulturarv och odlingslandskap kan bevaras och brukas skall tas fram av Riksantikvarieämbetet. De problem som kort

³³¹ Remissammanställningen kan hämtas från naturvårdsverkets hemsida.

beskrivs under delmålet handlar emellertid i hög grad om näringsutveckling, regionalpolitik osv. Drivkrafterna för den förändring som anses medföra behov av bevarande och hävd ligger således i stor grad utanför ämbetets kompetens. Andra aktörer skapar andra program t.ex. för regionalstöd. I teorin skulle en bevarandestrategi kunna fungera som underlag eller ram för t.ex. fördelning av regionalstöd. Erfarenheterna av bruket av ”horisontella indikatorer” vid fördelningen av medel inom de regionala tillväxtavtalens ram är inte uppmuntrande i detta avseende.³³²

Orsak och verkan – uppfyllda delmål och bättre miljö?

Ett problem som ligger i all miljöpolitik är osäkerheter om orsakssamband mellan olika åtgärder och faktisk effekt på miljö kvalitet. De rent naturvetenskapliga aspekterna på detta kan vara komplicerade. Olika mekanismer kan medföra att åtgärder får både större och mindre effekt än förväntat om åtgärderna vilar på osäkert teorigrundlag. Att konkreta åtgärder som minskning av utsläpp, kalkning av sjöar, restaurering av ekosystem osv. inte alltid leder till de önskade resultaten är ett problem som får anses höra till de ofrånkomliga osäkerheterna i miljöarbetet. I många delmål finns emellertid ett annat kausalitetsproblem inbakat. Ungefär en fjärdedel av delmålen innebär att olika former av ”program” eller ”strategier” skall tas fram. Bedömningen att ett givet delmål kommer att uppnås bygger för ytterligare ett antal delmål på att olika ”åtgärdsprogram” finns eller kommer att tas fram. Att producera strategier blir därmed en indikator på att miljöproblemen kommer att lösas.³³³

Det förefaller vara en berättigad fråga om miljömålsstrukturen kommer att leda till en ökad produktion av program och strategier och minskade resurser och fokusering på faktiskt problemlösande. Här ligger en del av svaret på min fråga: är miljömålen ett verktyg för miljöarbete eller symbolpolitik? En ordentlig genomlysning av hur mycket resurser som inledningsvis och fortsättningsvis läggs på strategier och program förefaller högst angelägen. Bristen på kriterier för att avgöra konflikter mellan miljömålen kommer att dyka upp också i relation till alla de program som skall tas fram. Alla kommer de att medföra behov av resurser. Miljömålsstrukturen innehåller ingen vägledning rörande vilka åtgärdsprogram som bör prioriteras. Att de konkreta delmålen i betydande grad består i att det skall skapas strategier och program är en indikation på att mycket av miljöarbete riskerar att få symbolpolitisk karaktär

Målet ”*Ingen övergödning*” är ett exempel på problemen. Den sammantagna bedömningen är att målet inte kommer att nås. Delmålen 1 och 4 kommer dock att nås. Delmål 1 är att åtgärdsprogram som anger hur ”god ekologisk status” enligt EG:s ramdirektiv för vatten skall finnas före 2009. Skälet till att delmålet kommer att nås är att direktivet ålägger oss att nå det samt att förslag till lagreglering och administration har lagts fram!³³⁴ Att någon form av program kommer att finnas år 2009 framstår kanske som rimligt men att dessa också kommer att vara goda är kanske bl.a. med hänsyn till uppgiftens svårighetsgrad och resursbrist hos vattenmyndigheterna ingen självklarhet. Att de är verkningsfulla är enbart ett antagande och totalbedömningen att målet inte kommer att nås är möjligen en indirekt belysning av detta.³³⁵

³³² Nilsson J-E, Emmelin L (in prep) Practice and rhetoric in integration of environmental considerations in structural fund decisions: a case study. Kommer som BTH Research report. Karlskrona: Blekinge Institute of Technology

³³³ Det bör kanske noteras att delmål om strategier och program i några fall också innehåller inventering och kunskapsproduktion. ytterligare några delmål består av kunskapsproduktion och åtgärder för bevarande. Vår invändning gäller alltså inte den kunskapsproduktion som kan vara förenad med att göra strategier och program utan tron på ett nära orsakssamband mellan strategier och effekter i miljön.

³³⁴ Miljömålsutvärderingen sid 24

³³⁵ Arbetsmarknads- eller regionalpolitiken erbjuder åskådningsexempel på att sambandet mellan åtgärdsprogram med kvantitativa målsättningar och avsättande av ekonomiska resurser inte alltid är en tillräcklig förutsättning för att målen nås.

Ser man närmare på delmål 4 som gäller en kvantifierad och tidsatt minskning av ammoniakutsläppen så vilar bedömningen på enkla vidtagna åtgärder i jordbruket och en minskning av antalet svin och nötkreatur. Därutöver hänvisas till "åtgärdsprogram" och "bestämmelser".³³⁶ Mellan delmålen och det överordnade målet att de viktigaste miljöproblemen skall vara lösta finns således en tämligen osäker kausalitet med leden att program leder till åtgärder som i sin tur är verkningsfulla. Det förefaller vara en berättigad fråga om miljömålsstrukturen kommer att leda till en ökad produktion av program och strategier och minskade resurser och fokusering på faktiskt problemlösande. Här ligger en del av svaret på min fråga: är miljömålen ett verktyg för miljöarbete eller symbolpolitik? En ordentlig genomlysning av hur mycket resurser som inledningsvis och fortsättningsvis lägga på strategier och program förefaller högst angelägen. Bristen på kriterier för att avgöra konflikter mellan miljömålen kommer att dyka upp också i relation till alla de program som skall tas fram. Alla kommer de att medför behov av resurser. Miljömålsstrukturen innehåller ingen vägledning rörande vilka åtgärdsprogram som bör prioriteras.

Miljösmål och fysisk planering

Miljömålen roll i förhållande till fysisk planering – speciellt ovanför den juridiskt bindande detaljplanenivån – hänger nära samman med synen på planering. Vi tycker oss kunna urskilja tre typer av förhållningssätt som påverkar både hur målen används och vilka problem som uppstår och vilken vikt de får:

- En utopisk/visionär planeringssyn där målen betraktas som tillstånd som kan och bör uppnås. Planeringens roll är att anvisa vägar att uppnå målen. Entydiga tolkningar av målen i form av indikatorer minskar osäkerheten om "den enda vägen". Målen ges eventuellt status av "normer" dvs. någon form av bindande status. Denna syn tycks dominera i de allmänna framställningarna av miljömålen. Om den får praktiskt genomslag är en empirisk fråga av stor vikt.
- En analytisk/konsekvensundersökande planeringssyn där olika vägar att arbeta mot målen undersöks och där konflikter med och mellan målen spelar stor roll. Denna syn är den som stämmer bäst överens med "best practice" på miljökonsekvensbedömningens område men synes ha svagt stöd i officiella texter.
- En pragmatisk/problemlösande planeringssyn där målen används för att fokusera problem.

Den gruppering av miljömålen vi gjorde ovan har bäring på detta: de ideologiska målen kan ges lokala tolkningar i en utopisk/visionär planering. De problemrelaterade/vetenskapliga kan användas som utgångspunkt för både konsekvensbedömning och en pragmatisk/ problemlösande planering. Svårigheterna med de senare målen är att ge dem en meningsfull lokal operationalisering, speciellt om de skall användas för kvantitativa analyser eller uppföljning. Den farhåga vi i detta kapitel ger uttryck för är att den första synen skall komma att dominera på bekostnad av de två andra synsätten.

Miljömålen och konsekvensbedömning

Det är intressant att reflektera över hur olika genomslag tanken på konsekvensanalys har i olika delar av miljöarbetet. Miljömålen skall få oss över i proaktivt förhållningssätt. Tanken

³³⁶ En osäkerhet vars storlek inte kommenteras är ökade utsläpp från industri och transporter. Ökningen från biltrafiken illustrerar dessutom ett av miljöpolitikens dilemman. Lösning av ett problem skapar inte sällan ett nytt: i detta fall bildas ammoniak i bilarnas katalysatorer. Utan att gå in i underlagsmaterialets detaljer är det därför svårt att se om bedömningen att delmålet kommer att uppnås vilar på någon bedömning av osäkerheter som trafik och industriutsläpp, djurantalets beroende av jordbrukspolitik och konjunkturer.

att miljömålsarbetet också skall innefatta ”måluppfyllelseanalys” (”MUA”) är knappast långsökt mot bakgrund av en pågående internationell diskussion om konsekvensanalys. I vissa sammanhang framställs det som om konsekvensanalys är ett reaktivt förhållningssätt. Analys på högre strategiska nivåer framställs som mera proaktivt: att analysera policy, planer och program skulle kunna förebygga problem. Så kan vara fallet om konsekvensanalysens grundläggande tankefigur – att leta efter oönskade konsekvenser – bibehålls. Men en analys av måluppfyllelse i stället för av negativa konsekvenser – ibland betecknat som ”object driven environmental assessment” – eller att koncentrera sig på om planer och program bidrar till en hållbar utveckling kan leda mycket fel.

I den utopiska tankefiguren i miljömålen ligger en föreställning om att arbete mot mål innebär en kontroll och styrning och ett ”proaktivt” förhållningssätt. Att vara ”proaktiv” är betydligt finare än att vara ”reaktiv”. Frågan är emellertid i vilken grad det ”proaktiva” förhållningssättet egentligen står till buds i miljövärden. Att måluppfyllelseanalys inte är ett proaktivt förhållningssätt som står i motsats till reaktiv konsekvensanalys är emellertid viktigt att notera. Den underliggande tanken i MUA tycks vara den att där intentionerna är goda behövs ingen konsekvensanalys. Måluppfyllelseanalys blir i så fall ett hot mot reflexiviteten dvs. förmågan att inom ramen för moderniteten göra nödvändiga kurskorrigeringar.

Måluppfyllelseanalys kan teoretiskt ha två komponenter. För det första en analys av om och på vilket sätt ett väl genomfört projekt medför till att vissa mål uppfylls. För det andra någon form av riskbedömning av att projektet medför kontrafinala eller ”perverse” effekter som står i strid med målen. Problemet är risken för koncentration på det förra: att visa att projektet är önskvärt, att använda miljöbedömningen som argumentation för projektet. Den risken är för handen också inom konventionell konsekvensanalys. Sager³³⁷ konstaterar i sin summering av en studie av miljöbedömning i stora nordiska projekt att behovet av ”contingency analysis” är stort för att motverka effekterna av en riskblind professions- eller förvaltningskultur.

Kunde MUA förhindrat Hallandsåskandalen?

Ett sätt att testa nya regler som av och till används inom juridiken är att testa dem mot ett hypotetiskt eller verkligt fall. Låt oss resonemangsvis testa om vi kan göra det troligt att miljömål och måluppfyllelseanalys i ett konkret fall skulle ha förebyggt problem. Problemet ”Hallandsåstunneln” tror jag illustrerar invändningarna mot tanken att överge en formaliserad och seriös konsekvensanalys.

För det första och viktigt för resonemanget. Själva utgångspunkten för projektet ligger i en strävan mot bättre miljö: effektiva järnvägstransporter som ett av de viktigaste medlen för att uppnå ”hållbara transportsystem”, minska utsläppen av växthusgaser, åstadkomma energieffektiva transporter baserade på miljövänliga energikällor osv. Intentionerna bakom Hallandsåstunneln är således ur miljösynpunkt goda.

Problemet var alltså inte intentionerna utan i korthet vad flera olika undersökningar beskriver som ”en riskblind förvaltning”. Den exakta placeringen av tunneln kan sägas vara resultat av kompromiss mellan två målkonflikter: geologiskt lämplig placering och önskemålet om lämpligt placerad station i Båstad; banan skall fylla flera olika mål. Det är svårt att se hur man skulle kunna göra troligt att en analys av måluppfyllelse skulle kunnat bidra till en ändrad hållning till riskfrågorna. Det förefaller långsökt att tänka sig att denna hållning skulle ändras av en uppmaning att ta ställning till miljömålen. Strukturen är inte tvingande. Analysen skulle inte kunna förkastas om Banverket inte hade tagit ställning till de mål som man faktiskt genom misslyckandet kom i konflikt med: målen för grundvatten och ytvatten, giftfri miljö, bio-

³³⁷ Sager, T. (2001). A planning theory perspective on the EIA. In T. Hilding-Rydevik (Ed.), EIA, large development projects and decision making in the Nordic countries (Vol. R 2001:6). Stockholm: Nordregio

logisk mångfald. Det är lätt att tänka sig en formulering av typen: ”Den avledning av grundvatten som planeras i samband med byggandet utgör inget hot mot grundvattnet i området”. Det är konsekvensanalysens tankefigur som skulle ge upphov till analys av risken för att vattenmängderna skulle bli väldigt mycket större.

Man konstruerar en falsk och farlig motsättning om man sätter målstyrning och måluppfyllelseanalys som ersättning för konsekvensanalys. Att hävda att det förra är proaktivt och det senare är reaktivt är grundläggande fel tänkt: goda intentioner utesluter inte dåliga resultat! Konsekvensanalysen kan inte ersättas av måluppfyllelseanalys; den är tvärt om en förutsättning. Möjligheterna att dessutom välja mer eller mindre godtyckligt bland de mål man vill framhålla i en måluppfyllelseanalys medför dessutom betydande risker. Det är konsekvensanalysens tankefigur – att leta efter vad som kan gå fel – som skulle avslöja om målen uppfylls på bekostnad av stora förluster inom andra målområden.

Synen på avvägningen mellan måluppfyllelseanalys och konsekvensanalys bottnar i både en syn på hur samhällsutvecklingen sker och på en föreställning om rollfördelning. Måluppfyllelseanalys förefaller fotad i den utopiska tankefiguren med ”samhället” som huvudaktör i utvecklingen. Konsekvensanalysen ser samhällets roll som kontrollant: oönskade konsekvenser, onödiga risker bör kontrolleras. Möjligheten att med rationell analys avgöra om vi ”gör rätt saker” är små. Om Hallandsåstunneln verkligen bidrar till ett mera hållbart samhälle beror på en mängd faktorer helt utanför både projektet och Banverkets kontroll. Det framstår som både teoretiskt och praktiskt orealistiskt att tro att analysen skulle kunna ge svar på frågan om Hallandsåstunneln är ”rätt sak”. Däremot kunde en bättre analys ha gett underlag för att bedöma om projektet medförde sådana risker att de positiva värdena äventyras – fysiskt genom tekniska och miljömässiga problem eller ekonomiskt genom kraftigt ökade kostnader.

