

VÅTMARKER



MIRAKELMEDICIN UTSKRIVEN I BLINDO?

En utvärdering ingående i och utgående från projektet

**Dammar och våtmarker
för ett ekologiskt hållbart samhälle**

Ett LIP-projekt i Saxån och Braån

I	INLEDNING	3
II	EN GROV BILD	4
III	LAGENS BASKRAV	6
IV	LANTBRUK SOM MILJÖFARLIG VERKSAMHET I AVRINNINGSOMRÅDEN	9
V	OLIKA SKYDDSÅTGÄRDER – OCH VÅTMARKSMETODEN EN AV DEM	11
VI	EXPROPRIATION OCH ANNAT SÅDANT FÖRFOGANDE	14
VII	SAMFÄLLIGHETSMODELLEN	17
VIII	LAGSTIFTNING OCH (MÄNSKLIGT) AGERANDE	19
IX	VÅTMARKERS EFFEKTIVITET I JURIDISK BELYSNING	21
X	ATT SÄTTA IN KVÄVEREDUKTION I SITT TOTALSAMMANHANG	23
XI	AVSLUTANDE SYNUNKTER OCH DISKUSSION	25

STAFFAN WESTERLUND

*Denna skrifts original är producerat med användning av soldriven datorutrustning vid
IMIR Institutet för miljörett*

2004

I Inledning

Här anges uppdraget, underlaget, tillvägagångssättet och några problem som inställt sig när uppdraget skulle fullgöras. Tre av problemen har föranlett viss fördjupning i min utvärdering medan det fjärde (gällande fosfor) är sådant att jag i huvudsak har lämnat frågan åt sidan.

1. Jag har haft i uppdrag att utvärdera erfarenheter av LIP-projektet som rör Saxån och Braån i första hand utifrån ett miljörettsvetenskapligt (och i någon mening också allmänt miljövetenskapligt) effektivitets- och genomförbarhetsperspektiv. Detta uppdrag har utförts på i huvudsak följande sätt.

Det inleddes mycket sent i projektet och avslutades efter det att rapporten **Dammar och våtmarker för ett ekologiskt hållbart samhälle** (2004) publicerats, vilket har varit praktiskt på det sättet att rapporten i fråga innehåller inte bara erfarenheter utan också slutsatser, som har betydelse som underlag och/eller utgångspunkt för min utvärdering.

Ett ganska omfattande bakgrundsmaterial, preliminärt material och nu slutligen nyssnämnda rapport har jag tagit del av. Detta har fått komplettera tidigare forsknings- och utvecklingsarbete i form av bl.a aktörsspelet ingående i Genevads-åprojektet, vissa erfarenheter från och ytterligare insikter i SUCOZOMA-projektet avseende Gullmarn, samt annat arbete med frågor om eutrofiering och markanvändning, bl.a på Åland.

Den svenska miljörettsforskningen om vattenkvalitet och om sådana frågor, som rör det som vattenramdirektivet kräver eller förutsätter, samt om styrmedel, har kommit relativt långt och har varit till användning i den utvärdering som följer nedan. Detsamma gäller miljökonsekvensbeskrivningar, som i korthet behandlas i den avslutande delen av denna utvärdering.

Jag har riktat in mig på den del av våtmarksmetodens antagliga nytta, som rör hantering av den marina eutrofieringsproblematiken. Marginellt berör jag andra frågor, men inriktningen på eutrofieringen följer av minst tre skäl. Det första är att en kraftig minskning av kvävebelastningen på haven är ett mål, som även har en internationell rättsgrund. Det andra är mitt antagande att *om* man kan hantera denna problematik, så har man tagit ett avgörande steg i riktning mot att hantera vattenrelaterad miljöproblematik över huvud taget.¹ Det tredje är att även om våtmarker bl.a bidrar positivt (för det mesta) till biologisk mångfald, så skulle man inte rikta in sig så mycket på sådana, om det inte vore för deras förmåga att ta hand om närsalter.

Denna inriktning har i sin tur en grund i de stora vattenkontrollfrågor, som av olika skäl är aktuella i inte minst Sverige. De är bl.a:

¹ Man kan egentligen gå ännu längre: Det samhälle som så väl kan hantera sig självt, och alla som där bor och verkar, så att vattensystemen håller en i någon mening god standard såväl vad gäller kvalitet som kvantitet, med god biologisk mångfald, och detta utan att åstadkomma detta genom att exportera miljöproblem till utanför avrinningsområdet eller landet, har brutit igenom den vall som hittills har stått mellan mänskligheten och ekologiskt hållbar utveckling.

- eutrofieringsfrågan
- långsiktigheten vad gäller lösningar
- implementeringen av vattenramdirektivet
- kostnadseffektivitet i val mellan sätt att genomföra miljömål
- miljömåls rättsliga operationalisering.

2. Redan så här inledningsvis ska jag antyda några problem som jag mött i denna utvärdering. Problemen kan mycket väl vara självförvållade, på det sättet att jag kanske inte har uppmärksammat tillräckligt mycket i det material jag har haft tillgång till.

3. Det första problemet är i vilken omfattning jag ska förhålla mig till projektets hållning till olika styrmedels praktiserbarhet och effektivitet. I dess utvärderingsrapport har man behandlat sådana frågor men på ett relativt oanalytiskt sätt. Detta delar rapporten med egentligen ganska mycket av dagens – och gårdagens – diskussion och förslag som styrmedel. En del av resonemangen om ekonomiska styrmedel är praktiskt taget identiska med dem, som redan för snart ett kvarts sekel sedan fördes (bl.a i samband med Stensån). Det måste ha gjorts omfattande erfarenheter därefter, men antagligen visar dessa att det har varit svårt politiskt eller på andra sätt att göra de ekonomiska styrmedlen så effektiva så att de verkligen är handlingsdirigerande. Detta torde gälla både gödselmedel och bekämpningsmedel. Jag måste därför *ta upp styrmedelsfrågorna relativt ingående*.

4. Det andra är otydligheten vad gäller våtmarkers effektivitet när det gäller kväve. Fokuseringen på effektiviteten räknat per hektar må vara relevant och kanske också fullt tillräcklig för den som uteslutande funderar över s.k kostnadseffektivitet (i form av suboptimering), men inte minst juridiskt har det en stor betydelse hur stor den *relativa* reduktionen är. Jag har inte gjort någon litteraturgenomgång utan här lagt utvärderingsrapporten från projektet till grund. Där uppges å ena sidan att reduktionen kan ligga mellan mycket låga värden och ända upp till 45%, å andra sidan framgår av bakgrundsmaterial att de dammar som man har mätt på inom projektet bara når några enstaka procent, och att några jämförelsedammar som är äldre knappt har nått över 5% reduktion. Detta innebär problem när det gäller flera frågor av betydelse för en utvärdering.

5. Det tredje kanske många läsare tycker inte borde vara ett problem, nämligen delmålet för Skåne när det gäller kväveutsläpp till kustvatten och då frågan om utsläpp av kväve "från mänsklig verksamhet". Nationellt ska, förutsätter sålunda projektet, en 30 % minskning ske av sådana utsläpp från Ålands hav och söderöver samt upp utefter västkusten. Delmål för Skåne är 25%, men det är skrivet som om detta avser andelen av all kvävebelastning på kustvattnet.

Men om man därmed menar att en del av kvävebelastningen på kusten inte skulle vara antropogen, återstår frågan hur man ska behandla det faktum att hela vattenlandskapets kvävevarhållande funktioner i allt väsentligt har spolierats just genom mänskliga (tidigare) åtgärder. Jag har sett mig tvungen att ta upp detta

lite närmare.

6. Det fjärde avser fosfor. Jag kan inte se hur man avser att förebygga att höga fosformängder i sediment m.m vid olika mera extrema förhållanden skjutsas ut ur systemet till nedströms områden och ytterst till havet. Detta har bidragit till att jag i allt väsentligt har riktat in mig på kvävefrågan. Dock berör jag ytligt fosfor i #10 och 67-68.

7. Havande angett några problem, ska jag nu inleda utvärderingen. Först kommer en grov bild, som kan tjäna som ett slags introduktion. Därefter tar jag upp lagens baskrav, lantbruk som miljöfarlig verksamhet och olika skyddsåtgärder i perspektiv av våtmarksmetoden. Efter detta, och beroende på att markägares inställning är så avgörande, behandlas frågor om expropriation och annat sådant förfogande och därefter frågor om samverkan i form av samfälligheter eller liknande. När detta har gjorts, riktas detta dokument in på lagstiftning och mänskligt handlande med fokus på bristerna i svensk rätt. Detta är i sin tur ett underlag för en beskrivning av våtmarkers effektivitet i juridisk belysning varefter kvävereduktionen sätts in i sitt totalsammanhang. Denna utvärdering avrundas med relativt omfattande avslutande synpunkter.

II En grov bild

Min utvärdering är lättare att förstå – och kritiskt granska – om de verklighets- och problemuppfattningar är kända för läsaren, på basis av vilka utvärderingen har gjorts.

Här sätts eutrofieringsfrågan i centrum och knyts till antropogen påverkan genom fosfor och kväveföreningar. Kortfattat berör de rättsliga kravnivåerna avseende avloppsutsäpp, jordbruk och skogsbruk (sådana frågor återkommer i avsnitt IV).

8. Det grundläggande, eller snarare bakomliggande, miljöproblemet bakom intresset för våtmarksmetoden är i och för sig enkelt att beskriva: Närsaltsbelastningen på kust- och havsvatten från land. Sådan orsakar, eller bidrar till, marin eutrofiering med ty åtföljande konsekvenser. Detta gäller kväve och fosfor, även om de två substanserna inte fullt ut kan likställas med varandra sett utifrån miljöproblemsynpunkt. Exempelvis kan under vissa förhållanden i havet kvävet där öka till följd av blågröna alger, som väl i sin tur är beroende av fosfor.

9. Närsaltsbelastningen sedd som ett *miljöproblem* beror på antropogen påverkan och det är denna, den antropogena påverkan, som måste sättas i fokus. Denna påverkan kan vara direkt i form av utsläpp av avloppsvatten etc, läckage från jordbruks- och skogsmark, effekter av förbränning etc. Den kan vara indirekt till följd av mänsklig förändring av landskapets hydrologiska förhållanden etc. Den icke-antropogena närsaltsbelastningen får anses vara som den är; den kan betecknas som den "naturliga" ovanpå vilken ska läggas den antropogena.

10. Även om eutrofieringsfrågan skulle behandlas som den centrala, finns också andra miljöaspekter på sådant, som orsakar eutrofiering. Fosfor är en ändlig resurs och varje kilo fosfor som försvinner ut i havet eller på något annat sätt inte lätt låter sig återföra till de kretslopp, som kan vara nyttiga för människan, är därför en förlust sett ut hållbarhetssynpunkt.²

Kväve som grundämne är det däremot ingen brist på, men kväve i olika föreningar kan vara problematiska även som annat än närsalter. I den mån som nedbrytning av kväveföreningar resulterar i växthusgaser såsom lustgas, belastar sålunda kväveföreningarna i fråga så småningom till en del atmosfären och ingår därmed som en komponent i klimatpåverkansfrågan.³

11. Bakom den antropogena eutrofieringen ligger många slags verksamheter, men följande kategorier är särskilt framträdande

- avloppsvattenutsläpp från tätorter, enskilda hushåll samt vissa kategorier av industrier
- vägtrafik och annan trafik där bränslen används
- energiomvandling för el och uppvärmning, där omvandlingen bygger på förbränning
- jord- och skogsbruk och då särskilt intensivt jordbruk.

12. Förbränning av olika slag innebär i princip att luften är ett medium för transporten, kanske också viss omvandling, av kväveföreningar. Den traditionella raden av problem knutna till luftburna föroreningar och mer eller mindre långväga transporter inställer sig här, men det tar jag inte upp i denna utvärdering.⁴

12. Avloppsutsläpp från större tätorter är i Sverige förmål för relativt tydliga krav

² Jag hänvisar här till Jonas Christensens avhandling *Rätt och kretslopp. Studier om förutsättningar för rättslig kontroll av naturresursflöden, tillämpade på fosfor*. Iustus förlag 2000.

³ Här tycks inställa sig vad som antingen är ett framställningstekniskt, eller filosofiskt, problem som kanske borde ha berörts redan i inledningen ovan. Våtmarker avger, som jag har förstått det, regelmässigt metan och kanske också lustgas – så även under naturliga, av människan opåverkade, förhållanden. Anta att det är ungefär så. Med det synsättet skulle det från klimatproblemsynpunkt tyckas vara en fördel att landet är torrlagt, samt att det vore en nackdel från samma synpunkt att tillskapa våtmarksarealer. Ska därmed kvävereduktion genom våtmarker ses som en klimatpåverkande åtgärd? Kan man rimligen säga att återskapande av mer eller mindre naturliga förhållanden vore en miljöstörande ändring? Finns det andra synsätt? Är detta över huvud taget en fråga av betydelse?

Jag har hört resonemang i samband med torvtäkter att det skulle vara till fördel från klimatsynpunkt om torvmarkernas metangasavgång minskades. Vi skulle antagligen behöva en analys av hur man ska förhålla sig till å ena sidan sådan "klimatpåverkan" som är naturlig, å andra sidan sådan som är en direkt eller indirekt effekt av mänsklig förändring av naturen.

Det jag nu har berört gäller kanske främst metan. Om människan sätter fart på större totalkvävemängder, så att *mer* av denitrifikation (med ty åtföljande lustgasavgång) äger rum i våtmarker, bör man väl koppla denna våtmarksfunktions miljökonsekvenser (utöver de naturliga värdena) till den mänskliga kvävehanteringen, och inte våtmarkerna som sådana.

⁴ När jag arbetade som miljöprojektledare på Åland 1990-1992 förekom det att markägare där menade att de inte skulle vara skyldiga att med sin mark ta hand om sådant kväve som kom via luften – deras resonemang gällde såvitt jag förstod främst skogsmarken och förhållandet till markavvattnings, som de såg som ett slags rättighet att få utföra. Känslan för "frivillighet" var med andra ord sällsynt förekommande där.

på dämpning av utsläppen genom slamavskiljning, biologisk behandling och en eller flera former av närsaltsreduktion. I princip gäller egentligen liknande regler även för mindre sådana utsläpp inklusive enskilda avlopp, men regelverket ser där delvis lite annorlunda ut, därför att de större utsläppen även faller under EG:s avloppsvattendirektiv.

Avloppsvattenbehandling medför vanligen att rötslam uppkommer, vilket kan ses som boendets, eller snarare det mänskliga levandets, motsvarighet till den gödsel, som uppkommer vid djurhållning. Rötslammet borde återanvändas sett utifrån ett rimligt kretsloppsperspektiv. Användningen eller deponeringen utgör i vart fall en potentiell närsaltskälla för eutrofiering.

13. Saxåns och Braåns avrinningsområde har i betydande omfattning avlastats från kommunalt avloppsvatten som i stället har letts till Landskrona reningsverk. Detta är naturligtvis till fördel för sötvattendragen, men innebär samtidigt att man flyttar en del av föroreningen till ett annat område, i detta fall som direktutsläpp vid kusten.⁵

14. Jordbruk är det i vissa hänseenden annorlunda med. Bortsett från dess bostäder och liknande, som i avloppsvattenhänseende inte skiljer sig från andra bostäder, är det dels fråga om djurhållning, dels fråga om åkerbruk för spannmåls- och foderproduktion. Djurhållningen kan ske i stallar, och är då i och för sig koncentrerad till en plats, men till typisk sådan hör att stallgödseln måste tillgodogöras, eller på något annat vis tas om hand. Annars är det bete som gäller. Till ett rimligt kretsloppstänkande hör att stallgödseln ska tillgodogöras genom återföring till åkermark och liknande, och då blir det fråga om gödsling.

15. Skogsbruk är mindre intensivt, sett ur sådana markanvändningssynpunkter som hör samman med eutrofiering, men under vissa förhållanden läcker skogsmark ut kväve, och efter totalavverkning kan detta bli intensivt. Om man därtill gödslar några år före avverkningen, ökar ytterligare eutrofieringsrisken. Om dessutom markerna avvattnas (även genom s.k. skyddsdikning), kan kvävet komma att transporteras ut ganska fort. Detta gör skogsbruk till miljöfarlig verksamhet per legaldefinition.

III Lagens baskrav

Svensk rätt kräver hänsynstagande genom skyddsåtgärder och restriktivitet. Kostnaderna för detta ska bäras av den som riskerar förorena. Vissa skälighetsgränser för kraven finns, och eftersom Sverige varken har bindande miljömål eller

⁵ Jag känner inte till huruvida det finns någon övergripande analys av sådant, vars storskaligaste exempel i Sverige torde vara den partiella avlastningen av Mälaren genom att stora områdens utsläpp leds till Käppalaverket och därifrån direkt ut i saltsjön. Man kan fundera över huruvida detta innebär en större belastning på kustvattnet än om först en lika höggradig rening gjordes närmare källan och utsläppet sedan skedde i sötvattnet, i vilket en del processer som tog hand om ytterligare kväve och fosfor kan antas ske. Men kanske jag har missförstått något här.

fullt rättsverkande miljö kvalitetsnormer, är svensk lag i många hänseenden kontraproduktiv i förhållande till hållbar utveckling. Begreppet *rättslig operationalisering* förs här in. Svensk rätt är illa utvecklad för att hantera eutrofieringsproblematiken, mycket beroende på att miljömål inte är bindande och att reglerna om miljöskyddsområde och miljö kvalitetsnormer är otillräckliga.

16. Svensk miljölag har länge byggt på principen att den som orsakar eller bidrar med något, som kan vara negativt ur miljösynpunkt och som då är kopplat (direkt eller indirekt) till förorening inklusive försämring av miljö kvalitetsförhållanden, ska vidta skäliga åtgärder för att förebygga, motverka eller på andra sätt minimera skadeverkningar. Även restriktivitet ska iakttas.⁶

Skäligheten, eller annolunda uttryckt *ambitionsnivån* för vad som måste göras för att något ska kunna tillåtas, har för industriell verksamhet alltsedan 1941 uttryckts som att alla åtgärder ska vidtas, som är tekniskt och ekonomiskt möjliga med avseende på vad ett liknande men för den aktuella branschen typiskt företag skulle klara av. I praxis (och senare även i lagtext) har sedan utvecklats den modifikation att om det skulle vara tillfredsställande utrett att så långt gående åtgärder inte vore miljömässigt motiverade, då – men bara då – kan åtgärdsnivån jämkas nedåt.

17. Miljöskyddslagen behöll denna princip och detta slags regelverk. Med tiden införde också alltför andra länder – även EG – regler, som byggde på liknande principer. Att inte bara sådana åtgärder ska vidtas, utan också att det är den som medverkar till föroreningsrisken som ska stå för kostnaderna för de förebyggande åtgärderna, utgör kärnan i *polluter pays principle*, alltså principen om förorenarens kostnadsansvar. Att redan risken för en olägenhet räcker för att utlösa krav på skyddsåtgärder är numera kärnan i försiktighetsprincipen (*the precautionary principle*).

18. Miljöbalken för i princip vidare dessa ambitionsnivåer⁷ och i den mån det skulle uppkomma tolkningsproblem vad gäller ambitionsnivån för jordbruksverksamhet, så viker *inte* miljöbalken för någon annan svensk lag eller praxis inom jordbrukssektorn etc.⁸

I EG:s nitratdirektiv finns bestämmelser med bäring på jordbruk i eutrofieringskänsliga områden. Liknande finns också i Östersjökonventionen (som är tillämplig även på svenska västkusten upp till i höjd med Skagen). Här återfinns jordbruksmotsvarigheten till det som i andra sammanhang kallas BAT (*Best Available Technology*), alltså bästa (ekonomiskt) användbara teknik, nämligen BEP (*Best Environmental Practice*).

19. Här måste jag också ta upp detta med *miljömål*. Sådana spelar en framträdande

⁶ Uttrycktes i miljöskyddslagen som 'begränsning' av verksamheten.

⁷ Även om balkens uttryckssätt för detta är dunklare.

⁸ Detta gäller oavsett hur man sedan har fördelat myndighetsansvar vad gäller föreskrifter, tillsyn etc.

de roll i detta sammanhang och i Saxå-Braå-projektet.

De svenska miljömålen må vara politiskt antagna, och kanske också politiskt bindande (vad nu detta är), men de är inte rättsligt bindande.

Detta är svensk miljökontroll, och svensk miljölagstiftning, absolut svagaste sida. Två problem, eller konsekvenser, är särskilt framträdande.

20. Det ena är antagligen inte ordentligt samhällsvetenskapligt belagt, men allt tyder på att antagande av, och s.k arbetande med, miljömål i själva verket tjänar (antingen detta åstadskoms medvetet eller omedvetet) att lura såväl allmänhet som kanske politiker själva att tro att man har tagit något slags kontroll över miljöproblematiken.

21. Det andra är däremot desto mera utrett inom miljörätten, nämligen att den svenska rättsordningen innehåller en mängd lagar, med många regler, som i själva verket är rent *kontraproduktiva* i förhållande till miljömålen.

Eftersom legalitetsprincipen är grundläggande för svensk rättsordning (liksom för alla rättsstater), betyder detta att markägare, verksamhetsutövare, privatpersoner etc inte kan tvingas till att göra något, eller att underlåta något, utan att det finns ett lagstöd för detta.

I och med att miljömål inte är rättsligt bindande, kan dessa inte *som sådana* läggas till grund för beslut gentemot någon enskild. Endast om det finns en lagregel,⁹ som i aktuellt fall är tillämplig på den enskilde, och om denna lagregel råkar täcka miljömålet, så kan man säga att miljömålet slår igenom i lagen (i detta fall). Men via den andra lagregeln.

Denna problematik är ingående behandlad i litteraturen.¹⁰

22. Detta hindrar givetvis inte att man inom ramen för rådande lagstiftning kan verka för att nå miljömålen. Viktigt är dock att inte låta sig förföras av dessa och tro att miljöproblematiken på något vis är under kontroll. Det kan den först bli när det i lag, eller med stöd av lag, sätts sådana rättsverkande gränser för både miljöförhållanden och (som en konsekvens därav) enskildas, markägares och företagens m.fl handlande, som dels iakttas, dels är tillräckliga för att nå uppställda miljömål. Detta kallas *rättslig operationalisering*.¹¹

23. En parallell till miljömålsproblematiken är reglerna om miljöskyddsområde. Inte ens inom ett sådant område kan sådana krav ställas, som är tillräckliga för att

⁹ Detta stöd kan vara indirekt i lag men direkt i en förordning, t.ex. Det viktiga är att i så fall förordningen, eller föreskriften eller vad det vara må, har ett säkert stöd i lag.

¹⁰ Såsom Högberg, G: *Rätten som nödvändig faktor i genomförandet av miljöpolitik*. I Miljörättslig tidskrift 1993:2 s 201 ff, Gipperth, L: *Miljövalitetsnormer En rättsvetenskaplig studie i regelteknik för operationalisering av miljömål*. Uppsala universitet 1999, Christensen, J: *Rätt och kretslopp, Studier om förutsättningar för rättslig kontroll av naturresursflöden, tillämpade på fosfor*. Iustus förlag 2000, Westerlund, S: *En hållbar rättsordning*, Iustus förlag 1997, Westerlund, S: *Miljörättsliga grundfrågor 2.0*, Åmyra Förlag 2003.

¹¹ Gipperth, L: *Miljövalitetsnormer* (Uppsala 1999) och Westerlund, S: *Miljörättsliga grundfrågor 2.0*.

nå en viss miljö kvalitet eller liknande, *om kraven skulle gå utöver vad som gäller enligt olika materiella kravregler* (antingen sådana betecknas som regler om försiktighetsmått, tillåtlighetsregler eller hänsynsregler). Det finns redan tillräckliga svenska erfarenheter om detta slags reglering för att man ska kunna se, att det typiskt sett inte är en framkomlig, tillräcklig väg att förordna ett område som miljöskyddsområde. Det blir på sin höjd små effektiviseringar.

24. Ytterligare en parallell är reglerna om miljö kvalitetsnormer. Än så länge är svensk rätt utvecklad när det gäller sådana, ity att de (normalt) inte gäller för enskilda utan bara för myndigheter.

Problem uppstår när någon myndighet avser att ställa ett längre gående krav på en enskild (t.ex en markägare, en företagare eller en privatperson) än vad de materiella kravreglerna (i 2 kap miljöbalken plus vissa tilläggsbestämmelser på andra håll) räcker till för. Miljöbalken är helt enkelt felkonstruerad här.

Inom kretsen av miljö rättsforskare är detta välkänt. Den internationella innebörden av en miljö kvalitetsnorm är att den ska vara rättsligt bindande. Detta innebär att den behöver operationaliseras rättsligt genom sådant som åtgärdsplaner m.m (med rättsverkan). Den som vill se hur ett sådant regelverk skulle kunna se ut för svenska förhållanden hänvisas till rapporten om Genevadsåprojektet.¹² Och för teorin bakom detta hänvisar jag till Gipperth och Carlman.¹³

25. Det svenska regelverket är dessutom ännu inte utrustat för att man ska kunna föreskriva *kvantitetsnormer* av t.ex typen maximal uttransport via en flodmyrning till kustvatten. Detta beror på en alltför snäv omfattning i miljöbalken av vad som kan utformas som ett miljörelaterat gränsvärde.¹⁴

26. Sammanfattningsvis är alltså det svenska regelverket synnerligen illa utformat sett utifrån miljö målssynpunkt och vad gäller förutsättningarna för att begränsa kvävebelastningen på kustvatten från land. Längre fram i denna utvärdering kommer jag till ytterligare rättsliga genomförandehinder eller -trögheter.