Miljömålen och målstyrning

Målstyrning utgår från att det är möjligt att operationalisera målen i termer – oftast kvantitativa – som är möjliga att integrera med en sektors verksamhet. Målstyrning fungerar bäst i en konsistent hierarkisk struktur med ett klart och entydigt operationaliserbar översta mål. Det är uppenbart att detta inte kan gälla för miljömålen. Dels kan målen vara i konflikt med andra samhällsmål dels kan konflikter mellan de olika miljömålen uppstå. Dagens sätt att närma sig detta tycks vara att överlåta konsistensproblemen till sektorerna, som själva får tolka och operationalisera målen på sätt som är relevant för respektive sektor. I sektorsintegrationen finns en implicit föreställning om att sektorerna verkligen skall betrakta miljömålen som överordnade och att detta skall bygga upp en någorlunda konsistent struktur. De teoretiska och praktiska invändningarna är uppenbara.

Redan på denna nivå uppstår således en fråga om vem som har ansvar för sammanvägningen, speciellt vid målkonflikter. Den syn som tycks vara vanlig i miljösektorn att ekologisk hållbarhet är en förutsättning och sätter ramarna för de två övriga medför att någon sammanvägning egentligen inte är aktuell. Snarare blir den synen att miljömålen är normer som definierar det utrymme eller de frihetsgrader inom vilket ekonomi och politik kan utvecklas.

Allmänt kan sägas att miljömålens konstruktion strider mot i stort sett alla på implementationsforskning grundade rekommendationer om hur målstyrning skall utformas.

T.ex Lundquists pregnanta punkter som säger att tillämparen skall:

- Förstå beslutet
- Kunna genomföra beslutet
- Vilja genomföra beslutet

Men även om man ser mindre strängt på målstyrning än vad som är fallet beträffande hierarkiska organisationer finns ett antal principiella invändningar. Viktigast är sannolikt problemet med konflikter mellan målen och en sektors eller aktörs primära mål. Två problem är värda uppmärksamhet i detta sammanhang: mängden mål och svårigheten att bryta ned dem.

Möjligheten att ganska fritt välja vilket miljömål man vill betona till exempel i en kommunal plan är då ett problem. Om planen kan påstås bidra till att något eller några mål uppnås medan målkonflikter med andra mål förtigs är chansen stor att en plan som ur andra synvinklar framstår som önskvärd kommer att antas. Den bristande kvaliteten i konsekvensanalys av detaljplan³³⁸ medför en betydande risk att målkonflikterna inte uppmärksammas om det inte ligger i någon grupperings intresse att rikta uppmärksamhet på dem. Risken att denna godtycklighet förstärks om konsekvensanalys ersätts med ”måluppfyllelseanalys” är påtaglig. Aktiva miljöorganisationer, öppen och genomsiktig information, fungerande participatoriska mekanismer i planeringen är tänkbara men osystematiska korrektiv.

Detta reser frågan om vilken status miljömålen egentligen har. Vem gäller de för, när och på vilket sätt

Gäller miljömålen?

Frågan kan tyckas märklig: om Riksdagen beslutat om miljömål gäller de väl? I allt fler situationer kommer frågan emellertid att komma upp med preciseringar: ”exakt på vilket sätt” eller ”för vem och när”. Att målen ”gäller” tycks ofta användas utan att det därmed görs klar om man därmed menar att de faktiskt formellt skall eller ens får tillämpas dvs om målen utgör en formell bindande grund för myndighetsbeslut av olika slag. Miljömålen betecknas som ”styrmedel” men även innebörden av detta kan variera. Miljömålsrådet blandar t.ex. tankar på att miljömålen skulle ligga till grund för tillsynsbeslut (dvs. tillämpas), att miljömålen i företag skulle kunna ligga till grund för frivilligt arbete (målen beaktas mao), att kommunerna inarbetar miljömålen i planer (dvs. beaktas). En principiellt viktig fråga är därutöver om målen håller på att utvecklas till formellt bindande normer, speciellt om arbete i mindre tvingande former inte verkar föra mot målen. Tvingande regler och normer kan säkert behövas i ökad utsträckning inom miljövärden men inte alla områden lämpar sig för mätbara normer och en rimlig och rättssäker utformning av normer är en svår uppgift. Att genom att göra miljömålen till normer visa handlingskraft med begränsad eftertanke och konsekvensanalys kan på sikt skada miljöarbetet.³³⁹ Låt oss illustrera problemen med att förstå om miljömålen i sig själva ”gäller” med några konkreta exempel. Frågan om miljömålen kan komma att behandlas som bindande norm återkommer därefter nedan.

Frågan om exakt *hur* miljömålen gäller har minst tre sidor. För det första hur de enskilda målen och framförallt delmålen mera precist skall tolkas och för det andra vad som sker vid målkonflikter. När det gäller tolkningsfrågan finns i många av delmålen dessutom både frågan om tolkning av innebörden av kvantifieringen och av tidfästningen av målet. Dessutom finns en fråga om hur målen geografiskt skall tolkas och operationaliseras. Som exempel på det förra kan man ta ett kustlän som antagit målet att kväveutsläppen till kustvatten skall minska med

³³⁸ Oscarsson, A., Olausson, I., Heiter, Å., Holm, H., & Palm, I. (2003). MKB för detaljplan - användning och kvalitet. Boverket & MKB-Centrum SLU (Kan hämtas från MKB-Centrums hemsida via www.slu.se)

³³⁹ Kraven på tvingande mål hörde till det som ledde till den nuvarande målstrukturen som beskrivits inledningsvis. Svenska Naturskyddsföreningen har t.ex. i olika sammanhang gjort sig till tolk för sådana uppfattningar. Nationella och lokala miljökvalitetsmål blir en obligatorisk del av översiktsplanen, skrivs in i hänsynsreglerna PBL 2:1, länsstyrelsen får en utvidgad rätt att ingripa när planer och bygglov motverkar antagna miljökvalitetsmål i PBL 12:1. - En bindande rättsprincip införs i PBL, motsvarande allmänna hänsynsreglerna i miljöbalken, med innebörden att miljökvalitetsmål ska ha bestämmande inflytande över planering på alla nivåer.”(Naturskyddsföreningens yttrande över Miljömålsrådets utvärdering ”Miljömålen – allas vårt ansvar”)

30 % senast år 2010. Innebär det att ingen tillkommande källa till sådana utsläpp överhuvudtaget kan accepteras. Naturvetenskaplig logik säger att tillstånd till nya källor till utsläpp inte är förenligt med en minskning. Rimlighetsbedömning och den typ av intresseavvägning som är Plan- och bygglagens grundläggande tankefigur kan däremot säga att ett i det stora hela försumbart utsläpp bör tillåtas. Även miljöbalkens krav på rimlig hänsyn kan antas i flertalet fall omöjliggöra att man enbart med mål kan hindra en verksamhet; stoppregeln anger specifikt att endast fall av allvarlig miljöskada utgör hinder. Här står man inför den principiellt viktiga motsättningen mellan att förhålla sig till kumulativa effekter av många små beslut på den ena sidan och enskild rimlighetsbedömning på den andra. Dilemmat är svårhanterat inom ramen för tvingande normer.

Slutligen finns det också en sektoriell och geografisk aspekt. Att en viss nivå skall uppnås nationellt har tydligen ofta tolkats som att samma nivå skall uppnås regionalt. Det kan förefalla i någon diffus mening rättvist. Men en aspekt på miljöproblemen är att de är plats- och situationsberoende: man kan behöva köra mera bil och elda mera i Norrland, olika ekosystem har olika förmåga att absorbera störningar osv. En region kan ha en dominerande industri som svarar för en betydande del av det totala nationella utsläppet. Geografisk nedbrytning skulle mycket väl kunna behöva differentieras för att vara effektiv. Den svenska modellen bygger emellertid på att regionerna själva utformar sina mål liksom kommunerna. Systemet tycks inte innehålla någon mekanism för att se till att de nationella målen uppnås utan att det skapar snedvridande fördelningseffekter

Frågan om för vem och när miljömålen gäller kan för den intresserade allmänheten eller i politikens föreställningsvärld synas enkel: de gäller för alla alltid. Målen skall uppnås av Sverige och därmed gäller de för alla och alltid. Men i juridikens värld gäller ett mål – i betydelsen tillämpas som beslutsgrund vid en prövning enligt en viss lagstiftning – bara i den grad som lagstiftningen föreskriver eller medger det. När Miljömålsrådet konstaterar att miljömålen används i det kommunala planarbetet så kan man alltså undra över på vilket sätt. Miljömålen nämns inte i nuvarande version av PBL och deras status av miljö kvalitetsnormer kan ifrågasättas eller är i vart fall oklar – se nedan. Man får därför förutsätta att de inte måste ingå i den avvägning av olika intressen som är grunden för tillståndsgivning enligt PBL. Däremot står det kommunen fritt att vid uttolkningen av hänsynsreglerna i PBL (miljöbalkens hänsynsregler ska inte tillämpas) använda miljömålen, jämte andra som mål, som stöd för avvägningar mellan aktuella intressen. Målen gäller således i PBL i den betydelsen att de finns och får användas, men de gäller inte med betydelsen att de är en anvisad grund för bedömningar; de måste inte tillämpas i planering och planläggning. När det handlar om miljöbalken finns i förarbetena en hänvisning att målen förväntas ge stöd för avvägningarna som ska ske med stöd av balkens olika regler. Målen ska således ge stöd vid bedömningen av vad som utgör lämpliga lösningar. Det finns emellertid inte stöd i reglerna – eller förarbetena – för att målen är det enda stödet vid sådana bedömningar. Även ekonomiska aspekter ska t.ex. beaktas vid avvägningarna. Målen gäller således inte heller i miljöbalken som ensam grund för bedömningarna; de utgör därmed inte en bindande kravnivå.

Avvägningsfrågan leder till den andra huvudfrågan rörande målen: Vad händer vid målkonflikter. Antag att en åtgärd medför att ett mål främjas på bekostnad av ett annat. För att fortsätta med kustexemplet: en ur transportsynpunkt lämplig bebyggelselokalisering kanske medför ökade utsläpp av vattenburet kväve och fosfor och ett ingrepp som kan framställas som ett hot mot biologisk mångfald genom att en sällsynt art försvinner på just den lokalen. I planering och tillstånd enligt PBL är det upp till kommunen att avgöra prioriteringen mellan målen med tillämpning av hänsynsreglerna i 2-3 kap PBL. Skulle det handla om prövning av tillstånd till viss verksamhet i en byggnad med denna lokalisering, är det på motsvarande sätt en fråga om avvägning mellan motstående miljöaspekter med stöd av miljöbalkens hänsynsreg-

ler. Skillnaden ligger mera i vilken aktör som avgör avvägningen än formuleringen av hänsynskraven. Det finns politiskt ansvarstagande för planbesluten medan miljöbalkens bedömningar görs av olika slag av experter. Det är inte orimligt att anta att bedömningarna blir olika med olika slag av experter och beslutande.

Vad vi vill peka på är att effekten av miljömålen i betydande grad kan bero på hur de kan komma till användning i tillämpningen av regler - som bedömningsstöd, bindande gränsvärden (normer) eller på annat sätt – lika väl som dess frivilliga beaktande i andra typer av ställningstaganden.

En lösning på många problem vore att se mål och delmål som problemindikatorer. Om övervakning och prognoser visar att utvecklingen i alltför stor grad avviker från målformuleringarna så krävs strategiska insatser i form av konkreta åtgärdsprogram. Sådana är i och för sig inte heller helt problemfria, vilket analyser av Vattendirektivet visar. Rätten och skyldigheten för vattenmyndigheten att upprätta tvingande åtgärdsprogram innebär ju t.ex. ett kraftigt ingrepp i det kommunala självstyret. Man kan argumentera för att miljöproblemen är sådana att lokalt självbestämmande ibland måste åsidosättas. Men viktiga förändringar av de demokratiska spelreglerna skall göras öppet och just som vad de är, inte som mer eller mindre oväntade följdverkningar av annan lagstiftning. Eftersom lokalt ansvar i andra sammanhang framställs som en grundbult – jfr till exempel retoriken i Agenda 21 – så kan det behövas analys och diskussion av vilka konkreta frågor som faktiskt motiverar förändrade spelregler. Kanske är handel med utsläppsrätter en nödvändig förutsättning för effektivitet inom ramen för bindande normer.

Ett antal frågor skulle behöva belysas beträffande miljömålen faktiska ställning:

- Vad innebär Riksdagens beslut egentligen: kan det närmare anges vilken status miljömålen faktiskt har formellt.³⁴⁰
- Vad träffas och vem drabbas – är den frågan möjlig att besvara?
- Vilka föreställningar finns oavsett vad som gäller formellt hos t.ex miljömålsberedningen, naturvårdsverket, miljödomstolarna etc.
- Vilken status ser det ut att de tillmätts i olika råd och anvisningar mm. – spec naturvårdsverkets.
- Ger operationaliseringen i konkreta men partiella delmål och indikatorer vissa faktorer en stark ställning; görs de till normer i MB:s mening?
- Hur avgör man i det enskilda fallet vilket miljömål som ”gäller mest”; omvändningen till problemet att miljömålen kan användas genom godtyckligt urval för att legitimera.
- Är miljömålen ett försök att uttrycka ”allmänna intressen” enligt den tankemodell som PBL är uttryck för och har olika aktörer stor frihet att göra avvägning? I så fall är det teoretiskt tänkbart med beslut där hållbarhetens tre komponenter politiskt vägs samman utan att det a priori eller i förväg är givet vilken faktor som skall tillmätas vikt
- Eller är miljömålen normer som definierar ekonomins och politikens spelplan och frihetsgrader – som man kan förvänta sig under Miljöbalken ?!

Den viktigaste osäkerheten har emellertid sannolikt skapats av förändringen av innehållet i termen ”miljökvalitetsnorm”.

³⁴⁰ Denna fråga har utretts bl.a. av miljöbalkskommittéerna, utan att en bindande lösning har funnits. Målens övergång till normer behandlas inte i förarbetena om vattendirektivet, oaktat att målen där byter namn till normer även om de måhända inte förväntas bli bindande bara för det.

Miljömålen som norm

Begreppet ”miljökvalitetsnorm” betecknade i miljöbalken tidigare en bindande gräns för någon specifik miljöparameter. Normen beskrev ett tillstånd i miljön som inte fick överskridas. Eftersom en sådan norm inte riktar sig till någon speciell verksamhet eller aktör krävs instrument för att använda normer i planering och tillståndsgivning. Vi skall här förbigå de komplicerade frågorna om detta³⁴¹ och bara konstatera att både hantering och förståelse och därmed legitimiteten i beslut underlättas om en norm är precis formulerad och talfäst³⁴². Genom en ändring av miljöbalken till följd av vattendirektivet har begreppet ”miljökvalitetsnorm” emellertid ändrats till att innefatta också miljömålen³⁴³. Samtidigt kvarstår bestämmelsen att tillstånd för en verksamhet inte får meddelas om en miljökvalitetsnorm överskrids. Miljömålen förefaller alltså i någon mening ”gälla” som en stoppregel, oaktat att de i sig inte kan anses som bindande. Det är i sig en paradox och det framstår onekligen som en intrikat uppgift för t.ex. miljödomstolen att avgöra om tillstånd för någon verksamhet kommer att innebära att något av miljömålen ”överskrids”; delmål kan vara formulerade som att en viss miljöparameter skall minska, att den inte får öka, skall bibehållas på dagens nivå osv. Varför ett precis uttryck som ”miljökvalitetsnorm” ges en så vid innebörd att det täcker allt från gränsvärden för kväve i luften till ”myllrande våtmarker” är svårt att rationellt förklara på bas av tillgängligt underlag³⁴⁴. Det nu anvisade svenska bruket av termen avviker helt från tidigare innebörd av ordet norm³⁴⁵ och bidrar inte till vare sig förutsägbarhet eller legitimitet och förefaller medföra omfattande tolkningsproblem: en miljökvalitetsnorm kan inte bara vara begreppsligt helt olika saker och dess konsekvenser framstår också som högst oklara. EG-rätten kräver i relation till miljökvalitetsnormer att det finns åtgärdsprogram som klart anger enskildas rättigheter och skyldigheter. Dessutom kan EG-rättens krav betyda att man inte kan godta ett osäkert rättsläge och hoppas på förtydligande i rättspraxis.³⁴⁶

Man kan befara att diskrepanserna mellan de olika juridiska spetsfundigheter som behöver utlösas för att hantera begreppet miljökvalitetsnorm och en miljöintresserad allmänhets förståelse kan bli stor. Normer som bara ibland är normer är knappast önskvärda ur synvinkeln ”respekt för lagstiftningen”.

³⁴¹ Miljökvalitetsnormer som styrmedel behandlas av Gipperth & Michanek 2001 och Naturvårdsverkets rapport 5375, maj 2004, Miljökvalitetsnormer som styrmedel, avser endast tillämpning av luftnormer men ger en generell beskrivning av regler och förarbeten. Underlagsrapport Peggy Lerman, Lagtolken AB, 2003.

³⁴² En individ kan ju tycka sig fullt i stånd att på ett säkert sätt framföra ett motorfordon i lätt berusat tillstånd: normen ”0,5 promille” innebär att frågan om lämpligt tillstånd överförs till ett precis och talfäst värde som därmed blir hanterbart i övervakning och tillämpning.

³⁴³ Notera dock att vattendirektivet inte kräver att mål ska övergå till bindande normer. De aktuella definitionerna i artikel 2 punkt 34-35 avser ”Environmental objectives” och ”Environmental quality standard”. Det förra översatt med miljömål och det senare med miljökvalitetsnormer. Definitionen av miljökvalitetsnormer enligt vattendirektivet är emellertid ”koncentrationen av ett visst förorenande ämne eller en viss grupp av förorenande ämnen i vatten, sediment eller biota, som, för att skydda människors hälsa och miljön, *inte bör* överskridas”. Det är således inte en bindande gräns utan en rekommendation. De bindande gränserna är istället definierade i punkt 40 som avser utsläppsvärden, vilka läggs fast vid tillståndsprövning och inte är avsedda att vara generella värden, dvs. normer.

³⁴⁴ Förslaget att begreppet ”miljökvalitetsnorm” skulle kunna omfatta ett spektrum av helt olika normer från talfästa ”stoppregler” till allmänna målsättningar ifrågasattes bl.a i utskottsbehandlingen av propositionen. Miljöbalkskommittén hade föreslagit att olika former av normer och mål skulle samlas under rubriken ”bestämmelser om miljökvalitet”. Utskottsmajoriteten avvisade invändningarna med resonemang om att ”miljökvalitetsnorm” skulle vara synonymt med ”bestämmelse om miljökvalitet” och bortsåg från behovet av differentierad och rimligt precis terminologi för att täcka helt olika fenomen – se Emmelin & Lerman 2004b.

³⁴⁵ Begreppet syftar i de tillämpningssammanhang som nu är i fråga på rättsregel, författning eller föreskrift.

³⁴⁶ Gipperth & Michanek 2001

Konkurrerande normsystem

Miljöarbetet innehåller som alla politikområden en konkurrens mellan olika värderingar och normer. På ett fundamentalt plan ligger t.ex. konflikter mellan etnocentriskt versus biocentriskt synsätt som får sitt uttryck i ideologier som ”ekosofi”, ”djupekologi” etc.³⁴⁷ På den nivå vi här diskuterar är några dikotomier av speciellt intresse. Vi vill här enbart i punktform peka på några som skulle ha analytiskt intresse för fördjupade studier av både miljömålsarbetet och andra sidor av den problematik vi här diskuterat.

För det första två dikotomier som kan kombineras i en matris: kalkylerande versus kommunikativ rationalitet respektive centralt versus lokalt beslutsfattande.³⁴⁸ Tillsammans bildar de två dimensionerna två tydligt identifierbara normsystem. På den ena sidan naturvetenskapligt-teknisk expertkunskap och på den andra lokalt, deliberativt beslutsfattande.

Dessa två normsystem får sina uttryck huvudsakligen i Miljöbalken men också i Plan- och bygglagen. Grovt uttryckt kan Miljöbalken sägas vara en bevarandelagstiftning, även om det uppenbarligen finns skydd för exploateringsintressen också som t.ex. utvinning, kommunikationer.³⁴⁹ Det bevarandevärda eller eftersträvansvärda kan i Miljöbalkens värld definieras i naturvetenskapliga termer, idealt som kvalitetsnormer som sätter absoluta gränser för samhället och därmed för politik och planering. Detta gäller dock inte alla miljöintressen i miljöbalken, som kultur, friluftsliv tex, utan huvudsakligen naturmiljö. Balken fäster vid skyddet av naturmiljö stor vikt vid normer och vetenskaplig kunskap som underlag för beslut. Till betoningen av expertkunskapens roll i beslutsfattande hör också den roll som domstolar ges för att avgöra tvister, inte bara av ekonomisk art. De kommunikativa momenten kan sägas inordnade i detta mönster: samråd med expertorgan har t.ex. en viktig plats för att avgöra nyckelbegreppet ”betydande miljöpåverkan”.³⁵⁰

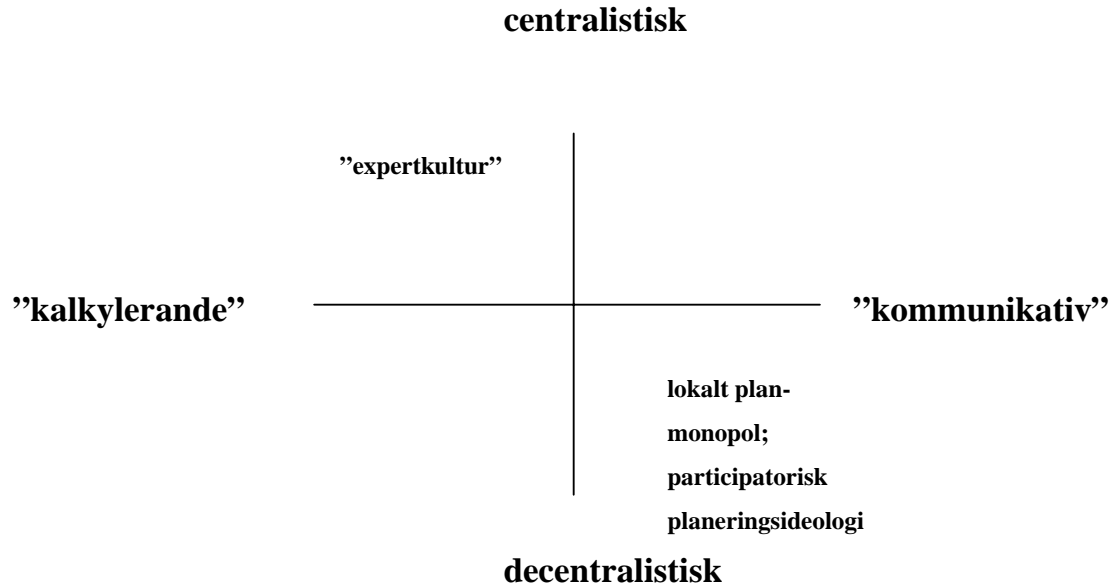
PBL å andra sidan har som grundprincip vägning mellan enskilda och allmänna intressen. Mekanismerna är här ett antal instrument: planer på olika nivåer och olika grad av styrande effekt. Även om expertkunskapen har sin roll i PBL så är det deliberativa dominerande: besluten fattas ytterst i politiskt tillsatta organ vilket är ett erkännande av att vägningarna ytterst vilar på en värdegrund. Figur 9:4 summerar den motsättning som finns mellan Miljöbalken och PBL. Beslutsfattande inom miljö- och planering kräver en kombination mellan båda typerna. ”Landskapsmålen” är emellertid problematiska genom att deras logik kommer från en struktur som är uppbyggd enligt tanken på centrala expertbeslut samtidigt som beslut om de frågor som är avgörande för ”landskapsmålen” är faktiskt sker enligt PBL-logiken.

³⁴⁷ Næss, A., 1974: Økologi, samfunn og livsstil. 4 uppl. Universitetsforlaget.

³⁴⁸ central-lokal är liksom top-down/bottom-up snarare ett uttryck för relationen mellan beslutsfattandets subjekt och objekt än en geografisk relation. I svensk planering är motsatsparet stat-kommun ofta i praktiken i mångt ett uttryck för det samma men innehåller dessutom en mängd andra dimensioner.

³⁴⁹ ”bevarande” får i olika delar av lagen olika uttryck. Naturvården syftar i stor grad till att bevara tillstånd som uppfattas som ”naturliga”/”ursprungliga” eller att återskapa sådana. När det gäller tekniskt miljöskydd/föröreningsbekämpning är bevarandetanken kanske inte lika uppenbar. Tankefiguren framstår ändå som likartad: det är ”naturliga” nivåer av försurande ämnen, koldioxid, ozon osv. som är referensbasen även om arbetet kan sägas inriktat på restaurering snarare än bevarande.

³⁵⁰ Också i samråd med allmänheten tycks tanken på expertkunskap vara framträdande dels genom att en av samrådets funktioner är att upplysa allmänheten dels att inhämta allmänhetens kunskaper om lokala och specifika förhållanden; ”allmänheten som expert på lokalmiljön”.



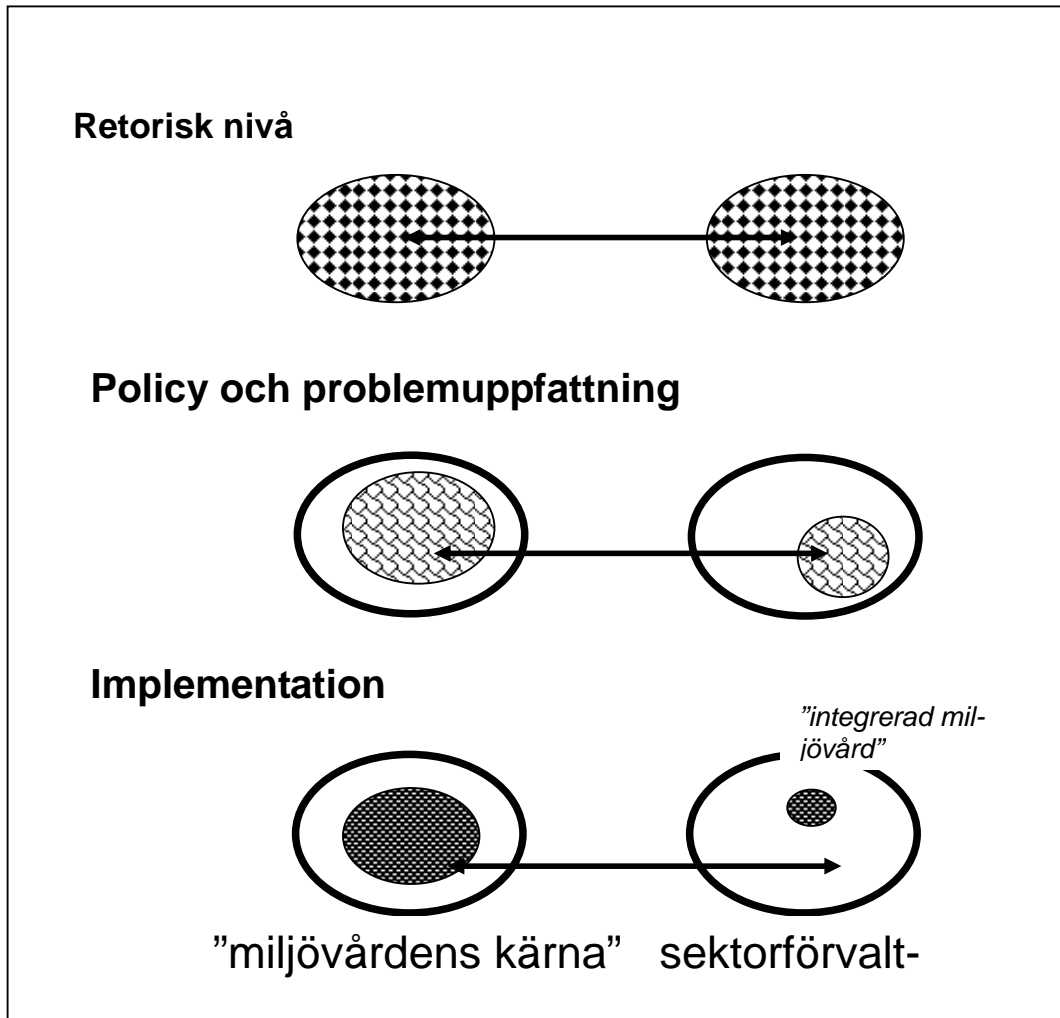
Figur 9:4 Två dimensioner som beskriver beslutsfattande. Nivå för beslutsfattande från centralt till lokalt. Bakomliggande rationalitet i beslutsunderlag: en naturvetenskapligt kalkylerande eller en politisk kommunikativ eller deliberativ (Emmelin 1997).