IV Lantbruk som miljöfarlig verksamhet i avrinningsområdet

Jord- och skogsbruk (alltså lantbruk) faller under miljöbalkens regler. Dessa räcker dock inte till för att lösa eutrofieringsproblematiken, eftersom huvudregeln

¹² Wittgren, H.B., Westerlund, S. och Castensson, R. (red): *Genevadsåstudien – ett aktörsspel om genomförande av miljö kvalitetsnormer för kväve i ett avrinningsområde*. VASTRA Report 1, Tema Vatten, Linköpings Universitet. Motala 2000. ISBN 91-7219-688-2. ISSN 1404-6652.

¹³ Gipperth, L: *Miljö kvalitetsnormer...*; Carlman, I: *Adaptiv miljöplanering nästa*. I Miljö rätten i förändring – en antologi. Rättsfondens skriftserie 36. ISSN 1103-1638, ISBN 91-87582-17-1. Göteborg 2003.

¹⁴ Se vidare Genevadsåstudien och särskilt den lagtext som i det projektet användes för aktörsspelet; där fanns också möjlighet till kvantitetsnormer.

är att inte mer än BAT/BEP kan krävas.

27. Det nu kort redovisade betyder att när jordbruk riskerar medföra någon form av förorening av grundvatten eller i omgivningen, så faller detta under de nu nämnda principerna och reglerna. Lantbruk, antingen det rör sig om intensiv djuruppfödning i stallar, extensiv djurhållning, åkerbruk, skogsbruk, eller vad det vara må, utgör *miljöfarlig verksamhet* per juridisk definition (legaldefinition) så snart det finns den minsta föroreningsrisk för grundvattnet, risk för ytvattenförorening eller på annat sätt risk för störning utanför den mark, där verksamheten bedrivs. För all miljöfarlig verksamhet gäller de principer och regler som nämndes respektive antyddes i #17.

28. Avrinningsområden är i princip enkla att avgränsa, åtminstone vad gäller ytavrinningen. Grundvattenmagasinen behöver inte sammanfalla med ytvattnets vattendelare. Även vattenramdirektivet är byggt på denna insikt. Ett avrinningsområde består vanligen av ett antal delavrinningsområden, som i princip är lika lätta att avgränsa. I Saxån-Braån är dessa områden väl kända, kartlagda och redovisade inom detta projekt. Där framgår också att näst intill 80% av marken inom hela avrinningsområdet används för jordbruk (skogsbruk upptar därutöver ungefär 8%).

29. Jag har utgått från att ett delavrinningsområde typiskt sett har *en* utloppspunkt,¹⁵ samt att det inte är givet att grundvattenrörelserna följer delavrinningsområdets gränser.

30. Jag förmodar dessutom att det inte är svårt att för varje delavrinningsområde klarlägga dess markanvändning i allmänhet och jordbruk i synnerhet.

När så låter sig göra, kan en relativt höggradig identifiering göras av de markområden, som bidrar till de fosfor- och kvävemängder som passerar delavrinningsområdets utlopp. Det blir dock en kanalisering till markområden i klump, och är därför särskilt användbart för sådana delområden, där den dominerande markarealen används för jordbruk. Vill man gå mer åt millimeterrättviseshållet, får för varje åker etc mätningar m.m göras, något som kanske aldrig kan bli kostnadseffektivt.

31. Till detta ska läggas atmosfärisk deposition av kväveföreningar. Från dessa kan man om man vill dra de beräknade avgångarna till luft.¹⁶ (Det sistnämnda gör att jordbruk faller under begreppet miljöfarlig verksamhet också därför att det till luft

¹⁵ Såsom boende nära Velången i Uppsala kommun visste jag att det finns undantag och ett sådant finns också i det nu aktuella avrinningsområdet, nämligen Revlingemossen.

¹⁶ Det som släpps ut från ett avrinningsområdet faller delvis ut någon annanstans, och det som släpps ut någon annanstans kanske faller delvis ner inom avrinningsområdet. Detta gör att en del av belastningen på olika avrinningsområden kommer från jordbruk, även om detta sker via luften.

kan avgå ammoniak m.m.)¹⁷ Avgången till luft medför att avrinningsområdets gränser kan överskridas.

32. Jag nämnde ovan att sådan markanvändning, som bl.a kan orsaka vatten- eller luftförorening, faller under begreppet miljöfarlig verksamhet och därmed också under principen om förorenarens kostnadsansvar samt försiktighetsprincipen. Om det är tekniskt möjligt att göra något åt kväve respektive fosfor, samt om detta också vore ekonomiskt möjligt sett utifrån branschgenomsnittliga ekonomiska förhållanden, så *ska* detta också göras i form av åtgärder (eller begränsningar) av markägaren eller den som annars bedriver markanvändningen. Detta behöver inte ske vid källan. Om det är mera kostnadseffektivt att vidta skyddsåtgärder någon annanstans, t.ex direkt på ett stort område, kan detta accepteras som ett alternativ enligt miljölagstiftningen.¹⁸

33. Om däremot åtgärder inte vore miljömässigt motiverade, därför att deras kostnader ordentligt överstiger den miljönytta som åtgärderna skulle ge, så behöver inte åtgärderna vidtas – *tills vidare*.

Den sistnämnda regeln innebär alltså *inte* att man för all framtid slipper undan med lägre miljöskyddsnivå, därför att de åtgärder som *bittills* finns tillgängliga inte är kostnadseffektiva. Regeln innebär endast att så länge som det saknas miljömässigt motiverade åtgärder att ta till, så slipper man. Men så fort sådana åtgärder finns att ta till, så ska de också vidtas och detta ska bekostas av den eller dem, som bedriver miljöfarlig verksamhet i området.

34. Till detta ska läggas två saker när det gäller nu gällande svensk rätt. Den ena är att om en vattenkvalitetsnorm inte är uppfylld i ett område, så får inte skyddsåtgärderna jämkas nedåt, även om det i det enskilda fallet skulle förefalla som att det inte vore miljömässigt motiverat att gå ända upp till BAT/BEP-nivån (ovan #18). Den andra är att som huvudregel gäller att *tillstånd* till helt ny verksamhet inte får ges, om verksamheten skulle kunna bidra till sådan belastning som inverkar på sådan miljö kvalitet, för vilken det gäller kvalitetsnormer som inte är uppfyllda.

V Olika skyddsåtgärder – och våtmarksmetoden en av dem

Här följer en betraktelse över skyddsåtgärder och särskilt våtmarksmetoden, ställt i relief mot vattenlandskapets totala förändring och mot problemen med att

¹⁷ Anta att något avgår till luften och där inte ställer till med någon som helst olägenhet, men senare bidrar till vattenförorening – då utgör källan för detta läckage eller utsläpp till luften miljöfarlig verksamhet redan därför att vattenförorening riskeras, om än via luften.

¹⁸ Detta klargjordes i samband med miljöskyddslagen och miljöbalken har inte ändrat på detta annat än så, att dess inledningsparagraf påbjuder att tolkningsutrymmet i miljöbalken ska användas på sätt som bäst gynnar hållbar utveckling och delmål under sådan.

kostnadseffektiva våtmarkslösningar motverkas av kraven på markägares medgivande. Dock är markägare skyldiga att vidta skyddsåtgärder mot egna näringsämnesläckage, och sådant kan inbegripa våtmarker. Detta leder över till skillnaden mellan verksamhets- och miljöperspektiv, något som har koppling till vattenramdirektivet och som skulle kunna leda till införandet av kvantitetsnormer för totala mängden kväve som rinner ut ur ett avrinningsområde.

35. Man ska skilja mellan *hur omfattande* (kotsamma) skyddsåtgärder som ska vidtas, vilka *slags* skyddsåtgärder som då kan komma i fråga, samt också *vem* eller *vilka* som har att vidta skyddsåtgärderna. Tre saker alltså.

Det sistnämnda har jag redan angett – det är den eller de som bedriver den miljöfarliga verksamheten. Vidare har jag angett ambitionsnivån för vad som är skäligt (# 14 och 16). Vad så gäller vilka *slags* skyddsåtgärder som kan begäras, är rättsläget följande.

Miljöskyddslagen på sin tid, och miljöbalken numera, utesluter inte något enda slag av försiktighetmått eller skyddsåtgärder från vad som kan krävas. Så i den mån även sådana skyddsåtgärder kan tänkas ut, som innebär olika former av samverkan eller annat sådant, och kostnaderna för detta inte skulle överstiga vad som är skäligt enligt miljöbalken, så finns det inga hinder mot att sådana åtgärder också genomdrivs.

36. Under många år har frågan stötts och blötts om gödselgivor. Jag känner igen nu förda diskussioner, resonemang och även lösningsförslag sedan ett kvartssekel tillbaka. Ännu idag förmodas dock många jordbrukare gödsla överoptimalt, vilket för dem kan förefalla rationellt.

Inte särskilt mycket förefaller ha hänt genom frivilliga initiativ från jordbrukare. Andra miljöskyddsåtgärder har dock vidtagits, ofta utifrån föreskrifter, och de inkluderar vintergrön mark m.m. Antagligen har dessa åtgärder gjort någon nytta. Att sådana slags åtgärder vidtagits är, har jag antagit, också typiskt sett lättare att kontrollera än t.ex gödselgivors storlek.

37. Intresset för våtmarker som miljöskyddsmetod har funnits sedan en tid, med särskilt fokus på deras potential att fånga in kväve och väl också fosfor. Storleken på våtmarkerna, belastningen på dessa av närsalter samt vattnets upphållstid framställs som särskilt viktiga faktorer av betydelse för hur effektiva krävereduktion och fosforupptag är. Detta betyder i sin tur att inte minst våtmarksfiltrens placering har betydelse. Kostnads- och miljöeffektiviteten är alltså bl.a *platsberoende*.

Utvärderingsrapporten redovisar problem med platsval och markägares villighet. Problem av detta slag är kända också från andra håll.

38. Både inom detta projekt och i många andra sammanhang görs ett stort nummer, och det troligen med all rätt, av att landskapet genom rena sjösänkningar och andra torrläggningsföretag har förändrats fundamentalt vad gäller de hydrologiska förhållandena (se också #51).

Jag vill inte ens försöka anta något om i vilken omfattning vattenlandskapsför-

ändringen skulle ha inverkat på eutrofieringen av vattnen vid kust och i öppet hav. En hastig blick på kartor över områden före och efter torrläggningarna indikerar dock att en eventuell storsatsning på våtmarker som närsaltsfällor, kanske i synnerhet vad gäller kväve, skulle behöva vara så stor, att en landskaps- och jordbruksekonomisk revolution skulle bli följden. Det vore kanske inte så dumt, men dagens lagstiftning är helt otillräcklig för något sådant.

39. I själva verket tycks dagens lagstiftning, och dess tillämpning vara direkt kontraproduktiv även när det gäller vattenlandskapets karaktär och funktion. Det var sålunda med viss förvåning jag läste i Ekologgruppens rapport 1986 och i utvärderingsrapporten¹⁹ att det ännu idag skulle förekomma en viss minskning av vattendrag i Saxå-Braå-området.

I den mån detta verkligen är fallet, illustreras obarmhärtigt problematiken med att det finns ett antal verksamhetsutövande människor, och kanske kommuner, som är beredda att ytterligare förändra vattenlandskapet i en ur ekologisk synpunkt sämre riktning (#17). När då gällande lag inte säger emot, är en sådan förändring legal och ingen kan i så fall hindra den. Mot den bakgrunden är det vanliga pratet om hänsyn, frivillighet och liknande inget annat än osakligt.

40. En följdfråga, som inte kan förbigås med tystnad även om svaret skulle kräva en hel del forskning eller i vart fall utredning, är hur mycket som ett (tänkt) naturligt vattenlandskap skulle kunna ta hand om av *antropogen* belastning (d.v.s belastningen utöver den naturliga). Jag angav inledningsvis i #5 att beteckningen "från mänsklig verksamhet" när det gällde kväve medförde vissa problem. Det vore, kan man tycka, att lägga sig närmare problematikens kärna om man relaterade kvävebelastningen på kustvattnen till

(a) den recipientkapacitetsminskning som tidigare och nya av människor genomförda markförändringar orsakat, *plus*

(b) de utsläpp och läckage av kväve som sker från olika verksamheter till mark och vatten.