Ett av de huvudproblem som vi kan se är den oklara konkurrensen mellan normsystem uttryckta i MB och PBL. Att båda synsätten är nödvändiga i praktiskt beslutsfattande dvs. att verkligheten inte låter sig fångas i en enda ruta i matrisen ovan är för oss uppenbart. En del av den miljöpolitiska diskussionen går dock fundamentalt ut på om naturen sätter gränser som är överordnade värderingsbaserade beslut. Denna fråga är till sin natur sådan att den knappast låter sig lösas genom någon enkel hierarkisering i lagstiftningen. Men när konkurrensen får en mängd tekniska uttryck i en makt- och professionskamp och i oklara gränser mellan regelsystem som bygger på de två så uppstår i det dagliga beslutsfattandet alltför stora problem och osäkerheter.

Konsensus om vaga begrepp

Miljömålen är en mekanism för att inordna miljöfrågorna i bygget av välfärdssamhället. Genom miljömålen skall en konsensus om mål och värderingar skapas som gör miljöarbetet till en fråga om kunskap och teknik snarare än ideologisk kamp eller förhandling mellan motstående intressen. Minst två problem uppstår emellertid. För det första de operationaliseringsproblem som exemplifierats ovan. För det andra att enighet på den retoriska nivån inte nödvändigtvis består med avseende på vare sig problemförståelse eller nödvändiga och lämpliga åtgärder. Detta problem illustreras med hjälp av begreppet ”diskurskoalitioner” i figur 9:5. Samverkan mellan miljösektorn och andra samhällssektorer kan byggas upp genom gemensamma begrepp, problemförståelse och uppfattningar om ändamålsenliga problemlösningar: sektorerna kommer att dela en diskurs i tillräcklig grad för att en koalition skall föreligga.³⁵¹

³⁵¹ Diskurskoalitioner användes av Hajer för att analysera och förklara skillnaderna i synen på försurningsproblematiken mellan Storbritannien och de nordiska länderna: i Storbritannien betraktade en kraftindustri, miljösektor och andra inblandade svavelutsläppen som ett hälsoproblem och man förnekade länge de ekologiska pro-



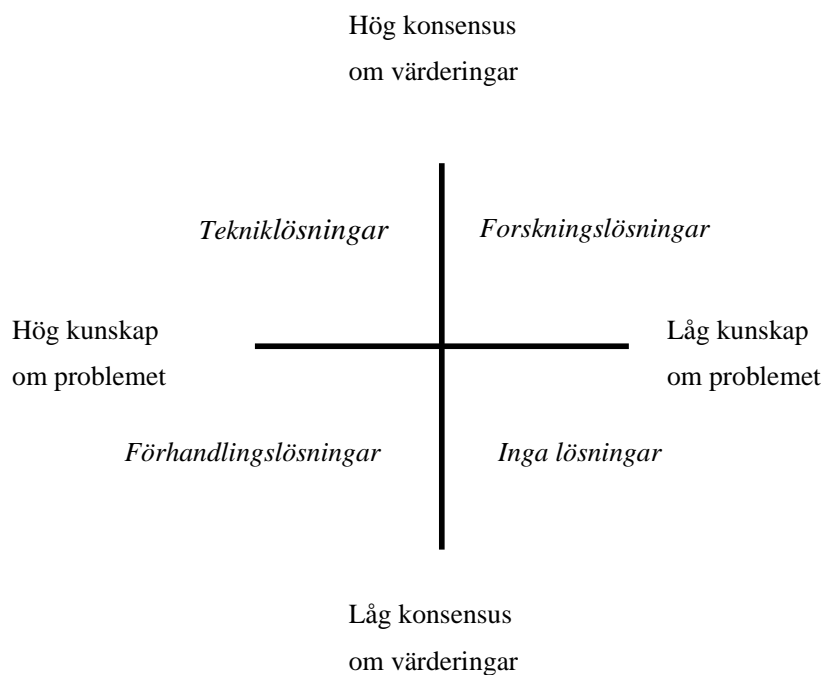
Figur 9:5. En illustration till att konsensus på den retoriska nivån inte nödvändigtvis medför enighet om problemförståelse eller om konkreta åtgärder. Mellan miljöförvaltning och sektorförvaltning råder i bildens generalisering stor enighet på den retoriska nivån medan enigheten om konkreta åtgärder inskränker sig till den i sektorförvaltningen inbäddade gruppen av miljöexperter. Dessa för därför en intern kamp mot den dominerande sektorsrationaliteten som företräds av övriga. Från Emmelin & Kleven (1999) där empiriska exempel också finns t.ex. avseende biologisk mångfald.³⁵²

blemen i de mera försurningskänsliga områdena som Skandinaviska halvön. (Hajer, M. A. 1993 Discourse Coalitions and the Institutionalization of Practice: The Case of Acid Rain in Great Britain sid 43-76 in Fischer, F. F. and Forester J. (red) The Argumentative Turn in Policy Analysis and Planning. Durham: Duke University Press
³⁵² Emmelin, L and Kleven, T (1999) A paradigm of Environmental Bureaucracy? Attitudes, thought styles, and world views in the Norwegian environmental administration. NIBR's Pluss Series 5-99.

På den politiska retorikens nivå är en viss grad av oklarhet eller snarare skenbar precision sannolikt både önskvärd och nödvändig.³⁵³ Problem uppstår när sådana begrepp förväxlas med vetenskapliga; när man inte ser att processen att förse dem med sakinhåll är politisk och inte en fråga för en liten grupp experter. Miljövårdens kultur innehåller starka tendenser till förvetenskapligande. Hållbar utveckling tenderar att ses som ett vetenskapligt begrepp som skall omsättas i åtgärder snarare än ett politiskt begrepp som måste fyllas med innehåll. Med miljömålen har man uppmuntrat denna tendens: diffusa uttryck skall omsättas i mätbara delmål och indikatorer.

Miljömålen och miljövårdens ingenjörskonst

Miljömålskomplexet ansluter till en svensk välfärdstradition och skulle i analogi med social ingenjörskonst kunna betecknas som "ekologisk ingenjörskonst".³⁵⁴ Modellen följer välfärdsstatens logik för problemlösning så som den sammanfattas i figur 9:6.

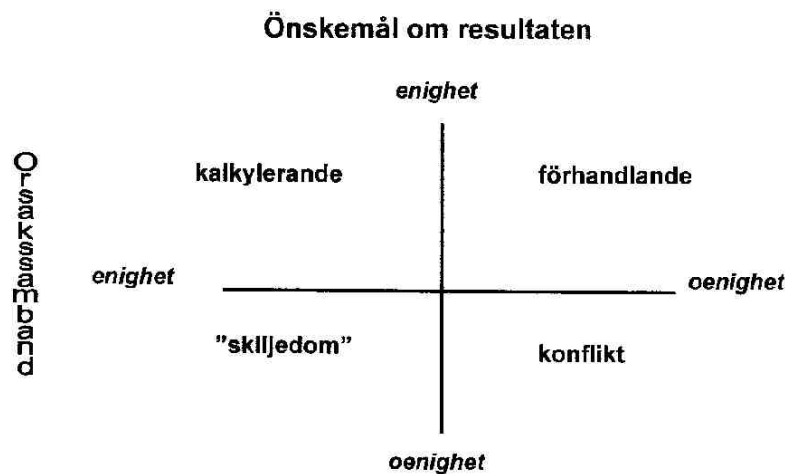


Figur 9:6. Problemlösningar som funktion av föreställningar om konsensus och tillgänglig kunskap. (Ur Emmelin 2000 efter Beckman 1992.)

³⁵³ Under begreppet "demokrati" kan man t.ex. samla vitt skilda grupper i kamp mot nynazism och andra uttalat odemokratiska rörelser. Men dessa grupper kommer i andra sammanhang att kämpa om begreppets konkreta innehåll och om ideologiska tolkningar: utformning av valsysteem, relationen mellan nationell parlamentarisk demokrati och direkt lokalt inflytande, hur man förhåller man sig till demokratiskt valda representanter för odemokratiska ideologier, vilken grad av förtryck har majoriteten rätt att utöva mot minoriteter, osv.

³⁵⁴ Diskussionen här är finns något mera utvecklad bl.a. med avseende på relationen till välfärdsstatens logik och till begreppet "ekologisk modernisering" i Emmelin, L. (in press): "Att synas utan att verka – miljömålen som symbolpolitik?" i Lars J. Lundgren & Johan Edman (red.) "Konflikter, samarbete, resultat. Perspektiv på svensk miljöpolitik. Festskrift till Valfrid Paulsson" Brottby: Kassandra. I denna artikel finns också utförliga referenser till diskussionen om välfärdsstatens logik som här utlämnats

Välfärdsstatens rationalistiska förvaltning präglas av föreställningen att det existerar hög konsensus om grundläggande värderingar och att det är nödvändigt att sträva mot konsensus när konflikter uppstår. Om konsensus om värderingar råder, blir planering och förvaltning i hög grad en fråga om att producera kunskap och med tillräcklig kunskap blir genomförandet en fråga om teknik. Är kunskapen otillräcklig, blir det väsentliga problemet att forska fram mera fakta. Den övre halvan av figur 9:5 illustrerar den sociala ingenjörskonsten i den svenska välfärdsmodellen men den illustrerar också miljövardens professions- och förvaltningskultur. Figurens nedre vänstra kvadrant pekar kanske ut en bättre väg för miljöpolitiken än teknokratisk målstyrning: förhandling. Ett viktigt skäl till detta illustreras av problemen med operationalisering av miljömålen och frågan om diskurskoalitioner faktiskt skapas av miljömålen. Både problemförståelsen och uppfattningen om önskvärda lösningar blir i många fall kontroversiell, när man lämnar den retoriska nivån och rör sig mot miljöpolitikens konkretare nivåer. En annan figur från den planeringsteoretiska litteraturen kan användas för att ytterligare belysa frågan – figur 9:6. Figuren understryker att kunskapssamlade i själva verket inte nödvändigtvis kan transformera problem till tekniskt lösbara frågor. I miljöfrågorna står vi ofta inför en fundamental osäkerhet kombinerad med ett tvång att handla; en situation som Asplund betecknat som ”prekär ovetenhet”.³⁵⁵



Figur 9:7. Lösningar av miljöproblem beroende på konsensus om önskvärda lösningar och orsakssamband mellan åtgärder och effekter. (Modifierad och översatt från Hillier³⁵⁶)

Det som karakteriserar många miljöproblem är att det råder oenighet om de önskvärda resultaten när dessa uttrycks i konkreta termer och det blir klart vilka åtgärder som krävs och vilka konsekvenser dessa för med sig. När dessutom föreställningar om kausalitet beträffande både problemens orsaker och om sambandet mellan åtgärder och resultat kan vara kontroversiella så befinner man sig i ”konflikt”-området i figur 2. Ett beslut i ”bred enighet” om miljömålen

³⁵⁵ Asplund, J (1978) Teorier om framtiden. Kontenta/Liber,

³⁵⁶ Hillier, J Direct Action and Agonism in Democratic Planning Practice i Allmendinger, Philip & Tewdwr-Jones, Mark, (eds) 2002 Planning Futures, New Directions for Planning Theory. Routledge Hilliers figure baseras ytterst på en artikel av Thompson & Tuden 1959 men figuren har använts i varierande utformning av så många planeringsteoretiska författare att den betraktas som allmångods.

placerar inte de svenska miljöproblemen i figurens vänstra halva där byråkratiska lösningar står till buds. Den breda enigheten om vaga mål skapar inte nödvändigtvis någon enighet om vare sig önskvärda konkreta problemlösningar eller om orsakssamband. När konsekvenserna av de konkreta delmålen blir uppenbara – t.ex. i samband med konflikter om buller i fjällen eller marina reservat i skärgården – uppstår eller kvarstår konflikter. Berörda aktörer kommer troligen inte att anse att riksdagsbeslutet fört frågorna över till den vänstra planhalvan eller ens till den övre högra kvadranten i figur 2. Det är inte ens självklart att byråkratin kommer att anse att riksdagen har avgjort frågorna i meningen att ha anvisat önskvärda lösningar eftersom tolkningsutrymmet är stort. Miljömålen är därför inte självklart det kraftfulla redskap för sektorsintegration som det påstås.³⁵⁷ Figuren illustrerar också Brox tes om att demokratisk enighet om utopiska eller visionära mål kan vara betydligt svårare att nå än om problem som behöver åtgärdas.³⁵⁸

Avslutande reflexioner

En förutsättning för att utvärdera miljömålen är val av perspektiv. Detta gäller både synen på målen och på vilken typ av genomförande och därmed utvärderingsmodell som är relevant. Vi skall här delvis mot bakgrund av mycket elementär teori om genomförande av policy dvs. implementering diskutera några svårigheter att meningsfullt analysera och utvärdera arbetet med miljömålen. Det finns flera sätt att se på miljömålen. Antingen så som de presenteras: miljövården har nu satts på en positiv, ”proaktiv” och visionär grund. Det andra sättet att se på miljömålen, som inte förefaller vara särskilt utbrett eller i varje fall ordentligt artikulerat, är att miljömålen är en ohållbar konstruktion som avleder resurser och uppmärksamhet från det seriösa miljöarbetet över i symbolpolitik. Parallellerna med välfärdsstatens utveckling från konkret problemlösning till självändamål är inte långsökta. Risker är att ett någorlunda rationellt förhållningssätt till konkreta problem efterhand ersätts av en ideologi i vars namn direkt kontraproduktiva åtgärder kan vidtas. Under devisen ”hållbar utveckling” kan de mest omaka intressen samlas.

Det finns naturligtvis också ett tredje sätt däremellan att se på det hela. Miljömålen utgör i ett sådant synsätt en ny politisk förpackning till det som redan görs och i huvudsak påverkar de inte vad som bör göras för att komma till rätta med konkreta miljöproblem. Som politisk retorik har de tjänat till en viss nytändning som får vägas mot kostnaderna för arbetet. Och indikatorer ger, även om de är ofullkomliga ändå en inriktning och prioritering av arbetet som kan vara nödvändig även om den inte är den helt idealiska i förhållande till de uppställda målen och de förväntningar de skapar. Man kan gissa att delar av miljöförvaltning och sektorsförvaltning kan ha en sådan pragmatisk inställning. Policy blir här kodifiering av vad som görs snarare än styrande och utgår till stor grad från olika experters och myndigheters problemsyn.

En kompletterande synpunkt levereras av Johan P Olsen som påpekar att genomförande av en politik kan kräva marknadsföring som innebär överbud: politiken måste lova mer än vad den kan leverera.³⁵⁹ Problemen ligger här inte i om man vill acceptera att detta kan vara ett av politikens villkor utan vad som sker när överbudet operationaliseras och därvid också i operationaliseringsprocessen vrids in mot vissa aspekter. Skapas genom miljömålen och operatio-

³⁵⁷ Baserat på empiriskt material har Emmelin och Kleven (1999) och Emmelin (2000) diskuterat om konsensus på den retoriska nivån skapar stabila diskurskoalitioner mellan miljöförvaltningens ”kärna” och de grupper inom sektorsmyndigheterna som svarar för integrationen av miljöpolitiken inom sin sektor.

³⁵⁸ Brox, O. (1995) Dit vi ikke vil. Exil.

³⁵⁹ Efter en diskussion i Sannerstedt, A. 1991. Implementering - hur politiska beslut genomförs i praktiken in B. Rothstein, editor. Politik som organisation Förvaltningspolitikens grundproblem. SNS Förlag, Stockholm.

nalisering av hållbar utveckling i delmål och indikatorer för ekologisk hållbarhet ett starkt snedvriden överutbud som både skapar förväntningar som inte infrias och undervägs också oönskade konflikter.

Två principiellt olika typer av kritik verkar tänkbara. För det första kan man kritisera den syn på samhällsutveckling allmänt och miljöproblemen i synnerhet, som ligger i själva uppställandet av ett antal bestämda mål, och i föreställningen att målen kan nås och ett samhälle där miljöproblemen är lösta överlämnas till nästa generation. Att mänsklig verksamhet alltid innebär miljöpåverkan och att miljön dessutom inte är en odelbar helhet vilket gör att lösande av vissa problem ofta innebär skapande av andra innebär rimligen att nya problem kommer att skapas och upptäckas. Det tycks ligga i hållbarhetsretoriken att en utveckling utan miljöproblem framställs som möjlig; inte minst tycks detta ligga i de nordiska välfärdssamhällellens konsensusstanke. För det andra kan man rikta en mera avgränsad kritik mot målen: urval, formulering, operationalisering osv. Till detta hör emellertid också en mera principiell kritik av den utopiska tankefigurens giltighet för att vägleda samhällsutveckling konkretiserad i planering och förvaltning.³⁶⁰ Mot bakgrund av denna möjliga kritik framstår det som påfallande hur liten debatt miljömålen tycks välla; med reservation för att vi inte studerat riksdagsdebatten som föregick beslutet. I brist på undersökning kan vi inte avgöra om det beror på att konsensus råder om dem, att de är okända eller att de av någon anledning inte har tagit sig in på den politiska debattarenan; miljöfrågorna allmänt står knappast i fokus för den politiska debatten för närvarande när de inte i konkreta fall rör upp en opinion.

Är miljömålen värda forskning, analys och debatt?

Antag att miljömålen skall ses som en storstilad miljöpolitisk vision – Göran Perssons ”gröna folkhem”. Finns det då någon – om man mera i allmänt eller också i detalj sympatiserar med visionen – anledning att se närmare på genomförandet i den kritiska och problematiserande mening vi anför?

Forskningsmässigt är svaret ganska givet. Transformeringsen av miljödiskursen från en närmast teknisk, naturvetenskaplig angelägenhet till en total samhällsvision är naturligtvis intressant. Den föreställning som många samhällsvetenskapliga miljöforskare idag tycks ha att detta utgör ett paradigmskifte till ”ekologisk modernisering” är värd att kritiskt granska. Oss förefaller kontinuiteten mellan det nordiska välfärdssamhällets grundprinciper vara mera fruktbar. Perssons ”gröna folkhem” och miljömålen framstår snarare som ett sätt att applicera från folkhemmet kända och väletablerade tänkesätt på nya problem än ett paradigmskifte till en ”reflexiv modernitet”.³⁶¹

Ur miljöpolitisk synvinkel vill vi argumentera för att flera av de punkter vi ovan pekat på innebär så allvarliga potentiella problem för miljöpolitiken på lång sikt att detta i sig är skäl nog för en grundlig genomlysning. Antag att miljömålen verkligen innebär en genomgripande transformering av samhällsutvecklingen. Det finns inget bra logiskt skäl för att en sådan genomgripande policy inte skulle utsättas för konsekvensanalys om man argumenterar för beträffande andra politikområden. Att visionen om miljömålen och en hållbar samhällsutveck-

³⁶⁰ Ottar Brox har formulerat denna kritik (Brox 1995 Dit vi ikke vil. Exil). Det är intressant att se hans kritik av samhällsutopier och hans argumenterande för att demokratiska samhällen kanske endast kan nå tillräckligt operationell konsensus om konkreta problem och om tydliga dystopier dvs. framtider ”dit vi icke vill” på områden som han forskat på och debatterat i decennier och samtidigt notera att han om miljöproblemen som han inte känner lika väl försiktigt reserverar sig för att dessa kanske kräver utopier.

³⁶¹ Emmelin & Kleven 1999; Emmelin 2000 & 2003. Ett exempel som inte diskuteras där är att lagstiftningen har tydlig karaktär av ”välfärdsstatens” principer snarare än ”rättsstatens” – se diskussion i ansökan om MiSt-programmet www.sea-mist.se

ling i vart fall på den retoriska nivån är genomgripande är klart. Regeringen skriver till Riksdagen i "Nationell strategi för hållbar utveckling" att: Samhällets ramar skall successivt anpassas till att styra mot en hållbar utveckling. Lagstiftning och ekonomiska verktyg skall stimulera och skapa incitament för företag, organisationer och allmänhet till ett beteende som stödjer en hållbar utveckling. Olika former av statliga interventioner och företagsstöd, arbetsmarknadsåtgärder, forskning och utveckling, teknik och innovationsöverföring, information och dialoger samt utbildning på olika nivåer är också viktiga i sammanhanget."³⁶² Vad som därefter sägs om konsekvensbedömningar framstår som högst applicerbar: "Konsekvensbedömningar syftar bl. a. till att synliggöra olika aspekter som är viktiga i samband med beslut, identifiera och belysa de viktigaste frågorna eller konflikterna samt att komplettera och höja kvaliteten på beslutsunderlag. Ofta ingår dessutom tydliga krav på genomsiktighet och processer som möjliggör en extern medverkan. Avsikten är att beslut skall bli bättre underbyggda."³⁶³ En snabb genomgång av de dokument där de olika målen operationaliseras genom att delmål utvecklas och indikatorer läggs fram visar på en brist på andra former av konsekvensanalys än den som består i att argumentera för det framlagda förslaget.

Om miljömålen snarast är en form av symbolpolitik eller mera välvilligt tolkat en form av allmän utopisk vision av begränsad räckvidd och betydelse kanske man skulle undvika att lägga resurser på analys och diskussion. Vi tror emellertid att också det symbolpolitiska inslaget har stor betydelse för miljövärden. Dels därför att symbolpolitik kan vara betydelsefull som "verbala deklARATIONER vars främsta syfte inte är att styra förvaltningens handlande utan att *skapa mening*"³⁶⁴. Eftersom miljömålen presenteras som högst konkreta mål vars uppgift det är att styra samhällsutvecklingen, inklusive tjäna som redskap för att genom sektorsansvar styra myndigheter, och det läggs en icke obetydlig mängd resurser på arbetet finns det under alla förhållanden goda skäl att genom analys och diskussion sätta denna symbolpolitiska betydelse under granskning i förhållande till insatserna. Dels därför att symbolpolitik i den mera negativa betydelsen kanske inte tjänar miljövärden på sikt och därmed bör analyseras och diskuteras.

En viktig undersökning vore att se mera i detalj på hur miljömålen styr olika myndigheters arbete, vilka kostnader de drar och vilken inverkan de har på arbetet. En sådan undersökning är krävande eftersom den förutsätter en god del empiriska studier av hur retoriken omsätts eller inte omsätts i praktisk handling t.ex. medelsfördelning, prövning av ärenden osv.

³⁶² Regeringens skrivelse 2001/02:172 sid 104 inledning till diskussion om "styrmedel och verktyg".

³⁶³ Ibid sid 106.

³⁶⁴ Sannerstedt 1991 sid 29. (March & Olsen 1989 sid 48) "...symbolic, not in the recent sense of symbols as devices of the powerful for confusing the weak,....but more in the sense of symbols as instruments of interpretive order" citerat från Sannerstedt ibid.

Kap 10. Avslutande reflexioner

Vi har i ett antal avsnitt om olika sidor av regelverk och hantering av miljöfrågorna försökt diskutera och illustrera de två grundläggande problem som är studiens utgångspunkter. På den ena sidan ett svåröverskådligt system för miljöprövning och planering som drabbar olika verksamheter. Om våra exemplifieringar av att miljönyttan kan vara tveksam har generell räckvidd är det onekligen problematiskt. På den andra en risk för utveckling mot en omfattande byråkratisk verksamhet av huvudsakligen symbolpolitisk karaktär: produktion av strategier, program, visioner osv. med begränsad faktisk verkan.

Varje kapitel har avslutats med konklusioner. Vi skall därför här summera några frågor som vi ser som övergripande. Beträffande fortsatt arbete är vår ambition inte att skissera nya projekt utan att leverera ett underlag för diskussioner.

Miljöprövning – komplexitet eller komplikation

Att vissa verksamheter inte får komma till stånd och att detta av berörda upplevs som ett otillbörligt ingrepp är uppenbart. Likaså att motstående intressen har uppenbara skäl att försöka framställa miljövärden som utvecklingshinder. Miljöfrågorna är komplexa och komplexa frågor kan medför komplexa prövningsprocesser. Om detta är inget att säga så länge prövningsprocesserna leder till önskade resultat. De önskade resultaten bör helst också uppnås med minsta möjliga resursanvändning vare sig detta räknas i tid, pengar eller engagemang. Friktionsfritt kan inget system vara men ett mål bör vara att minska störningarna i andra sektorer eller omotiverade ingrepp i friheter.³⁶⁵

Det vi försökt göra i denna studie är att se på ett antal exempel där miljövärden för oss framstår som ineffektiv av olika skäl; där miljövärden uppträder som en komplikation. Vårt motiv är att stimulera till en debatt inom miljösektorn för att bidra till verkningsfull och effektiv miljövärd. Det sektorn inte själv förmår ta tag i riskerar att användas mot den.

Miljölagstiftningen - ett lappverk som inte hänger samman

Vi tror oss med relativt stor tydlighet ha visat att det svenska regelverket för miljöprövning och planering i vid mening är oöverskådligt, osammanhängande och i viktiga avseenden bristfälligt. Regeringsprövningen fyller knappast funktionen av att på ett tidigt och strategisk plan möjliggöra övergripande avvägningar mellan miljöhänsyn och t.ex. regional eller industriell utveckling. Något alternativt system för strategiska miljöbedömningar levereras knappast av det sk SMB-direktivet eftersom policynivån uteslöts under behandlingen av direktivet. Den minimalistiska implementeringen i Sverige innebär att man inte tar chansen att införa bedömning av sådana strategiska beslut. Oklarheterna runt miljömålets ställning i planering och prövning hör till problemen. Bristen på materiell reglering av innehållet i åtgärdsprogram och vilken verkan de har på kommunal planering och förvaltning är ett annat exempel.

³⁶⁵ Diskussionen om "friktion" i olika samhällssystem har när det gäller strategiskt beslutsfattande gamla anor – se t.ex. Åkerman, N (1993) (ed.) *The necessity of friction : nineteen essays on vital force*. Springer När det gäller miljöfrågorna kan man iakta att den friktion som uppstår genom motstånd mot projekt kan leda till faktiska förbättringar t.ex. byte av teknik i fallet med Swe-Pol Link som nämnts ovan . Det kan naturligtvis diskuteras hur verkningsfullt och effektivt ett system med stor friktion som förutsättning för goda beslut är. Men normal miljöprövning med t.ex. krav på att tänka igenom alternativa lokaliseringar, annan teknik osv. kan sägas introducera en nödvändig friktion i system som annars skulle kunna skena iväg.

Miljöbalkens ambitioner till trots är vår konklusion att det svenska regelverket för miljöbedömning och de olika kraven på integration av miljöbedömning och miljöhänsyn i olika former av planering idag är så bristfälligt att det inte går att ytterligare lappa och laga. Relationen mellan Miljöbalken och Plan- och bygglagen är också ett problem som skulle kräva grundligare analys än vad frågan idag förefaller få.

MKB – ett havererat system

Bristerna i både regelverk och praxis beträffande miljökonsekvensbedömning är idag så stora att en genomgripande förändring, närmast av karaktären nystart, framstår som nödvändig. Riv och bygg nytt är den slutsats vi kommer fram till av en kombination av analys av regelverkets inneboende brister och jämförelse med internationell praxis. Att ett fungerande system för konsekvensbedömning behövs som komplement till sektorsintegration eller god planering ser vi som självklart. Miljökonsekvensbedömning enligt bästa internationella förebilder bör förbehållas stora projekt. En seriös konsekvensbedömning bör också göras på strategiska beslut även om ”policy” tagits bort som objekt för direktivet om sk strategisk miljöbedömning.

När det gäller fysisk planering behöver miljökonsekvensbedömning utvecklas i riktning mot en ordentlig styrning av integration av miljöhänsyn i planeringsprocesserna. Mycket av dagens MKB-arbete på detaljplaner framstår som relativt tom ritual. Den ”revitalisering” av översiktsplanen som PBL-kommittén ålagt skulle kunna innefatta att skapa ett system för meningsfull miljöbedömning på den översiktliga plannivån. Sannolikt är ”MKB-modellen” dåligt ägnad för detta. Att finna reglerade former t.ex. för att identifiera och belysa miljökonflikter samt för att i översiktsplanen ge anvisningar för hur konflikter senare kommer att hanteras skulle kunna vara en revitalisering.

Ett fungerande system skulle behöva regler både för processerna och bedömningens materiella innehåll. Det gäller allt från behovsbedömning, avgränsning över metodik för bedömning av olika typer av verksamheter till alternativhantering. För att ta ett exempel från det senare kan man konstatera att bland de alternativ som behöver utredas är ofta ”worst case” dvs. en systematisk analys av vad som skulle kunna gå fel. Hallandsåsskandalen illustrerar behovet. Dock är aversionen mot att peka på målkonflikter som följer av en konsensusideologi ett hinder liksom önskan om att bibehålla största möjliga handlingsfrihet. Att tydligt ta fram intressekonflikter och problem liksom att peka på alternativ underlättar inte politiskt beslutsfattande. Föreställningen att MKB skall peka ut det miljömässigt bästa alternativet och beslutsfattarna vara bundna till detta är ett annat principiellt problem som miljökonsekvensbedömning möter både i relation till den ideella miljövården och inom miljöförvaltningarnas rationalistiska kultur.³⁶⁶ Det är inte orimligt att tänka sig att denna hållning bidrar till urvattnade MKB. Att peka på konkreta problem och målkonflikter blir lättare om MKB ses som ett beslutsunderlag för avvägningar än om MKB betraktas som ett styrmedel där miljö ges någon form av absolut företräde. Både beslutsfattare och verksamhetsutövare skall göra avvägningar mellan miljö och andra faktorer och MKB är till för att underlätta detta inte för att diktera vilka avvägningar som skall göras.³⁶⁷

Faran med att låta någon form av ”måluppfyllelsebedömning” ersätta konsekvensanalys har vi pekat på i kapitlet om miljömålen. Behovet av seriös miljökonsekvensbedömning för att skapa en motvikt till riskblinda sektorsförvaltningar och exploatörer försvinner inte med miljömålen osäkra styrning.