Denna beräkning skulle kunna jämföras med en uppskattning av vattenlandskapets utseende och funktion såg 1700, översatt till dess förmåga att ta hand om kväve samt med en jämförelse mellan vad människan då tillförde i form av kväve till området och vad hon idag tillför.

41. I den utsträckning som min utvärdering är knuten till Saxå-Braå-projektet som sådant, behövs dock inte ett sådant underlag, eftersom projektet dels inte har syftat till en kvantitativt full återställning av vattenlandskapets filterkapacitet i området, dels mycket tydligt återspeglar problematiken med att områden inte kan väljas ut utifrån lämplighet och effektivitet. Alltså: Inte nog med att vattenlandskapet endast kan återupprättas (vad gäller funktion) partiellt, detta återupprättande kan dessutom vanligen inte göras kostnadseffektivt i meningen med användning av för ändamålet bästa mark. Skälen är främst, eller följer av, det jag strax ska

¹⁹ Som alltså på s 28 hänvisade till Ekologgruppens tidigare rapport.

ta upp.

Men dessförinnan ska påpekas att så länge som Sverige inte har genomfört någon egentlig, systematisk vattenplanering (något som kräver ett rättsligt regelverk), så är det heller inte lätt att få fram underlag för bedömningar av var våtmarker (eller andra åtgärder) är som mest (eller minst) kostnadseffektiva (#119).

42. Redan i samband med Laholmsbuktsprojektet för ett femtontal år sedan framhävdes problematiken med att anläggande av våtmarker i miljöskyddssyfte inte som sådant utgör en expropriationsgrund. Så länge detta rättsläge kvarstår, är förutsättningarna för kostnadseffektiv våtmarksplacering i princip obefintliga, såvida inte frivillig upplåtelse från berörd markägare sker. Gregor Holmgren, som där hade hand om den juridiska delen, påvisade detta mycket tydligt i rapporten.²⁰ Ingen lagändring skedde som följd av detta.

43. Situationen kan då bli paradoxal, om det gäller markägare som dels har bästa läget, dels och samtidigt ingår bland dem som förorenar i området. Med nuvarande lagstiftning går det inte att göra så mycket i den saken.

Regelverket kan dock ändras. Minst två modeller kan då övervägas. Den ena är *expropriation*, den andra att utveckla en *samfällighetsmodell* byggd på förrättning och utformad utifrån moderna tankegångar med anknytning till vattenramdirektivet och vattenförvaltning. De kan kombineras.

VI Expropriation och annat sådant förfogande

Här tas detta med expropriation och restriktioner för pågående markanvändning upp såsom exempel på flaskhalsar i rättsordningen. Detta ställs mot den (ovanliga) situationen att en och samma verksamhetsutövare mer eller mindre ensam orsakar näringsämnesutsläpp från ett delavrinningsområde. Vattenramdirektivet innebär ett annat perspektiv än det som svensk rätt vanligen har byggt på.

44. Expropriation betecknar tvångsförvärv av mark eller rätt till mark. Expropriation regleras delvis redan i regeringsformen (RF 2:18) och därunder – generellt – expropriationslagen.

RF 2:18 anger två saker av direkt betydelse i vårt sammanhang:

- (1) Expropriation och annat sådant förfogande kräver stöd i lag.
- (2) Vid expropriation och annat sådant förfogande ska full ersättning betalas.

Stöd i lag innebär, förenklat uttryckt, att expropriationen ska ha ett *syfte* som är godtagat, eller har fullt stöd, i lag.

45. Vid sidan av expropriationslagen kan regler om expropriation, samt när sådan

²⁰ Holmgren, G: *Rättsliga aspekter på markanvändning – vattenkvalitet*, i Fleischer, S m.fl: *Markanvändning – vattenkvalitet. En studie i Laholmsbuktens tillrinningsområde*. Länsstyrelsen. Hallands län. 1989.

får ske, finnas också i annan lag, ibland med vissa mer speciella regler därom. Exempel finns i bl.a plan- och bygglagen (PBL), väglagen (VägL), fastighetsbildningslagen (FBL) liksom i lagen om vattenverksamhet samt delvis också i reglerna om naturreservat m.m. De två senare kan teoretiskt sett någon ha betydelse i detta projekts sammanhang.

46. I lag finns också något som inte faller under expropriationsbegreppet, men som har många likheter och dessutom en egen rättsgrund i samma § i regeringsformen, nämligen regler om restriktioner som kan medföra försvårande av *pågående markanvändning*. Typfallet är när markägaren behåller marken, men åläggs särskilda restriktioner vad gäller dess användning, dock utan att någon annan tillåts göra det som markägaren inte får göra.

47. Detta med restriktioner i pågående markanvändning har dock även en annan sida. Sådan markanvändning som utövas olagligt (som t.ex att där bedriva miljöfarlig verksamhet utan sådana försiktighetsmått som krävs enligt olika lagar och andra gällande bestämmelser) får – och ska – begränsas och rentav stoppas (ända tills det är klart att bestämmelserna kommer att efterlevas) utan att detta medför sådant försvårande av pågående markanvändning, som skulle medföra ersättningsrätt.²¹

48. Om man vill anlägga en våtmark på annans mark krävs således markägarens medgivande, eller expropriation. Men expropriationslagen täcker inte sådant. I vart fall inte direkt. Då återstår vattenrättslig expropriation, men mitt grundtips är att detta sällan är en framkomlig väg. Och om den ändå vore det, så är den dyrbar i tid och pengar. Dyrare än om en ren expropriation kunde ske. Å andra sidan skulle även då återstå en hel del vatten- och miljörättsliga prövningar.

49. Emellertid, om det rör sig om ett så sannolikt sällsynt fall att en våtmark skulle vara lämplig att anlägga på en viss markägares mark för att där hantera enbart just den markägarens avrinning, skulle det inte röra sig om expropriation, utan om ett krav (eller motsvarande) på skyddsåtgärder enligt 2 kap miljöbalken.

Jag kallar fortsättningsvis detta för *reningsfallet*, därför att det förutsätter att en och samma verksamhetsutövare bedriver verksamheten (jordbruk) och äger marken där våtmarken *som ska ta hand om just detta jordbruks utsläpp (inklusive dess läckage)* ligger eller ska ligga.

50. Det är antagligen synnerligen sällan som avrinningsförhållandena är sådana att reningsfallet utan vidare kan användas för hantering av fosfor- och kväveläckage. Men det kan tjäna som en *modell* för en sådan funktion. Rationaliteten bakom

²¹ Här har den juridiska debatten varit vildvuxen efter ändringarna i regeringsformen 2:18. Men även om fortfarande jurister kan vara oense om det jag nu nämner, så är rättsläget – till följd av principen om förorenarens kostnadsansvar samt till följd av en antagligen accepterad princip att man inte ska få betalt för att man inte längre får fortsätta något som strider mot lag – rimligtvis det som jag här anger. Utvärderingsrapporten har också uppmärksammat detta.

inriktningen på en sådan modell är främst följande:

Varje jordbrukare är, som redan nämnts, skyldig att vidta så långt gående skyddsåtgärder som är möjligt inom de ramar som dras upp i 2 kap miljöbalken, och det finns – som påpekats tidigare – inga gränser för vilka *slags* skyddsåtgärder som då ska komma i fråga.

Å andra sidan är i princip expropriationsvägen stängd när det gäller att placera våtmarker optimalt. Men våtmarksmetoden som sådan är inte utesluten från vad miljöbalken syftar till när det gäller försiktighetsmått.

51. Det nu sagda är ena sidan av saken. Den andra är att den samlade belastningen från jordbruk på vatten är betydande. Eutrofieringsförhållandena i kustvattnen är dessutom så svåra – oavsett varifrån närsalterna kommer ifrån – att betydande minskning av belastningen måste ske. Till detta kommer den mera formella, eller rättsliga, sidan av saken, nämligen svenska åtaganden att kraftigt minska kvävebelastningen på kustvattnen från landbaserade källor (alltså även mark).

Anlägger vi en smula filosofiska aspekter på problematiken, kan vi dessutom se i synnerhet kväveproblematiken – i den utsträckning den är knuten till jordbruk – som dubbel.

Dels har vi det historiska arvet från de markavvattningar som har skett som en förutsättning för att jordbruket i nuvarande omfattning kan ske (jfr #38 ovan och 117 nedan). Dagens jordbruk bygger alltså i betydande omfattning på att markens närsaltsomhändertagande funktioner har försämrats radikalt, jämfört med de naturliga förhållandena.

Dels har vi det förhållandet att markerna får ta emot stora mängder närsalter till följd av hur jordbruket bedrivs. Alltså främst gödslingen. Avrinningsområdesvisa kretslopp förekommer egentligen inte, såvitt jag förstår. Eftersom jordbruket antagligen inte kan bära sig med sådana kretslopp, återstår att på andra sätt, inom skälighetsramarna i miljöbalken, minimera läckagen ut ur avrinningsområdet. Eller också ge upp vad gäller hållbarheten.

52. Här måste vi beakta också en annan ändring eller utveckling i de legala förutsättningarna, nämligen vattenramdirektivet och dess inriktning på bl.a vattenförvaltning.²²

När detta skrivs befinner sig Sverige i ett vänteläge som är allt annat än handlingsbefrämjande vad gäller att hantera vattensystemfrågor. Vattenramdirektivet bygger på avrinningsområdesvis förvaltning utifrån ett vattenperspektiv. Direktivet kräver bl.a förvaltningsplaner, men det ger också utrymme för längre gående vattenplanering. Utvärderingsrapporten avseende Saxå-Braå-projektet har inte specifikt arbetat utifrån vattenramdirektivsperspektiv och jag uppfattar det som en av mina uppgifter att lägga till även det perspektivet, nu när tidsgränsen för när direktivet ska vara implementerat vad gäller de administrativa grunderna egentligen har passerats.

²² Egentligen skulle svensk rätt redan ha varit avpassad för de vattenkvalitetsdirektiv som gäller ytråvatten, badvatten, sötvattenfiskvatten och musselvatten.

Emellertid är det svenska regelverket, med miljöbalken i centrum, än så länge illa anpassat till vattenramdirektivets krav. Av den anledningen har jag beaktat direktivets grundregler och huvudangreppssätt i min utvärdering, men inte mer detaljerat än så.

Detta direktiv, liksom de internationella åtagandena om begränsning av närsaltsbelastningen på kust- och havsvatten, bygger på ett annat *perspektiv* än det perspektiv som präglar speciallagstiftningen om jordbruk och på sin tid även miljöskyddslagen samt numera kärnan i 2 kap miljöbalken.

Det är en principiellt avgörande skillnad mellan å ena sidan kravnivåer och regler som relaterar till *verksamheter* och ambitionsnivåer, och å andra sidan regler som relaterar till *miljöförhållanden*. För illustrationens skull kopplar vi i miljöretten detta till regler som är *aktörsrelaterade* (som vi placerar till vänster i ett diagram) respektive *reaktörsrelaterade* (eller *miljörelaterade*) (till höger i ett diagram).²³ Regler om att använda bästa tillgängliga teknik hamnar då till vänster, eftersom de relaterar till vilken teknik som skulle kunna användas inom för verksamhetstypen rimliga kostnadsramar. Miljökvalitetsnormer, liksom andra normer som relaterar till något annat än prestanda hos en verksamhetsutövare eller förhållanden i samhället hamnar följaktligen till höger.

53. Vattenramdirektivet har flyttat perspektivet för regeltekniken till högersidan. Det är alltså *i princip* vattenstatus, inte verksamheters ekonomiska förutsättningar, som till syvende og sist ska sätta ramarna för vad som får göras inom olika avrinningsområden.

Egentligen är detta inte helt nytt. Miljökvalitetsnormer skulle egentligen, med rättsverkan, finnas i svensk rätt till följd av EG-rätten.

54. Metodiken att bestämma ett maxvärde för hur mycket kväve som får passera en flodmynning vid kusten innebär att man utnyttjar en miljörelaterad regelteknik genom att man – i stället för en traditionell kvalitetsnorm – ställer upp en *kvantitetsnorm*. Metodiken har delvis provats ut i Genevadsåprojektet. Den kan – inom de ramar som mätteknik kan ställa upp – utan vidare brytas ner till delavrinningsområden, ja ända till gårdsnivå förutsatt att gårdens mark ensam ligger inom ett och samma delavrinningsområde.

VII Samfällighetsmodellen

Här presenteras metoden med samverkan i samfälligheter eller motsvarande. Detta förutsätter legalt grundade kvantitetsnormer för (del)avrinningsområden. Det förutsätter också regler om *beting*.