³⁶⁶ För en diskussion av det senare se Emmelin, L. (2000): Nordisk miljöförvaltnings professionskultur och några aktuella frågeställningar i miljöpolitiken. Pp 486 - 517 i Tidskrift för samfunnsforskning 41:3.

³⁶⁷ En MKB kan mycket väl belysa sådant som en avvägning visar inte är rimligt, kanske inte ens tillåtet, att kräva.

Mellan "att väga" och "att våga"

"Att väga eller att våga" uttrycker det strategiska beslutsfattandets centrala dilemma.³⁶⁸ Politiska strategiska beslut är till sin natur ofta intuitiva; det handlar om mod att fatta beslut på osäkert underlag. Ett överskott av "vägande" leder då lätt till handlingsförlamning. Konsekvensanalysens själva kärna är att se svårigheter och problem; den skall göra det möjligt att väga alternativ och lösningar mot varandra för att undvika att dristigheten övergår i dumdristighet. Men därmed riskerar vägandet alltid att gå från klokhet till handlingsförlamning.

Diskussionen om regeringsprövning kan här ställas mot 3G-exemplet. I det förra fallet verkar olika former av prövning ha urartat till "detaljplanering på fel nivå" som hindrar eller omöjliggör strategiska beslut. Hanteringen av 3G-systemet å andra sidan visar problemen med avsaknaden av konsekvensanalys på den strategiska beslutsnivån. Bristen på tidig eftertanke leder till senare förvirring och system och planerings- och prövningsprocesser som är dåliga ur många synpunkter. Man behöver inte vara konspiratoriskt lagd för att se den totala bristen på överväganden om plan- och miljöfrågor på den strategiska beslutsnivån i 3G-fallet som uttryck för hållningen att miljösidan måste hållas utanför om tillväxt och regional utveckling skall främjas.³⁶⁹ Sammanfattningsvis: det strategiska beslutsfattandets problem underlättas knappast av dagens miljöregler.

Sektorsvis målstyrning

Miljömålen är sektorsmål för den ekologiska komponenten av hållbar utveckling.³⁷⁰ Sverige har efterhand fått en hel serie mål inom andra sektorer – arbetsmarknad och sysselsättning, transportpolitik, integration och jämställdhet, utbildning, regionalpolitik osv. Målstyrningens grundtanke är att överordnade mål skall integreras i andra sektorer. Miljömålen skall uppnås genom att alla samhällssektorer integrerar målen i sitt arbete. Sektorsintegration utgör en hörnsten i svensk miljöpolitik och strategi för hållbar utveckling.

Minst tre problem uppstår då. För det första målens vaghet och operationaliseringsproblemen som överlåter tolkning till olika expertorgan. Tanken att konsensus om vaga begrepp som hållbarhet, mångfald osv. leder till enighet om konkreta åtgärder är i linje med välfärdsstatens konsensusorientering som vi diskuterat kort ovan men knappast empiriskt välgrundad. För det andra konkurrerande sektorsrationaliteter. I konflikter mellan miljömål och egna sektorsmål är det inte sannolikt – kanske inte ens rimligt – att en sektor skulle betrakta externa mål som överordnade. För det tredje är miljömålen med sina delmål så många att interna målkonflikter föreligger eller kan förväntas. Möjligheten att relativt godtyckligt välja ut något eller några mål som man säger sig uppnå och dölja dem man är i konflikt med föreligger. Miljömålen ställer snarast ökade krav på MKB/SMB-systemen.

Motstridig information och sektorskonkurrens

I 3G-exemplet finns allvarliga fall där motstridig och till och med direkt felaktig information från sektormyndigheter kan försvåra för regional och kommunal planering. Även i myndighets material om specialområden som Natura 2000, vattendirektivet och MKB finns sakfel. De kan vara ursäktliga med tanke på systemens komplexitet men inte desto mindre missvisande för tillämparna. Fråga om skadeståndsansvar kan vara relevant att väcka i vissa fall.

³⁶⁸ Uttryckt av von Moltke – se Johansson, A W (1988) Europas krig. Militärt tänkande, strategi och politik från Napoleontiden till andra världskrigets slut. Tidens Förlag.

³⁶⁹ Dock kanske man ska ha i minnet utrikesminister Donald Rumsfelt påpekande att man vid misstanke om konspiration aldrig får bortse från att något kan ha orsakats av ren inkompetens.

³⁷⁰ Att beteckna miljömålen som "sektorsmål" uppfattas av vissa miljöintressenter som kontroversiellt. Anspråken på att de är överordnade i meningen mera fundamentala än andra mål finns. I avsnittet om miljömål berörs problemet kort.

En trend i EU-direktiv är att ställa krav på åtgärdsprogram. Sektorsmyndigheter som får göra bindande åtgärdsprogram medför stor risk för att vi får många okoordinerade och motstridiga program. Om åtgärdsprogram dessutom är bindande förefaller det bädda för en kaotisk situation. Den miljöpolitiska helhetssynen blir i själva verket med stor sannolikhet en hel mängd ”partiella helheter” med en flora av åtgärdsprogram och mål och delmål.

På en mera generell nivå kan den paradigmskillnad mellan miljövard och planering som diskuteras i miljömålkapitlet också ses som eller ge upphov till professionskamp om såväl problemförståelse som lösningar.³⁷¹

Hållbar utveckling?

Begreppet hållbar utveckling är problematiskt ur många synvinklar – både teoretiskt och praktiskt. Här skall vi begränsa oss till några observationer som hänger samman med vår studie. Två problem förefaller ofta förbises. Det ena ligger i att ”hållbar utveckling” ofta betraktas som ett vetenskapligt begrepp; att hållbarhet kan överlåtas åt experter. Det andra är att betydelsen av värderingar gör att många hållbarhetsfrågor egentligen inte låter sig förutsägas.

Sammanvägningen mellan ekologisk, social och ekonomisk hållbarhet är en vägning mellan ojämförbara storheter och en avvägning av mål- och värdekonflikter. Att hävda att hållbar utveckling är ett vetenskapligt begrepp är som vi ser det en ganska extrem form av teknokrati.³⁷² En sammanvägning av ojämförbara storheter är till sin natur politisk. I miljömålen kan vi se ett sätt att hantera problemet: den ekologiska hållbarheten betraktas som fundamental. Målen skall uttrycka ”vad naturen tål” och detta överläts åt experter. Ett problem är då att många av målen och delmålen har lite eller intet att göra med vad naturen tål i någon ekologisk mening. De är i stället uttryck för vägningar av värderingar rörande olika upplevelsekviteter, estetiska eller moraliska frågor som bevarande av sällsynta arter osv.

Ett felslut orsakas sannolikt av att det ekologiskt icke hållbara på global nivå och över längre tid kan ges en approximativ och intuitivt uppfattbar beskrivning i vetenskapliga termer. Därav följer emellertid ingen entydighet när det gäller vad som utgör en hållbar utveckling på lägre geografiska nivåer eller kortare tid.³⁷³ Om hållbarhet består av tre i grunden mycket olika men jämbördiga komponenter finns flera vägar till hållbarhet med olika fördelningseffekter och risker över kort och lång tid. Huvudfrågan kunde snarare vara att formulera möjligheter till samverkande lösningar, som löser mer problem än som skapas, än att identifiera målförenlighet i olika delar.

Det faktum att det kan finnas många vägar till hållbarhet beroende på hur olika faktorer värderas innebär ett problem för konsekvensanalys och planering. Vi kan se mycket olika på ekonomisk och social hållbarhet om vi i planer och visioner blickar framåt respektive när vi i efterhand värderar hur de genomförts. Bostadsbristen framstod i 50-talets Sveriges som socialt ohållbar. Miljonprogrammet framställs ett halvsekel senare som socialt och ekonomiskt

³⁷¹ För en diskussion se t.ex. Emmelin, L. & Kleven, T. (1999): A paradigm of Environmental Bureaucracy? Attitudes, thought styles, and world views in the Norwegian environmental administration. NIBR's Pluss Series 5-99. eller Emmelin, L. (2000): Nordisk miljöförvaltnings professionskultur och några aktuella frågeställningar i miljöpolitiken. Pp 486 - 517 in Tidskrift for samfunnsforskning 41:3.

³⁷² På en rent teknisk nivå kan föreställningen att hållbarhet är ett vetenskapligt begrepp kanske försvaras med att man här ofta avser något långt mindre komplext: produkter och processer som är material- och energieffektiva. Felslutet ligger då i att tro att också avvägningar mellan t.ex. nuvarande och framtida resursanvändning eller fördelning av risker mellan grupper och över tid skulle vara en värderingsfri vetenskaplig fråga.

³⁷³ Uppenbara exempel är avvägningen mellan lokal/regional självförsörjning kontra funktionsspecialisering eller risktagningen i att låta bilismen med sina på kort sikt stora miljöeffekter utvecklas med flexibiliteten och möjligheten att successivt ställa om till miljömässigt bättre drivmedel som argument.

ohållbart. Problemen för samhällsingenjörer är inte mindre inom miljövard än för den sociala ingenjörskonsten, vilket vi pekar på i kapitlet om miljömålen.

Rättssäkerhet

Miljöproblemen reser på grund av sin natur fundamentala problem när det gäller rättssäkerhet som vi här skall beröra med utgångspunkt i tre nyckelord: *likabehandling*, *begriplighet* och *förutsägbarhet*.

Likabehandling innebär bl.a. att vad som uppfattas som likartade eller likvärdiga problem eller verksamheter skall behandlas på samma eller likartat sätt. En likabehandling med utgångspunkt från ekologiska effekter kan i många fall kräva olika situations- och platsanpassad behandling som lätt uppfattas som motsatsen till likabehandling av verksamheter och individer. En overifierad anekdot illustrerar i koncentrerad form dilemmat. Valfrid Paulsson påstås ha sagt att ett utsläpp av koksalt i Torne träsk och i Västerhavet måste bedömas på samma sätt. Det framstår inte som orimligt att tänka sig att vad han i själva verket ville peka på var just att vad som för verksamhetsutövaren kan framstå som samma sak ur miljöeffektsynpunkt måste bedömas på helt olika sätt beroende på lokala omständigheter. ”Vad naturen tål” varierar kraftigt med tid och plats.

Omvänt framstår strandskyddet för många glesbygdskommuner och enskilda som en fyrkantig likabehandling som inte tar hänsyn till lokala förutsättningar.

Problemet mellan upplevd likabehandling och hänsyn till specifika omständigheter är inte unikt för miljöområdet. Men eftersom likabehandling i miljövarlden kan vara svår att förstå ställs stora krav på de två andra kriterierna: begriplighet och förutsägbarhet. Vår diskussion av Natura2000 pekar på avsevärda problem i detta avseende. Det ekologiskt funktionella perspektivet, som innebär att ett Natura2000 område kan få verkningar utanför de på kartan markerade gränserna, medför att expertbedömningen av verkningar blir svårförutsägbar och kan framstå som godtycklig. Eftersom många naturvårdsproblem är komplicerade, kunskapsunderlaget ofta osäkert och ibland också omstritt blir förutsägelser av effekter svåra att göra. Olika experter kommer att se olika samband och göra olika bedömningar. Det förefaller oss som om naturvärden skulle behöva lära av andra områden med likartade problem.³⁷⁴ Såväl begriplighet som förutsägbarhet kan då saknas för allmänhet och politiker. Samråd och förankring liksom öppenhet är nödvändiga för att hantera problemen.

Ett okoordinerat och oöverskådligt regelverk är naturligtvis ett problem när det gäller begriplighet och förutsägbarhet. Konkurrerande prövningssystem som i sämsta fall kan leda till det problem vi pekade på i kapitlen om Natura 2000, *regeringsprövning* och 3G – ”bygglov som inte är bygglov” och vägar som inte får trafikeras – är naturligtvis ur denna synvinkel skadliga.

Natura 2000 systemet innehåller ytterligare en komplikation i detta avseende. Om skadliga ingrepp medges ska kompensationsåtgärder krävas. Innebörden av detta måste klargöras. Det gäller både möjligheten till utbyten av värden och ”utsläppsrätter”. Om skydd ibland är starkt och ibland förhandlingsbart genom kompensation så kommer både strikt skydd och kraven på kompensationsåtgärders storlek att vara mer eller mindre svårbegripliga. Detta naturligtvis främst eftersom den skönsmässiga bedömning som måste göras kan vara både omstridd och utomordentligt svår.

³⁷⁴ Strålskydd och läkemedels säkerhet förefaller för att ta två minst lika komplexa områden med stort beroende av expertbedömningar utöva sin verksamhet med något större stringens. Därmed inte sagt att vi vet om verksamheterna är effektiva eller att alla bedömningar inom dessa områden nödvändigtvis är goda och visa. Poängen är enbart att det förefaller finnas en bättre utvecklad systematik inom områdena.

Är problemet lagtekniskt?

Bättre samstämmighet mellan lagar och förordningar inom miljöområdet tycks vara ett av de tekniska grepp som förväntas lösa en del av de problem vi berör. Uppdrag till sittande utredningar om regelverken för planering och miljö talar således om samordningsbehov. Förvisso behövs sådan samordning. Motstridiga prövningsgrunder i olika former av vattenplaneringen och behovet av dubbelprövningar och en mångfald av procedurer för MKB pekar på detta.

Emellertid bör man uppmärksamma att det finns fundamentala skillnader som kan betecknas som "paradigmatiska" mellan den inriktning på bevarande som är ett grundackord i Miljöbalken och regelverket för fysisk planering och infrastruktur som har förändring av markanvändningen som utgångspunkt. Diskussionen med utgångspunkt i figur 9:1 i avsnittet om miljömålen illustrerar dessutom andra aspekter på den paradigmatiska skillnaden mellan miljölagstiftning och planlagstiftning. Intresseavvägning och politiskt beslutsfattande är grunder i planeringssystemet. Rationaliteten är deliberativ eller kommunikativ: avvägning inom ramen för vad lagen medger beslutas politiskt. En viktig sida av besluts legitimitet är enighet i den beslutande församlingen. Den bindande planeringen är lokal. Mot detta står miljösektorns kalkylerande rationalitet. Avgöranden och avvägningar får sin legitimitet ur vetenskapliga bedömningar och med hänvisning till riktvärden och normer. Kort sagt: det är ingalunda självklart att två så olika system låter sig tekniskt samordnas. En lika angelägen fråga är om det alls är lämpligt att söka samordning; klarhet och funktion skulle kunna främjas av särskiljande med angiven överordnad och underordnad funktion.