55. Det skulle vara möjligt – men bara förutsatt omfattande lagändringar – att inom ett avrinningsområde ställa upp kvantitetsnormer avseende kväve och fosfor

²³ Westerlund, S: *Miljörättsliga grundfrågor 2.0* s 33 ff.

i vatten (blanda nu inte ihop detta med kvalitetsnormer för sådana ämnen, något som också kan krävas, men det tar jag inte upp nu) som syftar till att minska belastningen från jordbruk (och kanske också andra slags markanvändning). För att detta skulle bli effektivt, behöver man dessutom utveckla den tidigare omnämnda samfällighetsmodellen.²⁴

56. Samfällighetsmodellen – som alltså i princip är något helt annat än expropriation – ser ut ungefär som följer.

Jordbrukarna inom delavrinningsområdet går, eller sluts, samman i en samfällighet med ändamål att begränsa utsläppet från delavrinningsområdet av kväve och fosfor, samt att göra detta med användning av våtmarksmetoden och kanske även andra metoder – de ska kunna få välja själva – (kanske också kombinerat med begränsning av gödselgivor m.m).

Samfälligheten som sådan får ett *beting* i form av ett högsta utsläpp via utsläppspunkten från delavrinningsområdet. Detta är själva grundbulten. Vid en förrättning bestäms vilken mark, som ska användas som våtmarksfilter. Medlemmarna i samfälligheten delar på kostnaderna för detta (inklusive för ersättningen till den eller de markägare, vilkas mark har befunnits bäst att använda) och det de ska betala grundas på vissa arealkriterier eller något annat. Den eller de, vars mark används, får ersättning enligt expropriationslagens regler (men får behålla jakträtt m.m där).²⁵

57. Filosofin bakom #56 är inte ny. Dels bygger den på idéer om lokal förvaltning. Dels bygger den på principen om förorenarens kostnadsansvar. Dels fördelar den i princip bördan relativt rättvist mellan dem, som bidrar till den förorening som uppkommer inom delavrinningsområdet, i stället för att lägga en särskilt stor börda på den eller de markägare, som råkar ha det lämpligaste läget. Dels skulle den kunna skapa incitament. Detta implementerar till en del även tänkandet bakom s.k bubblor.

58. Samtidigt kan man ge markägarna möjlighet till alternativa lösningar i form av kraftigt minskade näringsläckage, tillräckliga för att uttransporten ur delavrinningsområdet ska klara delavrinningsområdets eller den tänkta samfällighetens beting, givetvis förutsatt att man inte flyttar någon förorening ner till grundvattnet och heller inte på annat sätt flyttar sin förorening till något annat område (alltså inte ens till ett reningsverk utanför avrinningsområdet).

59. Det nu skisserade *förutsätter* att våtmarksmetoden som sådan är godtagbar utifrån miljösynpunkt i stort. Detta har jag förutsatt, dels på grund av den

²⁴ Tänkandet är inte helt nytt för svenskt vidkommande utan har präglat vissa tidigare betänkanden om avrinningsområdets förvaltning.

²⁵ Just här finns en koppling till expropriation eftersom om man bildar detta slags samfällighet, och om lagen då har gett möjlighet att tvinga ägare till viss mark att släppa till denna för samfällighetens syften, så är det verkligen ett slags expropriativt ingrepp som sker av en typ som liknar vad som kan följa i samband med förrättningar enligt anläggningslagen m.fl.

positiva inverkan på biologisk mångfald, dels på grund av landskapsförbättringen i ett allmänt hänseende, dels därför att även om växthusgaser därmed avges i högre grad, så är detta en följd av ökad naturlighet hos landskapet och får därför kompenseras på andra sätt.

VIII Lagstiftning och (mänskligt) agerande

Här summeras bristerna i svensk rätt såsom en inledning till följande avsnitt om våtmarkers effektivitet i juridisk belysning.

60. Det förhållandet, att miljömål inte har uppfyllts, har till största delen att göra med otillräcklig lagstiftning och hur människorna utnyttjar detta förhållande.

Att miljöförhållanden är dåliga till följd av mänskligt handlande säger oss, såsom något självklart, att det är det mänskliga handlandet (*agerandet*) som är det egentliga problemet. Agerande styrs, eller kan styras, och påverkas genom normer; i en rättsstat ska normerna i fråga ha sin grund i lag.

Om då lagstiftningen inte ger grund och styrning för att i tillräcklig omfattning anpassa det mänskliga handlandet till hållbarhet, och eftersom sådan anpassning för det mesta betraktas som kostnader eller andra uppoffringar (och sådana åtar man sig sällan frivilligt, i vart fall inte om andra kan tänkas försöka slippa undan), är det likaledes givet att lagstiftningen behöver ändras – såvida inte man väljer metoden att skattebetalare ska betala för att de, som förstör miljön, inte längre ska göra detta.

61. De förändringar i lagstiftningen som behövs, eller ter sig ändamålsenliga, är många. Vissa förslag har getts i utvärderingsrapporten och jag kommenterar dessa i #103-113.

En betydande del av förändringarna kan kopplas till vad som vore ändamålsenligt, och ofta också nödvändigt, för att implementera vattenramdirektivet. Men det krävs också en renodlande analys beträffande ekonomiska rättigheter och skyldigheter i miljöskyddet – hur de är och hur de bör vara.

62. Nu gällande regelverk bjuder *på vänstersidan* (aktörssidan) i huvudsak på följande:

(a) Grundläggande allmänna hänsynsregler plus dämpningsregler som är fullt ut tillämpliga på jordbruk, bortsett från lokaliseringsregeln på makronivå.²⁶

b) En regel innebärande att *tillstånd* enligt miljöbalken inte får ges för helt ny verksamhet som negativt påverkar sådan miljökvalitet som inte uppfyller en miljökvalitetsnorm.

(c) Grundvattendirektivets regler om påverkan på grundvattnet.

²⁶ Lokalisering är en fråga på två nivåer – mikro- och makronivåerna. Mikronivån är när man på t.ex. en viss jordbruksfastighet prövar var *där* den lämpliga platsen för något ligger. Makronivån är när man inte begränsar sig till just den fastighet eller plats, som företagaren tänkt sig eller råder över, och i stället prövar var den lämpligaste platsen inom ett betydligt större område ligger.

(d) Nitratdirektivets regler om bästa miljöpraxis.

63. Emellertid ingår (b) och (d) i (a). I (a) ingår också tilläggsbestämmelserna med särskild inriktning på jordbruk. Så, bortsett från grundvattendirektivet krävs av jordbrukare verksamma i Sverige inte mer än dämpning modell BAT/BEP. I specifika (synnerligen få) undantagsfall (där det råder i huvudsak linjära samband mellan åtgärd och effekt) kan den s.k stoppregeln gå in.

64. Sådana instrument som miljöskyddsområde m.fl höjer *inte* denna ambitionsnivå, i vart fall inte utan ersättningsrätt för verksamhetsutövaren.

Den tolkningen är tillräckligt säker för att läggas till grund för den fortsatta analysen. Jag tänker då bl.a på att sådana regler inte har löst Laholmsbuktsproblematiken. Dessutom finns det ingen rättslig koppling mellan krav på de landbase-rade verksamheterna och de verkliga förhållandena i vattenområdet – det finns alltså ingen *återkoppling* mellan vattenförhållanden och krav på verksamheterna.

I själva verket kan man beteckna regler om miljöskyddsområde m.m som en synnerligen primitiv variant av miljökvalitetsnormtekniken, där man inte ens har ställt upp en tydligt vattenkvalitetsnorm, och i vart fall inte har gett vattenkvaliteten någon rättslig verkan.

65. Å andra sidan – varför inte utveckla vattenkvalitetsnormtekniken så att eutrofieringsproblematiken kan hanteras?

I teorin vore detta möjligt, men det skulle förutsätta bl.a:

(a) effektivt rättsverkande kvalitetsnormer, vilket i sin tur förutsätter:

(b) ett säkert system för den rättsliga operationaliseringen av sådana kvalitetsnormer, samt

(c) en väl fungerande återkoppling så att kraven på olika verksamheter anpassas till vattenkvaliteten och hur denna utvecklas.

66. Det finns inget underlag för att tro att metodiken i #65 skulle kunna fungera bra utan en form av rättsverkande miljö- eller vattenplanering. Sverige ligger för närvarande mycket långt från sådant.

I den närmaste fortsättningen utgår jag alltså från att Sverige under överskådlig tid *inte* kommer att ha rättsverkande miljökvalitetsnormer, *inte* kommer att ha rättsverkande genomförande- eller åtgärdsplaner kopplade till vattenkvalitet, *inte* kommer att ändra expropriationsreglerna vad gäller våtmarker, *samtidigt som* Sverige dock ska genomföra sådana kraftiga minskningar av kvävebelastningen på kust- och havsvatten, som följer av internationella överenskommelser.

Med andra ord är de svenska legala förutsättningarna (och kanske också miljöpolitiken som sådan) helt otillräckliga.

IX Våtmarkers effektivitet i juridisk belysning

Det har faktiskt juridisk betydelse hur pass effektiva våtmarker är för näringsämnesreduktion. Här förklaras varför. Det har bl.a att göra med förutsättningarna för expropriationsliknande regler i den mån sådana skulle kunna tillämpas (måhända efter lagändringar).

67. I sammanhanget måste frågan om våtmarkernas effektivitet vad gäller närsaltsreduktion åter föras in i analysen.

Om jag har förstått underlag och övrig text i utvärderingsrapporten rätt, så har man rätt bra kläm på inom vilka intervall kväveminskningen ligger såväl mätt i absoluta tal (kilo per hektar) som i relativa tal (skillnaden mellan vad som kommer in i våtmarksfiltret och vad som lämnar detsamma). Jag är osäker på vad som normalt kan förväntas.

Det är svårare för en inte särskilt kunnig att av utvärderingsrapporten utläsa hur det egentligen är på fosforsidan (jfr #6 och 10 ovan). Å ena sidan förefaller det ungefär lika klart, som det är beträffande kvävet, hur mycket fosfor som mer eller mindre direkt tas om hand i våtmarksfiltret. Men tydligen hamnar å andra sidan här mycket i sedimenten och jag har inte kunnat se annat än att det inte finns några egentliga hinder för att förr eller senare en betydande mängd sediment far iväg med vattnet ut ur filtret.

Anta att det är ungefär så. Det skulle i så fall kunna betyda att våtmarker som fosforfällor mest är försenande komponenter i systemet, och att det skulle krävas någon form av direkt upptagande av fosfor från våtmarkerna för att deras funktion som fosforreducerare skulle ha en mera långsiktig betydelse. Detta skulle i sin tur kräva något slags aktiv skötsel av våtmarkerna, vilket i sin tur skulle kräva ett regelverk för att säkerställa en långsiktig hantering av det hela.

68. I relativa tal, och bortsett från möjligheten att fosfor i ett senare skede sprids nedström, är fosforreduktionen initialt betydligt större än kvävereduktionen, så som jag har förstått underlaget, om erfarenheterna av Saxå-Braå-projektet m.fl ska läggas till grund.

I fortsättningen lägger jag dock i allt väsentligt fosforfrågan åt sidan, och detta av två skäl. Det ena är att jag är alltför osäker på realia här. Det andra är att sett ur miljömålssynpunkt, och vad gäller rättsligt och faktiskt genomförande av internationellt grundande skyldigheter eller åtaganden, *totalkväve* är den faktor, som – tycks det mig – ha ställt just våtmarksmetoden i en särskild dager.

69. Den närmast följande diskussionen handlar alltså uteslutande om kväve. Jag är medveten om även andra positiva verkningar av våtmarker, särskilt vad gäller biologisk mångfald.

Men när det gäller kväve, och om vi tänker oss målsättningar om *trettioprocentig (eller tjugofemprocentig) minskning* av kvävebelastningen på kustvattnen (enkelt uttryckt: via flodmynningarna samt som avrinning från den kustzon som avvattnas direkt till havet), så framstår den relativa reduktionen i många våtmarker som så

liten, att det aldrig kan komma i fråga att *uteslutande* satsa på våtmarksmetoden för att hantera kväveavrinningen från ett område med intensivt jordbruk. (Det är heller inte vad som föreslås i vare sig utvärderingsrapporten eller annorstädes.) Man bör alltså sätta in våtmarksmetoden i ett lite större sammanhang, och det är naturligtvis ett helhetsgrepp på eutrofieringsproblematiken. Därmed kan man förutsätta att flera olika angreppssätt kan och ska användas i kombination, syftande till att få ett helhetsresultat som fullt ut motsvarar det eller de mål som har ställts upp. Och då har vi att se på våtmarksmetoden såsom en komponent i detta.

70. Någon kanske invänder att detta väl inte är en sak för en rättsvetenskapsman att ta upp, men så enkelt kan man inte avfärda problemet. Flera av de lagar, som direkt eller indirekt kan inverka på förutsättningarna för att genomdriva våtmarksmetoder, innehåller regler som lägger vikt vid *nyttan* av åtgärden. Och i synnerhet om man skulle överväga att använda, för att inte sägs utveckla, expropriationslinjen (något som torde vara nödvändigt om man vill åstadkomma så kostnadseffektiva lösningar som möjligt inom ramen för denna metod), så är det ingen tvekan om att nyttan av det, som eftersträvas, får mycket stor juridisk betydelse.

71. Detta följer dels av den expropriationsrättsliga principen att det ska vara ett (betydande) allmänt intresse som ska tillgodoses, dels av den likaledes expropriationsrättsliga principen uttryckt i 2 kap 12 § expropriationslagen att expropriation inte ska medges om ändamålet kan tillgodoses på annat, mindre ingripande sätt. (Detta är ett instrumentellt proportionalitetstänkande.)²⁷

Om vi då antar att man använder samma ändamålstänkande (och alternativtänkande) som det inom miljörätten (och i betydande omfattning även fastighetsrätten), liksom MKB-rätten, så är det det *objektiva* ändamålet, alltså det *bakomliggande syftet*, som ska styra. Och syftet med att anlägga en våtmark är i detta tänkta sammanhang inte att anlägga en våtmark, utan att minska kvävebelastningen via vattendragets utlopp.

Anta då att den relativa reduktionen är 6%. I så fall är det till en början klart att våtmarken ensam inte klarar uppställda minskningsmål. Då kommer frågan in vilka alternativ (även mixar)

(a) som kan användas för att åstadkomma samma resultat som den 6-procentiga minskningen, och

(b) som – utan våtmarksteknik – kan leda till en eftersträvad totalminskning jämfört med ett alternativ (även mixar) med våtmarksmetoden plus andra åtgärder i avrinningsområdet.²⁸

72. Emellertid, innan den frågan angrips på allvar i syfte att välja (något som jag

²⁷ Westerlund, S: *Miljörättsliga grundfrågor 2.0* s 364 f.

²⁸ Man kan tycka att dessa två är samma sak, men alternativet (a) isolerar våtmarksmetoden i jämförelsen medan (b) bygger på ett systematiskt angreppssätt i linje med filosofin bakom vattenramdirektet.

inte har underlag för att göra), är det en annan sak som behöver föras in i problematiken och resonemanget. Målet att begränsa kvävebelastningen, oavsett om det är (som det var tidigare) ett halveringsmål eller något annat, syftar *i huvudsak* till att minska totalbelastningen på kust- och havsvatten. Detta behöver inte vara samma sak som att för *varje* vattendrag den specifika belastning, som kommer ut genom dess mynning, ska halveras.

Kväveproblematiken är naturligtvis inte densamma som koldioxidproblematiken när det gäller var åtgärder ska sättas in, men samtidigt råder ofta sådana spridningsförhållanden och andra ekologiska förhållanden, att man – i vart fall som jag förstår det – inte generellt kan koppla samman halten totalkväve i ett visst kustområde med den ekologiska kvaliteten *just där*, i vart fall vattenkvaliteten när det gäller syrehalt m.m. Jag tror mig förstå att det är frågan om något slags "däremellan". I vart fall är kvävereduktionskravet idag *inte* ett utslag av rättslig operationalisering av någon vattenkvalitetsnorm.

73. Anta att det nyss sagda är något så när rimligt. I så fall uppkommer tilläggsfrågan (alltså frågan utöver den om nytta som jag har behandlat ovan avsnitt V) huruvida, och i förekommande fall hur, man ska välja mellan avrinningsområden för att optimera insatserna sett ur totalkvävesynpunkt med utgångspunkt i den marina eutrofieringen.

74. Jag tar upp denna fråga helt enkelt för att vidga bilden om genomförande av kvävemål i syfte att öppna för olika instrument (och kombinationer därav) för att genomföra detta slags miljömål. Det finns troligen ett betydande utrymme för att använda kvotsystem och överlåtbara utsläppsrättigheter i sammanhang som detta, åtminstone förutsatt att mätproblematiken inte blir oöverstiglig.

75. Detta är emellertid bara kvävefrågan och den marina problematiken. Vi har också fosforfrågan och hur den ska hanteras, men som jag skrev tidigare tar jag inte upp denna till någon särskild behandling (#6, 10 och 67-68).

X Att sätta in kvävereduktionen i sitt totalsammanhang

Här sätts våtmarksmetoden i perspektiv av alternativa och/eller kompletterande metoder, med bl.a kvotsystem i åtanke.

76. Jag har i ett annat sammanhang haft anledning att närmare analysera genomförandet av direktivet om kommunalt avloppsvatten, som ju för känsliga recipienter (och dit hör de vatten som Saxån-Braån rinner ut i) kräver längre gående behandling än sådan, som vi i Sverige åtminstone tidigare vanligen har betecknat som trestegbehandling. Nämligen något slags kvävereningssteg. Min analys utgick från en fråga som då hade ställts, nämligen huruvida man skulle kunna byta ut en kvävebehandling vid själva utloppet ("end of pipe") mot ett återtagande av kväve (och därtill också fosfor) genom musselodling ute i de kustvatten, där de

kommunala utsläppen mynnar.

Den analysen utgick från bohuslänska vatten, eller snarare vatten där blåmusslor skulle kunna odlas på ett kostnadseffektivt sätt. Jag tänker inte föra in just den metoden i nu aktuella utvärdering som gäller erfarenheter m.m. beträffande Braån-Saxån, men det finns en del *analog*a resonemang som kan ha betydelse. Där byter jag ut "end-of-pipe" mot begreppet 'flodmynningsspecifik'. Därmed avses vad som kommer ut via och vid just flodmynningen.

77. Den kritiska frågeställningen där var huruvida det är juridiskt möjligt att välja ett annat instrument än det, som direktivet föreskriver, förutsatt att syftet med direktivet fullt ut ändå uppfylls. Alltså primärt en EG-rättslig problematik. När det gäller marin eutrofiering från ett avrinningsområde skulle detta kunna motsvaras av (en tänkt) metod att halvera (eller någon annan procentsats) belastningen från varje avrinningsområde.

Om man då vill överväga ett alternativ, så får det alternativet inte medföra några sådana negativa effekter kopplade till närsalterna, som den områdesvisa reduktionsmetoden skulle ha förhindrat (d.v.s den flodmynningsspecifika lösningen).

78. För att kunna kontrollera och utvärdera sådana slags alternativ, utarbetade jag ett test. Jag har nu modifierat detta test för att kunna användas i syfte att kontrollera att alternativ i det specifika fallet verkligen, och fullt ut, och med samma säkerhet som en flodmynningsspecifik lösning, leder till i princip minst samma resultat och syfte, och detta utan att det uppstår någon större konflikt med något annat viktigt miljömål eller någon rättsregel.²⁹

Testet avser 4 kriterier som listas i #82 nedan.³⁰ Vart och ett måste uppfyllas i det enskilda fallet. Det räcker med att ett enda kriterium inte är uppfyllt, för att alternativet ska vara sämre än det flodmynningsspecifika.

79. Utförandet av ett sådant test kräver som bas en MKB (eller motsvarande) av hög kvalitet. Antagligen är det lämpligast att man gör en programmatisk MKB (#114) och vid behov fyller på med en mer avrinningsområdesvis MKB (#122). Jag återkommer till detta avslutningsvis.

80. I blåmusslealternativet ingick ett kvotsystem där kommuner etc kan uppfylla sina förpliktelser enligt direktivet genom att köpa kvoter i musselodling. Om man skulle utarbeta ett alternativ där flera flodmynningsutstransporter, plus direktavrinning från kustnära land, skulle föras samman i ett slags bubbla (en term som är etablerad i miljörätten), skulle något liknande behövas. Detta kräver, liksom ett kvotsystem i blåmusslesammanhang, i sin tur ett tillräckligt och ändamålsenligt

²⁹ Skulle å andra sidan alternativet vara mycket bra, men det finns något rättsligt hinder, finns det anledning att ändra lagen.

³⁰ I den ursprungliga studien, som ju handlade om vad som krävdes ur EG-rättslig synpunkt, var det fem kriterier.

rättsligt regelverk.³¹

81. Jag övergår nu till att närmare behandla testet i fråga. Jag har anpassat detta till att hantera uttransporten via vattendrag ur ett avrinningsområde vad gäller kväve.

Full likvärdighet sett ur eutrofieringssynpunkt kräver att alternativet

(a) ger *minst* samma (eller likvärdigt) faktiska resultat som ett flodmynnings-specifikt angreppssätt bedömt utifrån syftet eller syftena med att hantera eutrofieringsproblematiken;

(b) och detta måste uppnås utan att motverka något annat miljömål och utan att motverka något EG-direktiv,

(c) samt utan att äventyra någon laglig rätt för någon person.

82. Följande fyra kriterier borde då vara uppfyllda i praktiken (jfr #78):

(1) Minst samma reduktion av totalfosfor och totalkväve från samma marina (mer eller mindre sakligt avgränsade) vattenområde som det, som skulle ha minskats beträffande totalfosfor och totalkväve genom en flodmynningsspecifik lösning.

(2) Ingen betydande lokal primärproduktion på grund av uttransport via en flodmynning jämfört med vad som skulle bli med ett alternativ.

(3) Ingen annan betydande påverkan på miljö kvalitet med alternativet jämfört med den flodmynningsspecifika lösningen.

(4) Ingen konflikt med vattenramdirektivet vad gäller miljö kvalitet, eller med annan EG-lag, om alternativet väljs i stället för en flodmynningsspecifik lösning.

XI Avslutande synpunkter och diskussion

Jag börjar med att se lite närmare på utvärderingsrapporten och vad som där övervägdes. Därefter lägger jag till några ytterligare frågor, främst rörande miljökonsekvensbeskrivningar och vattenplanering m.m.

83. Detta LIP-projekt och dess uppläggning torde vara en återspeglning av de synsätt som rådde bakom tillhandahållande av medel för sådana slags projekt. Dess syfte har, enligt utvärderingsrapporten 2004,³² varit tvåfaldigt, nämligen att minska näringsämnesbelastningen på såväl vattendragen som havet samt att öka den biologiska mångfalden. I rapportens sammanfattning anges att genomförda åtgärder inom projektet "har bidragit till att uppfylla miljömålen, framför allt *Ingen övergödning, Levande sjöar och vattendrag, Myllrande våtmarker* och *Ett rikt odlingslandskap*. En viss negativ inverkan har uppstått inom områdena *Begränsad*

³¹ Skulle det slags metod, som blåmusslemetoden utgör, tillgripas, skulle ett regelsystem som tar ett vidare grepp kunna utarbetas, där både blåmusslemetoden (i därför lämpliga regioner) och andra metoder kunde föras in under ett och samma bubblesystem, antingen man sedan lägger tonvikten vid kvoter eller genomförandeplanering eller något annat i den vägen.

³² S 7.

klimatpåverkan och *Bara naturlig försurning* dels (och det är i och för sig övergående) genom arbete med schaktmaskiner, dels (och det är kanske inte på samma sätt övergående) genom troligt utsläpp av lustgas och metangas från dammarna.

84. Utvärderingsrapporten sammanfattar vidare vad som kan anses vara positivt.³³ Dessa effekter kan delas in i två huvudgrupper. Den ena är faktisk miljöpåverkan i en riktning som passar till flera miljömål. Den andra består av mjukare, och därmed mer diskutabla effekter, nämligen kreativitet i miljömålsarbetet, konkreta resultat har visats upp för allmänhet och beslutsfattare, uppmärksammande av åtgärderna. Till detta läggs att "några markägare" har fått mersmak för miljö- och naturvårdsarbetet samt att det, enligt rapporten, skulle vara "viktigt med signaler från staten att visa att miljöarbetet är viktigt".

85. Vad sedan gäller den negativa sidan anges flera, varav några är projektspecifika, och dem berör jag inte mer. Därtill kommer problemen med att lovande projekt inte kunnat genomföras därför att markägare varit ointresserade.

86. Jämte de negativa effekterna eller problemen anger utvärderingsrapporten

- (a) att "frivilligheten har sina svagheter";
- (b) att det har varit komplicerat att få flera intressenter att samarbeta;
- (c) styrinstrument behövs för vissa typer av åtgärder.

87. Åtminstone #86(a) och (c) framstår närmast som eufemismer. De hänger ihop på snart sagt alla sätt. Jag återkommer strax därtill.