En lösning som framförs är att låta miljölagstiftningen definiera det handlingsutrymme eller de frihetsgrader inom vilka planeringens intresseavvägningar får lov att operera. Kanske fungerar detta för "de vetenskapliga målen" men frågan innehåller i hög grad både teknokrati-problemet och värderingskonflikter. Det är också en fråga om legal tydlighet. Sådana begränsningar av utrymmet för beslut måste dock rimligen göras uttryckligen och inte som dagens hänvisning i förarbeten till en framtida samordning i tillämpningen av ett oklart regelverk.³⁷⁵

Vi har pekat på problem som onekligen har med lagstiftningsarbetet att göra. Exempel är slarvigt genomförda utredningar som grund för lagstiftningsarbete beroende på påstådd tidsnöd och tidsnöd som uppstår pga bristande framförhållning. Både bristerna i lagförslaget om implementering av "SMB-direktivet" och brist på vägledning för dem som får problemen med dålig lagstiftning är sådana exempel. Tendensen till minimaltistiskt genomförande av EU direktiv och abdikation från ansvaret genom delegering att lösa de outredda eller i värsta fall skapade problemen är tydlig.

Förståelse för miljöpolitiken – om att arbeta med angelägna problem

Till de problem som skapas av uppmärksammas fall om miljöanklagelser mot enskilda småföretagare och bönder hör sannolikt legitimitetsproblem: miljövärden kan förefalla arbeta med oväsentligheter, särskilt om det samtidigt finns en känsla av att stora miljöbovar kan gå fria. Detta är en aspekt på allmänhetens syn på och stöd för miljövärd som förtjänar empiriskt studium. Vilket genomslag får dessa i och för sig ofta lokalt mycket uppmärksammas fall.

Att biologisk mångfald i praktiken ofta innebär att sällsynta, men ekologiskt/funktionellt kanske mindre betydelsefulla arter får en stark eller ibland avgörande ställning som hinder för olika projekt kan skapa problem av två slag. De rationalistiska argumenten om arters omistlighet blir svärbegripliga eller föga trovärdiga. Att förvetenskapliga moraliska och estetiska

³⁷⁵ Denna typ av oklarhet accepteras dessutom sannolikt inte av EU-rätten se Gipperth, L., and G. Michanek. (2001) Genomförandet av miljö kvalitetsnormer m.m. Rapport på uppdrag av Miljöbalkskommittén.

frågor medför en risk för att trovärdigheten urholkas. Dessutom blir konflikten mellan artbevarande på en viss plats och kompensationsprincipen en komplikation. Det är för allmänhet och politiker inte helt enkelt att förstå varför en viss art måste bevaras på en viss plats och därmed hindra t.ex. infrastrukturutbyggnad medan borttagande av andra habitat kan kompenseras på annan plats.

Om miljöfrågorna upplevs som utvecklingshinderande byråkrati så kommer strategier för att på olika sätt kringgå dem, hålla dem utanför och på sikt också att under förväntning av att effektivisera också montera ned systemen. I enskilda ärenden kan man se enkla försök att gå förbi miljöfrågorna. Swe-Pol link, den s.k. Polenkabeln, är ett exempel på ett försök att med en undermålig miljöbedömning försöka trumfa igenom ett snabbt beslut med hänvisning till tidsnöd. Resultatet blev emellertid det motsatta: en utdragen och konfliktfylld process där sökande till slut åstadkom ett genombrott genom att byta teknologi efter att ha hävdat att detta var teknologiskt onödigt och ekonomiskt oförsvarbart. Granskningar av kvaliteten på MKB för detaljplan pekar på att MKB riskerar att utvecklas till en tom byråkratisk ritual i den fysiska planeringen. Något liknande kan befaras när det gäller implementeringen av ”SMB-direktivet”. 3G-exemplet är möjligen också en illustration till detta generella problem. Man kan fråga sig om det var en medveten strategi att hålla miljöfrågorna helt utanför det inledande skedet t.ex. att utkastet till villkor för skönhetstävlingen överhuvudtaget inte remitterades till någon miljömyndighet eller miljödepartementet. Särskilt allvarig blir bristen på miljöbedömning om miljödomstolens ställningstagande, att 3G inte omfattas av miljötillsynen, blir stående och systemets inverkan på omgivningen därmed inte kan analyseras i något skede.

Faran för en backlash

Ett miljöarbete som bygger på ihålig retorik och som inte kan möta motståndarna med rationella argument gräver på sikt sin egen grav. De stora miljöfrågorna som climateffekter, förorening, förstöring av havens produktion osv. är till sin natur sådana att det är svårt att upprätthålla en långsiktig medvetenhet hos allmänhet eller politiker om frågorna. Det är dessutom ett historiskt faktum att de stora domedagsprofetierna genom århundradena alltid har kommit på skam eller förefallit att komma på skam genom enskilda åtgärder som om de inte löst problemen i vart fall flyttat dem. Andra frågor intar den politiska scenen. Att miljöfrågorna får konkurrens är emellertid inte det viktiga problemet. Viktigare är de tendenser till marginalisering och ”back-lash” som följer av hur miljödebatten förs och miljöarbetet genomförs.

Risken för en back-lash tror vi ligger just i de fenomen vi pekat på: en ihålig retorik, bristande handlingskraft när det gäller reella problem, tvivelaktig utformning av politik och åtgärder eller ett sätt att genomföra åtgärder som inte väcker medborgarnas förtroende med rationella argument och en byråkrati som upplevs som kitslig och maktfullkomlig.

Att göra miljöprövningen till syndabock

I avsnittet om 3G pekade vi på två saker. För det första den uteblivna miljöbedömningen av utbyggnaden som helhet och den splittrade och sannolikt ineffektiva prövningen på regional och lokal nivå. För det andra hur operatörerna med benäget bistånd av den ansvarige ministern redan i inledningsskedet började bygga upp myten om miljö- och bygglovsprövningen som ett hinder för snabb utbyggnad och för att fullfölja åtagandena. Skälen att en så forcerad utbyggnad knappast är realistisk och kanske inte heller önskvärd är finansiella och marknadsmässiga. Kravet på bygglovsprövning, vilken tid den tar och vilka problem man stöter på är välkänt för de operatörer som redan var verksamma i landet och borde rimligen ha ingått i bedömningen av om planerna var realistiska; i motsatt fall måste man förutsätta att såväl operatörer som ansvariga myndigheter förutsatte att prövningen skulle kunna sättas ur spel.

Att miljökrav och demokratiska moment i miljö- och planlagstiftningen får skulden för uteblivna investeringar, förseningar av planer osv är inget nytt. Det är emellertid ett problem ur miljösynpunkt om lagstiftning och administration gör att påståendena är plausibla. Och verkligt allvarligt är om miljövinster inte står i rimlig proportion till hindren.

Ett intressant exempel på hur miljöprövning görs till syndabock är en kort utredning från Svenskt näringsliv: "Miljölagstiftningens samhällsekonomiska konsekvenser. En jämförande studie av investeringarna i Sverige och övriga EU".³⁷⁶ I ett pressmeddelanden, liksom i utredningens förord, påstår Svenskt Näringsliv att "Krånglig miljölag gör alla till förlorare". Utredningen sägs visa att miljölagstiftningen medför en lägre investeringsnivå i Sverige och att detta medför förlust av arbetstillfällen. Bristen på investeringar sägs också medföra att miljöförbättringar inte kommer till stånd.

Utredningens argumentation är i korthet följande. Investeringskvoten dvs. investeringarna i förhållande till ekonomin som helhet anges ligga 3 – 5 % lägre än genomsnittet i EU. Argumentationen vilar helt på ett antagande om att investeringskvoten borde vara lika hög i Sverige och att miljölagstiftning och prövning pressar ned den. Det påpekas på flera ställen i texten att en mycket stor mängd andra faktorer i själva verket påverkar kvoten: "... skatter, utbildningsnivå, näringslivsstruktur, offentliga finanser med mera..." men att det är "...inte osannolikt att någon procentenhets skillnad beror på miljölagstiftningen.". Investering i bostadsbyggande ingår och som påpekas finns ytterligare faktorer som kan förklara bristerna här. Sysselsättningsbortfallet uppskattas med en "...enkel beräkning (om än inte helt invändningsfri)..." till 51 000 personer.³⁷⁷ Underbyggnaden av påståendet att investeringsnivån pressas ned av krånglig miljölagstiftning är sammanfattningsvis följande: För det första att "många företag vittnar om att miljöbalken gör det svårare att investera i Sverige" För det andra ett påstående att 70 % av landets miljöinspektörer instämmer i påståendet att miljöbalken förhindrar investeringar.³⁷⁸ Påståendet saknar referens; det går t.ex. inte att kontrollera om inspektörerna avser investeringar som borde komma tillstånd eller sådana som av miljöskäl bör stoppas. För det tredje och svårast att avfärda är ett antal fall där industriutbyggnader – bl.a. uppmärksammade fall som Ortviken i Sundsvall, Scanraff i Lysekil – tagit lång tid och stora kostnader. Även här saknas referenser och påståenden att en planerad utbyggnad av sågverket i Tunadal bl.a skulle tagit 10 år visar sig inte vara en erfarenhet utan baserat på "Analyser visade att bara stadsplanefrågan skulle ta minst 7 år i anspråk och kosta 10-15 miljoner kronor...". Ett påstående om vad som skulle kunnat ske används således som belägg!

Utredningens argumentation för att också miljön förlorar på uteblivna investeringar vilar på ett antal exempel på att teknikutveckling och byte av äldre anläggningar mot nyare har medfört dramatiska minskningar av utsläpp. Detta är okontroversiellt; i själva verket vilar Brundtlandrapportens "hållbar utveckling" till stor del på detta samband mellan ekonomisk tillväxt och miljöförbättring i industrialiserade länder. Dessutom kan skärpta miljökrav tvinga fram snabbare omstrukturering Utbyggnaden av kommunal avloppsrening medförde betydande investeringar och sysselsättning liksom kompetensuppbyggnad. Så tycks ha skett vid omvandlingen av svensk massa- och pappersindustri. Ett snabbare utbyte av fordonsparken kan i vissa lägen vara både en ekonomisk stimulans och en åtgärd för att minska utsläppen.³⁷⁹ Men att ny

³⁷⁶ Johansson Grahn, G (2003) Miljölagstiftningens samhällsekonomiska konsekvenser. En jämförande studie av investeringarna i Sverige och övriga EU. Rapporten ska kunna laddas ned från www.svensknaringsliv.se/miljo Vi fick tillgång till den genom hänvändelse till Svenskt näringsliv då detta inte fungerade. Rapporten anges i förordet vara en del i Svenskt Näringslivs projekt "Miljölagstiftning för tillväxt".

³⁷⁷ Båda citaten från sid 4 i utredningen.

³⁷⁸ Undersökningen sägs vara genomförd av Svenskt näringsliv men har inte gått att få tillgång till.

³⁷⁹ Brokking, P., Emmelin, L., Engström, M.G., Erisson, G., Nilsson, J-E, Wikberg, O. (1997): An environmentally Sustainable Transport System in Sweden - A Scenario Study. KFB Rapport 97:3.

teknik utvecklas och tas i bruk beror bland annat på tydliga miljökrav, prövning och kontroll, konsumentbojkotter mot klorblekt papper etc. Eller uttryckt på ett annat sätt: det finns inget tvingande och generellt inneboende samband mellan teknikutveckling och miljöförbättring.

Utredningens argumentation håller således inte för de slutsatser som framförs. Glidningarna från utredningstexten, som innehåller en mängd reservationer som tydligt visar detta, till konkreta och kraftiga påståenden om att Sveriges konkurrenskraft, sysselsättningen i landet och miljön förlorar på krånglig lagstiftning i utredningens förord och Svenskt näringslivs pressmeddelanden är påfallande.

Problemet ligger i att om uppfattningen att lagstiftningen är komplicerad och medför långa resurskrävande prövningar så blir det lättare att föra denna typ av kampanjer utan att det dåliga underlaget granskas och avslöjas. Och risken är att det leder till illa överlagda åtgärder som försvagar miljöarbetet i stället för att effektivisera det. Vårt grundargument är att det i hög grad är i miljövärdens intresse att inte bjuda motstående intressen på möjligheten att försvaga miljövärdens.

Det danska exemplet

I Danmark kan man iakttä två fenomen som vi ser som exempel på precis denna back-lash. Den nya regeringen har genomfört mycket drastiska nedskärningar i miljöförvaltningen. Argumenten är bl.a. att dessa förvaltningar innehåller ”professionella tyckare som kväver den politiska debatten”. Om detta är ett reellt argument eller om möjligheterna till besparingar just inom miljösektorn har starkt stöd t.ex. i näringslivet betyder mindre. Argumentet uppnår politisk legitimitet. Detta menar vi att miljösektorn själv varit med att bädda för och är oroliga för att så i hög grad sker i Sverige också. Det andra fenomenet är hur Bjørn Lomborg seglat upp till prominens och nu utsetts till chef för ett institut för miljövärdering. Om man ser bort från överdrifter, vantolkningar och rena fel i hans budskap så kan man konstatera att han har framgång på det som kan kallas ”rationalitetsarenan”. Om de flesta miljöfrågorna argumenterar han egentligen längs två linjer. Den ena går ut på att bevisa att problemet egentligen inte existerar eller är grovt överdrivet. På många punkter står han här mot en överväldigande vetenskaplig expertis och kan så vitt vi förstår beslås med större eller mindre felaktigheter. Miljöetablissemangen har emellertid ägnat förhållandevis lite kraft åt detta utan haft en tendens att bortse från honom. Situationen är paradoxal på många sätt lik den som många av de första som slagit larm om miljöproblem eller t.ex. hälsoeffekter av strålning har befunnit sig i. Och för de flesta politiker är det lika omöjligt att avgöra om han har fel men skillnaden är att han säger vad många vill höra. Problemet ligger i att möjligheten att segra på ”rationalitetsarenan” där Lomborgs andra linje finns är förhållandevis stor och oavhängig av fel och överdrifter i sakdiskussionen. Lomborg påstår i grunden att förebyggande åtgärder i många fall är mindre ekonomiskt rationella än olika former av anpassning t.ex. att omläggning av energisystemen för att minska koldioxidutsläppen är mindre rationella än åtgärder för att motverka klimateffekterna om dessa nu faktiskt uppstår. Lockelsen i Lomborgs argument ligger delvis i tidsaspekten: åtgärderna kan skjutas på framtiden och därmed diskonteras förmånligt.