#86(b) har i och för sig visst sammanhang med (c) men tillför något därutöver. Ty även om det finnes goda styrinstrument för att vidta vissa typer av åtgärder, och även om mängder av frivilliga markägare fanns beredda att göra något, så är detta med samarbete en sak som behöver ordnas i sig. Det är därför föreningsväsendet har växt fram liksom regler om samfälligheter m.m. Avtal är den enklaste formen för (i princip frivilligt) samarbete, men så snart fler än några enskilda parter ska samverka, finns det anledning att gå över till något slags associationsform eller liknande.

88. Många vetenskapliga skolor, liksom många enskilda människor inom politiken och annorstädes, gör sig till tolkar för verklighetsuppfattningar som innebär att bl.a miljöproblem bäst löses på frivillighetens väg. Mot detta ställs den rättsvetenskapliga verklighetsbild som relaterar till legalitetsprincipen.

I och för sig är just denna motsatsställning inte ett grundskott mot frivillighetstänkandet. Men minst tre ytterligare faktorer ger tillsammans upphov till en annan bild.

89. Den första faktorn är s.k marknadskrafter och vanligt förekommande ekonomiska synsätt där konkurrens, och idén att verksamheter bör gå med vinst, gör att

³³ S 8.

de inom en bransch, som frivilligt avviker från sådana synsätt och i stället *frivilligt* åtar sig större verksamhetskostnader än konkurrenterna, så småningom slås ut i konkurrensen. Eller så faller de av från idén att verksamheten ska gå med vinst. Och flertalet av dem klarar inte att fortsätta därmed, såvida de inte tar in pengar från något annat håll.

90. Den andra faktorn, som delvis följer av den första, utgörs av det s.k gratisåkar-problemet eller snarare snålskjutsproblemet. D.v.s att en del människor försöker åka snålskjuts på att andra lägger ner pengar på, eller verkar för, något som egentligen alla borde verka för. Detta gör de kanske för att de är i ekonomiskt trångmål eller av girighet, kanske av ondska.

91. Den tredje faktorn kommer man inte ifrån, även om den andra faktorn inte vore relevant. Också om alla aktörer i ett område vill göra rätt för sig, så att säga, så behövs regelsystem för att fördela detta på ett sätt som inte leder till ekonomiskt orimliga resultat. I ett avrinningsområde är antalet aktörer mycket stort, oavsett om de är markägare, verksamhetsutövare eller andra. Näringsämnesbelastningen på vattendraget är likaledes stor och dessutom en effekt av vad de många aktörerna gör. Till detta kommer, om än i varierande grad beroende på vilka slags miljökonsekvenser det gäller, att det inte är möjligt att härleda en viss effekt, och därmed ofta inte heller en viss miljöförbättring, till bestämda aktörer.

92. Vi ser faktiskt en återspeglning av detta slags problem i dagarna, när det diskuteras vilken tilldelning olika industrier ska få vad gäller koldioxidutsläpp. Man överväger att primärt gå på s.k historisk tilldelning, d.v.s en tilldelning utgående från de faktiska koldioxidutsläppen som respektive verksamhet har haft. Detta, har man påpekat i debatten, missgynnar de företagare som tidigare – kanske frivilligt – har gått före när det gäller att utveckla eller byta teknik för att på det sättet minska koldioxidutsläppen. De företagare som inte har bemödat sig därom, och därför har fortsatt med stora koldioxidutsläpp, skulle med ett tilldelningssystem byggt på faktiska utsläpp vara "vinnare". Detta är ett exempel på där (en tidigare) frivillighet har varit till nackdel för de frivilliga och till fördel för de konkurrenter som inte frivilligt vidtagit olika åtgärder.

93. Frivillighet är alltså något diskutabelt, men en sådan diskussion måste föras i förhållande till den *kontext*, det sammanhang, som lag och rätt utgör. Och då har vi två huvudsituationer.

(a) Den ena är den, där rättsordningen har lagt ut ramar och kanske också tydliga handlingsregler, *inom vilka* det kan vara fritt för aktörerna att välja hur de ska gå till väga.

(b) Den andra är den, där inget är lagstiftat och där det alltså inte blir några sanktioner eller andra nackdelar av att ställa sig vid sidan av de frivilliga åtgärderna.

94. Det finns inga övertygande samhällsvetenskapliga bevis för att frivillighet

enligt modell #93(b) skulle vara långsiktigt hållbar. Helt annat är det med frivilligheten enligt #93(a), som alltså kan betecknas som frivillighet inom ramar³⁴ där ramarna därtill är sammankopplade med något slags ansvar. Här finns ett stort utrymme för effektivisering av olika slag, och här är också förutsättningarna goda för kompatibilitet mellan reglering och ekonomers synsätt vad gäller incitament. Vi har många exempel i världen på sådant, inte minst kvotsystem, vissa former av utsläppsavgifter och rättsligt grundade bubblor.

95. Ekonomiska styrmedel diskuteras också i utvärderingsrapporten. I och för sådana överväganden gäller egentligen samma slags problem som med s.k frivillighet. Även här har vi alltså två huvudsituationer eller angreppssätt.

(a) Den ena är den, där det har bestämts ramar (men kanske inte handlingsregler) för hur mycket maximalt får användas (i ett land, ett avrinningsområde eller vad det vara må).

(b) Den andra är den, där inga ramar har bestämts och där heller inga handlingsregler (såsom krav på bästa teknik, t.ex) gäller, utan man satsar uteslutande på att genom miljöskatter, avgifter etc dämpa en användning eller en förbrukning eller vad det vara må.

96. Avgifter på handelsgödsel och på bekämpningsmedel är exempel på sådant som faller under #95(b). Fri handel med utsläppsrättigheter för t.ex koldioxidutsläpp är exempel på sådant som faller under #95(a).

Det är lätt att se den ur miljökontrollsynpunkt tydliga skillnaden mellan de två angreppssätten. Om man väljer (a), har man satt en högsta utsläpps- eller belastningsgräns (eller lägsta miljö kvalitet etc), och ur *miljösynpunkt* är det sedan ointressant hur denna gräns iakttas (eller annorlunda: hur detta mål uppnås – det viktiga ur miljösynpunkt är att det uppnås). Om man väljer (b) blir det bara en lyckträff om avgiftsnivåerna är tillräckliga för att ett miljömål ska nås.

97. Utvärderingsrapporten analyserar inte detta särskilt ingående. Det kan bero på att argumenten för och emot ekonomiska styrmedel har varit i stort sett desamma det senaste kvartsseket, utan att man har dragit särskilt långt gående relevanta slutsatser därav. Det återges där³⁵ att om skatten på kväve togs bort, skulle den sammanlagda svenska utlakningen öka med omkring 1.500 ton kväve per år (motsvarande ungefär 2,7%). Ingen kan imponeras av en sådan verkningsgrad.³⁶ Inte heller bekämpningsmedelsskatten anges i utvärderingsrapporten som speciellt effektiv. I övrigt behandlar utvärderingsrapporten i huvudsak olika former av bidrag och betalning.

³⁴ Och som kan jämföras med 'frivillighet under ansvar'. Det som skiljer dessa två alternativ är alltså förekomsten av *ansvar*, och då inte bara något flummigt uteslutande etiskt ansvar, utan ett reellt och utkrävbart eller operationellt ansvar.

³⁵ S 41, Refererande till handelsgödsel- och bekämpningsmedelsutredningen 2003.

³⁶ Bättre skulle effektiviteten vara, enligt samma källa, när det gäller kadmiumhalten i fosfor som gödselmedel.

98. Vi kan alltså konstatera att erfarenheterna av Saxå-Braåprojektet ger ytterligare näring till de antaganden, som går ut på att varken frivillighet eller traditionellt framtänkta försiktigt utformade ekonomiska incitament är någon *huvudväg* som leder till ekologisk hållbarhet – nämligen så länge inga bestämda ramar eller andra gränser ställs upp. Det finns alltså *inga* positiva exempel att hämta från projektet vad gäller avrinningsområdesvis effektiv vattenburen näringsämneskontroll.

99. Det är inte så svårt att se vari bristerna ligger. Det är inte projektet som sådant som brister, eftersom det har måst utföras under de rättsliga och andra förutsättningar, som rådde i Sverige. Bristerna ligger i stället i avsaknaden av ett regelsystem som medger en effektiv avrinningsområdesförvaltning *där regelverket också innehåller en återkoppling mellan faktiska miljöförhållanden, närsaltstransporter och skyldigheten att vidta ytterligare åtgärder.*

100. I utvärderingsrapporten anges att man inte lagt vikt vid vattenramdirektivet. Detta kan förklaras med att det har känts svårt att få en klar bild av det svenska rättsläget så som det ska vara, när vattenramdirektivet har implementerats.

Dock finns ganska mycket redan skrivet därom. Dessutom byggde i väsentliga delar Genevadsåprojektet på grunderna i det, som sedan blev detta direktiv. Så trots att det svenska rättsläget ännu inte har anpassats till direktivet, kan en del utvärderingar göras.

101. Svenska sentida utredningar har haft betydande svårigheter, eller så rör det sig bara om okunnighet eller motvilja, när det gällt att assimilera tekniken med miljökvalitetsnormer och vattensystemvis tänkande. Inom SUCOZOMA-projektet arbetas med att utveckla modeller för detta och i det sammanhanget inarbetas också teori och metodik för *adaptiv miljöplanering* som, i det fallet, är tänkt att utgå från vattenkvaliteten i Gullmarsfjorden och låta normer för densamma utgöra det slags *navigeringsregler*, som i sin tur genererar behov av en rättslig operationalisering av miljömål men som också lämnar mycket stort utrymme för det slags frihet, som nämnts ovan #93(a), alltså inom ramar (i terminologin för adaptiv miljöplanering *utvecklingsutrymme*) samt, i viss mån, också sådant utrymme för ekonomiska incitament inom ramar som nämnts ovan #95(a) och som också kan uttrycks i termer av *beting*.

102. Min genomgång av erfarenheter från Saxå-Braå-projektet har inte visat på något som skulle peka i annan riktning än den, som går ut på att det behövs

- effektiv avrinningsområdesförvaltning,
- tydliga miljörelaterade gränser,
- stora möjligheter till olika typer av samverkan inom dessa gränser, samt
- ett generellt regelverk om miljökvalitetsnormer och -kvantitetsnormer m.m

som har det slags rättsverkan, som tvingar till ytterligare restriktivitet och handling inom avrinningsområdet, så länge gränser inte är iakttagna eller, annorlunda uttryckt, miljömålen för området är uppfyllda.

Det finns en del litteratur redan om sådant, till vilken jag hänvisar.³⁷

103. Jag återgår nu till utvärderingsrapporten, som i avsnitt 2.1 har behandlat möjligheter till vattenvårdande åtgärder i befintlig lagstiftning och där tagit upp ett antal saker.

En sådan är *miljöskyddsområde* (som inte är särskilt effektivt, se ovan #23 och 64).

Vidare tas där upp *förbud och föreläggande*, som dock rapporten själv påpekar är tidskrävande³⁸ och som i vart fall inte kan leda till mer än att hänsynsreglerna i gällande lag efterlevs i varje enskilt fall – och jag har redan tidigare påpekat att dessa inte räcker till. Men de kan leda en bit på väg.

Vattenskyddsområde nämns också och då med särskild bäring på bekämpningsmedel men utan att man nämner (den säregna) problematiken med ersättningsrätt för markägare.

Miljökvalitetsnormer nämns därefter, men utan någon som helst analys. Detta gör att läsaren inte uppfattar att reglerna om kvalitetsnormer, som de är nu enligt miljöbalken, inte kan fungera (att något är bindande för en myndighet innebär inte att myndigheten sedan kan binda enskilda hårdare än vad *andra* materiella kravregler medger).

Tanken att reglerna om *förorenade områden* skulle kunna vara användbara beror nog på ett misstag angående 10 kap miljöbalken och vad det ska användas för. Det är inte på avrinningsområden med hög näringsämnesbelastning.³⁹

Därefter behandlas *gödselhantering* och reglerna därom. Den rimligaste tolkningen av dessa regler är att de inte går längre än ambitionsnivån för hänsynsregleringen i svensk miljö rätt i allmänhet.

Vad sedan gäller *täckdikning* så kommer vi till en fråga jag berört tidigare, nämligen detta att man ibland fortfarande förändrar markens hydrologiska förhållanden. Rapportens text härom är inte särskilt operativt väsentlig.

104. Intressant var därför att studera förslagen på nya bestämmelser som gavs i utvärderingsrapportens avsnitt 4.4.

Man börjar där med ekonomiska styrmedel. Och förslagen kanske kittlar ekonomer, men fortfarande väntar vi på praktiska exempel där sådana fungerat

³⁷ Carlman, I: *Adaptiv miljöplanering nästa*. I Miljörätten i förändring – en antologi. Rättsfondens skriftserie 36. ISSN 1103-1638, ISBN 91-87582-17-1. Göteborg 2003.