Lomborg är ett näraliggande och tydligt exempel på en back-lash som vi menar kommer av det sätt som miljöarbetet drivs och debatten förs. Man kan inte enbart förstå honom som ett uttryck för t.ex. miljöfientliga, kortsiktiga ekonomiska intressen eller ens som ett debattfenomen dvs. möjligheten att göra personlig karriär genom att vara konträr och framstå som en kämpe mot etablerade intressen.

Den som förlorar på ”rationalitetsarenan” förlorar också i hög grad i politisk legitimitet; frågorna marginaliseras. Vi tycker oss se att detta är i färd med att ske i Sverige – eller snarare

redan ha skett och vara på väg att accelerera. Vi tror att mycket lite kan vinnas på att retirera från rationalitetsarenan och försöka föra debatten som en moralisk debatt.³⁸⁰ Om skälen till att medborgarna skall engagera sig i sopsortering och återvinning är rationella dvs handlar om långsiktig resurshushållning och minskad miljöpåverkan så är detta frågor som måste klaras på rationalitetsarenan. Därmed har vi inte påstått att det inte också finns en moralisk fråga som gäller vårt förhållande till allt annat levande och gränserna för vår rätt att påverka jorden. Debatten om klimatfrågor är också en moralisk debatt t.ex. om vår rätt att använda en teknologi som utsätter miljoner människor i Bangladesh för ökade risker för naturkatastrofer. Men grunden för den moraliska frågan är trots allt om riskerna är reella och om välbefindandet skulle kunna användas för att höja de fattigastes välbefindande och samtidigt minska effekterna av de ökade riskerna. Att försvara ett orationellt återvinningssystem med miljöetiska argument framstår som svårt. Vår beståndsdel är den moraliska vinsten om systemet faktiskt inte uppnår sina tekniska mål?

Vad har vi inte visat

Vi vill hävda att vår analys och diskussion sammantaget gör det befogat för miljövärden att beakta riskerna för en back-lash. Som avsnittet om miljömålen visar delar vi inte uppfattningen att miljömålsarbetet skulle vara någon form av framsteg eller genombrott. Tvärt om pekar vi på riskerna att komplexitet och oförutsägbarhet i systemet ökar samtidigt som det också innehåller bytande risker för improduktivt symbolpolitiskt arbete. Vi vet självfallet inte vad resultatet av miljömålsstrukturen och arbetet på lång sikt kommer att bli. Men vi menar att de kritiska synpunkter och farhågor som vi framför och underbygger förtjänar att tas på stort allvar. Och vi kan för närvarande inte se att så är fallet.

Vi vill speciellt peka på att en diskussion som främst utgår från regelverket inte nödvändigtvis säger något uttömmande om hur det faktiskt kommer att gå i praktiken. Regelverk ska implementeras och därvid sker ofta stora förändringar eller förskjutningar i utfallet jämfört med lagstiftarens förhoppningar eller förväntningar. Vår utgångspunkt är enbart att sannolikheten för ett gott utfall rimligen är mindre med ett dåligt regelverk.

Empiriska studier som visar hur det faktiskt utfaller är emellertid nödvändiga. När det gäller MKB-systemet menar vi att tillräckligt med studier och praktisk erfarenhet, inklusive internationell jämförelse, pekar på att det svenska systemet faktiskt både som regelverk och som praktik är dåligt. Skälen för en total revision föreligger enligt vår mening utan ytterligare forskning. Däremot finns aspekter av systemet som behöver studeras. Ett nytt regelverk måste kunna hantera frågor som också internationellt är problematiska t.ex. avgränsning (scoping), avvägningen mellan rimlighet i omfattning och tillräckligt djup, utförarens integritet i förhållande till beställare när ramen är ”förorenaren betalar principen” osv. Om man som vi har uppfattningen att miljöskydd och fysisk planering på viktiga punkter opererar och bör operera inom skilda paradigmer så krävs också en forskning rörande relationerna mellan miljöbedömning av planer enligt en MKB-modell och hur integration av miljö i det löpande planeringsarbetet skall ske, mellan styrning med miljö kvalitetsnormer och lokal politisk intresseavvägning osv.

³⁸⁰ Omvandlingen av frågan om det engelska jordbrukets vattenförorening från en diskurs om en nyttig och nödvändig verksamhets oönskade bieffekter till en moralisk diskurs och en därmed sammanhängande förändring av förvaltningens insatser från rådgivning, teknisk utveckling och ekonomiskt stöd till miljöinvesteringar till övervakning och beivrande av miljöbrott har analyserats ingående av Lowe och medarbetare. (Lowe, P., J. Clark, S. Seymour, and N. Ward (1997) *Moralizing the Environment: countryside change, farming and pollution*. UCL Press, London)

Om ett dåligt regelverk kan förväntas ha begränsad effekt är en sak. Men även om ett system kan ha effekt innebär detta inte att det är effektivt. Effektivitet innebär ju inte enbart att det har någon form av verkan i riktning mot de uppställda målen utan också att detta uppnås med så liten insats som möjligt. Problemet med att visa inte bara om dagens miljöregler har verkan utan också om det sker effektivt har vi enbart snuddat vid. Omständlig prövning som uppnår liten effekt är naturligtvis i någon mening också ineffektiv. För att studera miljövärdens effektivitet är det emellertid viktigt att välja relevanta sätt att uttrycka effektivitet. Studier har t.ex. gjorts när det gäller handläggningstiderna i olika MKB-system. Kort handläggningstid säger emellertid ingenting om effektiviteten i systemen om mått på vilken verkan systemen har vilket är metodologiskt betydligt svårare att studera än att bara mäta tidsåtgång. Om ett mål med systemen är demokratisk förankring av beslut och allmänhetens möjlighet att medverka kommer tidsåtgången lätt bli längre än i ett rent teknokratiskt beslutsfattande. Effektivitet kan således inte mätas på samma sätt med och utan participation som uttalad målsättning. Effekt och effektivitet är beroende av det perspektiv som läggs i utvärderingen.³⁸¹

Fortsatt arbete

Det kan finnas anledning att se över samspelet mellan plan- och miljölagstiftning och att direktiv om en mera djuplodande sådan analys kan behöva ges till sittande utredningar. Utöver vårt påpekande att det kan röra sig om mera fundamentala frågor än en enkel lagteknisk samordning samt att MKB/SMB-systemet behöver en genomgripande revision skall vi här emellertid inte närmare gå in på vad sådant utredande borde innehålla.

Sammanfattningsvis anser vi att fortsatta vetenskapliga studier är befogade. Vi ser främst ett behov av empiriska studier inom de områden som vi i de kapitelvisa slutsatserna speciellt berört samt inom de områden som vi sammanfattat ovan.

Generellt menar vi att vår analys och diskussion pekar på att empiriska studier behövs av hur den mångfald av krav hanteras som miljö-, plan- och sektorslagstiftning ställer. Vissa sådana sker redan inom MiSt-programmet³⁸² t.ex. en följd av 3G-problemet som ett planeringsproblem på flera nivåer. En studie av hur retoriken om hållbar utveckling omsätts i prövning av projekt inom de regionala tillväxtavtalen och EUs strukturfondsmedel är just under fullföljande och fortsatta studier framstår som både intressanta och viktiga med de nya förutsättningar inom vilka de regionala tillväxtprogrammen skall genomföras. Det finns skäl att följa utvecklingen av hanteringen av Natura 2000; kommer de farhågor som vi här ventilerar att besannas. En verkligt genomgripande granskning av regeringsprövningen av stora infrastruktursatsningar som Botniabanan och Citytunneln vore värdefull; ett aktörsperspektiv där relationen mellan infrastrukturplanering och kommunal planering står i fokus vore fruktbart att anlägga. Fyra områden inom miljöbedömning framstår som viktiga för studier och utveckling: problemet med en fungerande avgränsning av omfång och innehåll av MKB (scoping), hantering av kumulativa effekter, fungerande miljöbedömningssystem inom fysisk planering, särskilt på den översiktliga nivån samt ”contingency analysis”³⁸³. Både inom miljöbedömning

³⁸¹ För att åter utnyttja Swe-Pol Link. Företaget som efter en lång process tvingades byta teknologi kan å ena sidan se till att man lyckades få en länk till stånd eller å andra sidan att man tvingades byta till dyrare teknologi och förlorade tid; kabeltillverkaren fick å andra sidan producera mer vilket kan innebära en vinst samhälls-ekonomiskt eller i regional sysselsättning. Motståndarna kan se att man misslyckades med att hindra kabelbygget eller att man lyckades få till stånd en annan teknologi som medförde att vissa av problemen löstes. SGU som redan från början kritiserade teknologivalet kan se att man fick gehör (effekt) för sin ståndpunkt men att detta tog lång tid och gick omvägen över ett omfattande lokalt motstånd i stället för att hänsyn direkt tagits till deras expertståndpunkt (effektivitet).

³⁸² För information om programmet ”Miljöstrategiska verktyg” som är ett tvärvetenskapligt forskningsprogram finansierat av Naturvårdsverket se www.sea-mist.se

³⁸³ Någon riktigt bra svensk term för att analysera ”värsta tänkbara alternativ” förefaller inte finnas.

och planering finns ett stort behov av studier av samspelet mellan olika beslutsnivåer, speciellt med hänsyn till den svenska konstruktionen med den lägsta planeringsnivån som den enda bindande; internationella komparativa studier skulle här vara en framkomlig väg.

Problemen med samspelet mellan plan- och miljölagstiftningens ”paradigm” som restes i kapitlet om miljömålen medför att studier av normstyrning kontra intresseavvägning framstår som ett högaktuellt objekt liksom frågor om rollfördelning mellan ansvar för utbyggnad/utveckling på den ena sidan och bevarande och miljökontroll å den andra. Vi har flera gånger rest principiella frågor om politiskt beslutsfattande kontra teknokratiskt; dessa är intressanta både på den strategiska nivån med avseende på funktionen hos SMB och när det gäller samspel mellan kommunalt politiskt beslutsfattande och MKB på detaljplaner.

Flera av de frågor och problem vi diskuterar innehåller också intressanta och forskbara frågor om hur olika aktörer ser på ett regelverk eller verktyg. MKB som beslutsunderlag eller bindande för beslutsfattarna är ett exempel. Frågan i miljömålskapitlet om huruvida målen ”gäller” i en formell mening är ett annat. Miljömålskapitlet reser för övrigt flera forskbara och viktiga problem som själva målstyrningstanken i dem, visionär planering kontra pragmatisk problemhantering. Effekt och effektivitetsstudier av några mål och delmål vore intressant.

En generell reflexion just runt behovet av empiriska studier är också att samhällsvetenskaplig miljöforskning i större grad måste kopplas samman med miljöeffektforskning. Att forska runt policy och retorik må vara akademiskt intressant och relevant men det är först när kopplingar till konkreta åtgärder och helst också effekter i miljön kan påvisas som forskningen blir riktig intressant i meningen användbar. Det förutsätter att tryggheten i disciplinernas och paradigmens mitt överges.³⁸⁴

Vi har i denna rapport endast kortfattat och partiellt berört teoretiska aspekter på vårt studieobjekt. För den som överväger att ta upp ett empiriskt studium av någon av våra frågeställningar vill vi dock peka på att området har många intressanta teoretiska infallsvinklar. Vi skall här bara kortfattat antyda några av dem genom en lista på sådana, delvis formulerade som dikotomier. Utan logisk ordning framstå följande som intressanta och möjliga infallsvinklar:

- Rättslig reglering: rättstatsprincipen mot välfärdsstatens
- Deliberativ versus kalkylerande rationalitet
- Centrum-periferi/top down eller bottom up
- Målstyrning vid multipla mål
- ”Goalshift” och ”street level bureaucrats”
- Organisations- och professionskultur
- Konsensus eller konflikt
- Avvägning eller normer
- Participation och demokratins ineffektivitet
- Strategiskt beslutsfattande
- Verkningsfullt versus effektivt

³⁸⁴ För en diskussion av några aspekter på detta se Emmelin, L. (2003): Att förvalta landskapet. Framtidens förvirrande mångfald och historiens skenbara begriplighet. sid 102 – 148 i Lundgren, L J (red) Vägar till kunskap. Några aspekter på humanvetenskaplig och annan miljöforskning. Symposion. eller Emmelin, L. (1994): Environmental education at university level: a constant challenge to the university. sid 205 - 231 i Lundgren, L.J., Nilsson, L.J. & Schlyter, P. (eds) "Expanding Environmental Perspectives: Lessons of the past, prospects for the future" Lund University Press.

- Visionär planering eller problemlösande:” mixed scanning som en kompromissmodell”.
- ”Helhetssyn” och målstyrning mot multipla mål.

Komplexiteten i problemen som vi beskrivit förutsätter en reell helhetssyn och förtjänar respekt men detta får inte övergå i förflamning; det är nu svaren måste utvecklas och inte i den framtida kommande översyn som alla talar om men ingen sett. Framförallt vill vi kanske betona vikten av empiriska studier som försöker koppla regelsystemens struktur, implementering i form av organisation mm och det faktiska utfallet i miljön. Miljöforskningen tenderar idag att vara splittrad i en naturvetenskaplig effektforskning där effekter inte kopplas till sina samhälleliga orsaker och en samhällsvetenskaplig där de konkreta effekterna på miljön inte kan kopplas till studerad politik eller administration.

Referenser

Fullständiga referenser finns i fotnoterna varför någon separat referenslista inte gjorts.

Rapporten **"Miljöregler – hinder för utveckling och god miljö?"** är resultatet av en förstudie finansierad av Center for Spatial Development & Planning/CTUP. I rapporten granskas systemet för miljökonsekvensbeskrivningar, Natura 2000, regeringens tillåtlighetsprövning, införandet av EU:s vattendirektiv i svensk lag, miljöstraffsystemet, planering och miljöprövning av mastinfrastrukturen för 3G samt de nationella miljömålen.

Peggy Lerman är jurist med egen rådgivningsverksamhet inom området plan- och miljö rätt (www.lagtolken.se). Hon har tidigare varit chefsjurist på Boverket och bl.a. nationell expert i EU-kommissionens expertgrupp för miljökonsekvensbedömning och strategisk miljöbedömning.

Lars Emmelin är professor i miljökonsekvensbedömning vid BTH, adjungerad till MKB-Centrum SLU samt gästprofessor vid Mitthögskolan. Han leder forskningsprogrammet Miljöstrategiska verktyg (www.sea-mist.se).



Miljöregler - hinder för utveckling och god miljö?
Lars Emmelin & Peggy Lerman

ISSN 1103-1581
ISRN BTH-RES--09/04--SE

Copyright © 2004 by individual authors
All rights reserved
Printed by Kaserntryckeriet AB, Karlskrona 2004