Gipperth, L: *Miljö kvalitet och förutsebarhet*. I Miljörätten i förändring – en antologi. Rättsfondens skriftserie 36. ISSN 1103-1638, ISBN 91-87582-17-1. Göteborg 2003.

Gipperth, L: *Miljö kvalitetsnormer En rättsvetenskaplig studie i regel teknik för operationalisering av miljömål*. Uppsala universitet 1999,

Westerlund, S: *Miljörättsliga grundfrågor 2.0*. Åmyra förlag. Uppsala 2003.

Wittgren, H.B., Westerlund, S. och Castensson, R. (red): *Genevadsåstudien – ett aktörsspel om genomförande av miljö kvalitetsnormer för kväve i ett avrinningsområde*. VASTRA Report 1, Tema Vatten, Linköpings Universitet. Motala 2000. ISBN 91-7219-688-2. ISSN 1404-6652.

³⁸ Och som närmast avser sådant som skulle höra till *anpassningsskedet* i det regelverk, som konstruerades i och för Genevadsåprojektet.

³⁹ Till detta kommer att de svenska miljödomstolarna mer eller mindre genomgående har visat sig vara synnerligen restriktiva när det gäller att läsa in möjligheter i miljöbalken.

annat än marginellt ut sett utifrån målsynpunkt. Det är lätt att vara skeptisk mot en satsning på ekonomiska styrmedel med hänsyn till att det är så svårt att hitta lyckosamma exempel på praktisk tillämpning, lyckosamma på det sättet att de har räckt till för ett nå ett miljömål. De brukar normalt bara tjäna till att peta utvecklingen en liten bit i en viss riktning, åtminstone om de bygger på tillräckligt djärvt satta avgiftsnivåer eller skattesatser.

Här är jag tvungen att ta upp en aspekt på den ekonomisk-tekniska utvecklingen – eller snarare bristen på sådan – som ter sig mycket påfallande när man ser tillbaka på nu 35 år av forskning och funderingar om hur man ska hantera miljöproblemen. Inom den miljörättsliga metodiken, som ju mycket är ett slags teknik, har närmats omvälvande tankerevolutioner ägt rum, även om de bara delvis – och inte alls i Sverige – har omsatts i någon praktik. Under samma tid har (utanför miljöområdet) datortekniken, eller informationstekniken, omvandlat hela världsordningen på många sätt. Även i många andra hänseenden har teknologisk utveckling varit omvälvande. Under samma tid ältar ekonomer fortfarande, utan att påvisa någon högre grad av praktikabilitet, samma slags ekonomiska teknik som för flera decennier sedan. Är det inte dags att dra ett antal slutsatser utifrån den – försiktigt formulerat – måttliga utvecklingstakt som förekommer inom den ekonomiska tekniken jämfört med andra områden?

105. Jag återgår till projektrapportens förslagslista som därefter ger uttryck för ett antal förslag av mer materiell art. Det första är att *odlingsfria skyddszoner i hårt belastade jordbruksbygder ska vara obligatoriskt*.

Om detta ska gälla generellt, krävs lagändringar. Samtidigt behövs en analys av i vilken omfattning ett sådant krav krymper det ekonomiska utrymmet för vad som skäligen kan krävas (i övrigt) av jordbruk. Men det är ett relevant förslag.

106. Vidare föreslås att *viss andel av åkermarken bör avsättas till våtmarker eller andra vattenvårdande åtgärder*. Här tänker man sig att lägga modellberäkningar till grund för att beräkna behovet åtgärder samt att det införs "tvingande miljökvalitetsnormer"⁴⁰ för mindre avrinningsområden.

Modellberäkningar är problematiska men kan vara en hjälp, dock förutsatt (obs!) att modellerna inte får ta över verkligheten. Angreppssättet kan fungera om man kopplar detta till metodiken med beting (och därmed kvantitetsnormer), men inte till kvalitetsnormer (halten näringsämnen per liter vatten säger inte något direkt om hur mycket näringsämnen som området släpper ifrån sig – såvida man inte också har en siffra för vattenmängden).

107. Därefter föreslår man att *vid omläggning av, eller ny, täckdikning ska dräneringsvattnet ledas via en damm, "kvävemur", översilas eller behandlas på annat lämpligt sätt innan vattnet leds ut i vattendragen*. Förslaget ligger väl i linje med synsättet att sådan markanvändning (inklusive dränering) utgör miljöfarlig verksamhet och

⁴⁰ Den gängse definitionen av miljökvalitetsnormer inom miljörättsforskning är att de – definitionsmässigt – är tvingande i meningen rättsligt bindande.

därför regelmässigt ska underkastas krav på skyddsåtgärder. Problematiken med skälighetsutrymmet, nämnt #23, bör dock analyseras.

108. *EU-stödets utformning bör ses över* föreslår man också. Jag kan inte regelverket i fråga tillräckligt för att kommentera detta, men förslaget är angeläget.

109. *Nationella och regionala våtmarksplaner bör utarbetas* föreslås därefter i syfte att åtgärder ska kunna styras till de regioner där åtgärder gör störst nytta. Om vi bortser från att våtmarksplaner för att fungera kräver rättsverkan, och alltså ordentlig ny lagstiftning, så är detta ett viktigt förslag som har samma syfte som det jag har angett ovan när det gäller kvotsystem och alternativa åtgärder. Förslagets realiserande, liksom det jag har behandlat tidigare, skulle innebära en välbehövlig men revolutionerande förbättring av svensk miljölagstiftning.

110. Därefter kommer förslagen in på något som egentligen har med tillsyn att göra, nämligen att *vid rensningar av vattendrag bör besiktningsman utses som kontrollerar att åtgärden utförs på ett korrekt sätt*. Förslagets syfte nås troligen ännu effektivare om man lägger detta under tillsyn, med anmälningsplikt, enligt miljöbalken.

111. Det åttonde förslaget är att *dagvatten inte får ledas direkt ut i vattendragen* utan ska gå via anläggningar som minskar belastningen. Detta är rimligt och har ungefär samma stöd som det fjärde förslaget (återgivet ovan #107).

112. Det nionde förslaget är *förenklade möjligheter att ompröva äldre dikningsföretag och vattendomar*. Detta kan nog ha sina fördelar, men hur stora de är beror av vilka materiella regler som i så fall ska tillämpas. Att bara ompröva, för att upptäcka att det inte finns legala grunder för att ytterligare begränsa ett dikningsföretag eller något annat, är inte särskilt effektivt.

113. Nej, även om ett antal av förslagen ett och ett kan ha sina fördelar, så skulle de inte ha den tillräckliga koppling till miljömålen, och särskilt de vattenrelaterade målen och normerna, som skulle behövas för att åstadkomma tänkta begränsningar av eutrofieringen. Dessutom är förslagen givna lite bitvis och delat även jämfört med vad som behöver göras för att implementera vattenramdirektivet. De kan alla sägas återspegla en *dämpningsansats*, men inte en miljömålsrelaterad ansats eller ett miljökvalitetsperspektiv.

114. Vad sedan särskilt gäller det slags metod som våtmarker är ett exempel på, förefaller det för framtiden lämpligt att det samlade vetandet och erfarenheterna sätts in i ett operativt sammanhang genom ett miljökonsekvensbeskrivningsförfarande av karaktären programmatisk (några kanske associerar till strategisk) MKB. Hur man då skulle gå tillväga för kanske lite för långt i denna min utvärdering, men det finns omfattande litteratur och även konstruktionsförslag på området.

115. Sålunda skulle det vara möjligt att utföra en programmatisk MKB, som utgår

från våtmarksmetoden som sådan syftande till att utgöra en komponent i ett system för hantering av eutrofieringsproblematiken. Där skulle man gå igenom, och bedöma, de typiska effekterna och konsekvenserna av denna metod (eller denna metodgrupp). När jag ursprungligen approcherades för denna utvärdering, skissade jag på att något i den vägen skulle kunna användas för att göra en utvärdering av våtmarksmetoden. Skissen ligger som bilaga i slutet av denna utvärdering.

116. Om det efter en sådan skulle visa sig att det i och för sig – delvis beroende på omständigheterna i respektive avrinningsområde – kan vara så att våtmarker vore en av flera lämpliga komponenter i ett system för att hantera eutrofieringsproblematiken, kunde nästa steg vara att bedöma läget för att använda denna metod vad gäller rättslig genomförbarhet. Här finns en del gjort på olika håll.

117. Den samlade bilden torde vara att expropriationsproblematiken, finansieringsfrågan samt de relativt långa ledtiderna för olika projekts genomförande (p.g.a tillståndsplikter m.m) gör att våtmarksmetoden generellt sett är relativt svåränvändbar, samtidigt som deras relativa effektivitet ofta inte är särskilt imponerande.

Till detta ska vi lägga de rättsliga trögheter som ligger i att så mycket saknas i svensk rätt. Några saker har berörts tidigare, såsom detta att en del verksamheter eller åtgärder, som de facto minskar landskapets recipientkapacitet (ökad torrläggning etc), tydligen förekommer och inte åtgärdas, kanske inte ens kan åtgärdas, rättsligt (#39). Många till synes små förändringar i markanvändning m.m sker, som tillsammans kan medföra betydande förändringar av vattenlandskapet. Vidare sker olika tillståndsprövningar utan en helhetsbild vad gäller vatten.

118. Sådant medför en tydlig risk för att ett vattenlandskaps utveckling totalt sett kan gå i fel riktning, trots att en hel del åtgärder vidtas för att utvecklingen ska gå i en mera miljövänlig riktning. Bl.a skulle sådant i sin tur medföra att en del aktörer lägger ner pengar på att förbättra vattenlandskapet, samtidigt som andra aktörer ytterligare försämrar samma område.

119. Det närmast självklara instrumentet för att kunna få kontroll över sådant är vattenplanering (#41). Sådan är å andra sidan i stort sett fåfäng, om planeringen inte kan leda till rättsverkande bestämmelser. Detta kräver att planeringen har en grund i lag. Sedan är det mindre väsentligt huruvida det betecknas som miljöplanering eller vattenplanering; det viktiga är att planeringen *relaterar* till något annat än bara aktörers handlande, men att den mynnar ut i just en reglering av sådant handlande, samt att *därför* planeringen får en sådan konstruktion och utförs på ett sådant sätt, att den kan utgöra ett verksamt medel i en rättslig operationalisering av olika miljömål och miljökvalitetsnormer m.m.

120. Vattenplanering kan också läggas till grund för en rationell uppbyggnad av samfälligheter, som kan få som beting att hantera föroreningsproblematiken i ett

visst område på det sätt som är effektivast, men där betinget utformas som att miljömål, eller ett resultat som ska uppnås etc. Vidare kan vattenplanering, genom att man där lägger ut vissa ramar för hur mycket som kan tillåtas ske inom olika delar av avrinningsområdet, innehålla eller lägga grunden till plats- eller områdesanknutna bestämmelser som – om de efterlevs – kan möjliggöra att en del åtgärder slipper tillståndsprövning och i stället bara blir föremål för (effektiv) tillsyn via anmälningsplikt.

121. Teorin bakom detta slags planering är samma som för adaptiv miljöplanering i allmänhet⁴¹ och dess grunder kan hämtas från vissa rättsordningars regler för genomförandeplanering i samband med miljökvalitetsnormer. En ansats till konkretisering av detta tillämpades i Genevadsåprojektet. Inga tungt vägande invändningar mot teori och angreppssätt för adaptiv miljöplanering och för det slags angreppssätt, som prövades i Genevadsåprojektet, har kommit i dagen.

122. Om detta slags vattenplanering skulle införas, skulle en form av MKB också kunna utvecklas. Den skulle vara områdesrelaterad och kunna utgöra ett mellansteg i arbetet att gå från miljömål till mer eller mindre konkreta genomförandeåtgärder inom området.

Är då inte detta planering. Eller är planering och MKB samma sak?

Nej, planering i de flesta meningar implicerar någon form av ställningstagande till hur man ska göra, kanske rentav beslut. MKB ger helhetsbilder av konsekvenser, även indirekta sådana, samt av olika alternativa handlingssätt för hur man skulle kunna nå det slags nytta eller resultat etc, som man eftersträvar. MKB kan då vara ett viktigt redskap i och för planering, men utgör inte i sig planering.

⁴¹ Carlman, I: *Adaptiv miljöplanering nästa*. I Miljörätten i förändring – en antologi. Rättsfondens skriftserie 36. ISSN 1103-1638, ISBN 91-87582-17-1. Göteborg 2003.