ETT HANDELSSYSTEM FÖR MINSKAD ÖVERGÖDNING I ÖSTERSJÖOMRÅDET

FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR INFÖRANDE

MAJ 2021



ETT HANDELSSYSTEM FÖR MINSKAD ÖVERGÖDNING I ÖSTERSJÖOMRÅDET

FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR INFÖRANDE

KUND

Havs- och vattenmyndigheten
Jens Mentzer
jens.mentzer@havochvatten.se

KONSULTER

WSP Sverige och Nya Zeeland
Stockholm Environment Institute
IVL Svenska Miljöinstitutet
LUKE Naturresursinstitutet
Södertörns högskola

UPPDRAGETS NAMN

Ett handelssystem för att minska övergödningen i Östersjöområdet

UPPDRAGSNR

10309535

FÖRFATTARE

WSP
Matts Andersson
Kate Chivers
Jack Clarke
Scott Cole
Rowan Dixon
Johan Ericson
Josefine Gooch
Calle Järnberg
Elena Marchenko
Kerry Mayes
Lif Nelander
Amanda Nordin
Sirje Pädam
Anna Thore
Jenny Wallström
Katarzyna Zabicka
Aaron Åberg

SEI
Karina Barquet
Elin Leander

IVL
Magnus Hennlock
Åsa Romson
Lars Zetterberg

LUKE
Antti Iho

Södertörn University
Björn Hassler

KONTAKT

Matts Andersson
Projektledare
matts.andersson@wsp.com

GRANSKAD AV

Linus Hasselström, KTH Kungliga Tekniska högskolan

WSP Sverige

121 88 Stockholm-Globen
Besök: Arenavägen 7
Tel: 010-722 50 00
WSP Sverige AB
Org nr : 556057-4880
wsp.com

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING **4**
INLEDNING **15**
BAKGRUND **17**
1 INTERNATIONELL POLITIK 18
2 TIDIGARE STUDIER KRING HANDELSSYSTEM I ÖSTERSJÖN 23
3 NATIONALEKONOMISK TEORI KOPPLAD TILL VATTENKVALITET 26
DEL A: FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR ETT HANDELSSYSTEM - TEORI, ERFARENHET OCH LÄRDOMAR **32**
4 FÖRDELAR OCH UTMANINGAR MED ETT HANDELSSYSTEM FÖR NÄRINGSÄMNEN 33
5 VAD ÄR ETT HANDELSSYSTEM? 35
6 ÖVERVÄGANDEN VID DESIGN AV HANDELSSYSTEMET 39
7 GEOGRAFISKA MÅL I ETT HANDELSYSTEM FÖR NÄRINGSÄMNEN 43
8 INTERNATIONELL ÖVERSIKT 60
9 AKTÖRER INOM HANDESLSSYSTEMET 72
10 SLUTSATSER OM FÖRUTSÄTTNINGARNA FÖR ETT HANDELSSYSTEM I ÖSTERSJÖREGIONEN 83
DEL B: NUVARANDE STYRMEDEL I ÖSTERSJÖLÄNDERNA OCH POTENTIALEN FÖR ETT HANDELSSYSTEM **93**
11 MILJÖTILLSTÅNDET I ÖSTERSJÖN 94
12 NUVARANDE STYRMEDEL 101
13 BEDÖMNING AV STYRMEDEL 119
14 LÄNDERNAS INCITAMENT ATT DELTA I ETT HANDELSSYSTEM 130
15 SLUTSATSER – NUVARANDE STYRMEDEL OCH HANDELSSYSTEMETS MÖJLIGA ROLL 137
DEL C: RÄTTSLIG RAM **141**
16 MILJÖPOLITIK OCH ÖSTERSJÖN 142
17 BEFOGENHETER INOM EUROPEISKA UNIONEN 143
18 INTERNATIONELLA AVTAL 145
19 HELCOM 145
20 EU:S RAMDIREKTIV FÖR VATTEN 148
21 HAVSMILJÖDIREKTIVET 162
22 SLUTSATSER OM DET RÄTTSLIGA SAMMANHANGET 163
DEL D: FÖRSLAG TILL STRATEGI FÖR ATT IMPLEMENTERA ETT HANDELSSYSTEM I ÖSTERSJÖOMRÅDET **165**
23 STRATEGI FÖR INFÖRANDE AV ETT AMBIENT HANDELSSYSTEM 166
24 PLAN OCH STRATEGI FÖR FÖRANKRING OCH IDRIFTTAGNING AV HANDELSSYSTEMET 178
25 SLUTSATSER – STRATEGI FÖR ATT IMPLEMENTERA ETT HANDELSSYSTEM I ÖSTERSJÖOMRÅDET 182
SLUTSATSER **183**
REFERENSER **186**
BILAGOR **193**

SAMMANFATTNING

Övergödning uppstår på grund av alltför stora utsläpp av näringsämnen, särskilt kväve och fosfor, och betraktas som den största utmaningen som Östersjön står inför idag. Övergödningen resulterar i massiva algblomningar, omfattande syrebrist och återkommande fiskdöd. Utsläppskällorna är framförallt antropogena (kommunala reningsverk, enskilda avlopp, jordbruk, industri, atmosfäriskt nedfall), men det förekommer även naturlig tillförsel av näringsämnen.

EU:s vattendirektiv (2000/60/EG) ålägger alla medlemsstater att förhindra en försämrad status för varje vattenförekomst och att se till att alla vattenförekomster uppnår ”god status” senast år 2027. Ursprungligen var ambitionen att alla vattenförekomster skulle uppnå ”god status” år 2015 men det har skjutits upp två gånger, varje gång med sex år. Trots ansträngningarna visar studier att de nuvarande styrmedlen för att minska övergödningen är otillräckliga eller för långsamma. En studie beräknar att den första bassängen i Östersjön som uppnår god vattenkvalitet kommer att göra det mellan 2030 och 2040 om man följer den nuvarande planen och att de sista bassängerna inte förväntas nå denna status före 2200 (två bassänger kommer sannolikt inte att nå målen alls).

Återhämtningen av Östersjön kräver alltså att vi ändrar på befintliga styrmedel och överväger nya. Flera typer av styrmedel, inklusive regleringar, information och ekonomiska styrmedel skulle kunna motverka näringsutsläpp från antropogena källor. Ett exempel på ett ekonomiskt styrmedel är ett handelssystem där en maximalt tillåten mängd föroreningar är kopplade till utsläppsrätter (eller utsläppscertifikat) som tilldelas av staten. Dessa utsläppsrätter kan sedan köpas och säljas av aktörer på en marknad. Genom att kontrollera det totala antalet utsläppsrätter kan regeringen kontrollera den totala tillåtna mängden föroreningar. Ett handelssystem har potential att fördela kostnaderna för utsläppsreduktioner i samhället på ett effektivt sätt genom att åtgärder görs av aktörerna med de lägsta marginalkostnaderna för utsläppsreduktioner. Handelssystem för övergödning har införts runt om i världen, det har även tidigare föreslagits för Östersjöregionen, men inte implementerats.

Den svenska regeringen har gett Havs- och vattenmyndigheten i uppdrag att i samarbete med Jordbruksverket och andra berörda myndigheter undersöka förutsättningarna för ökat samarbete mellan Östersjöländerna, inklusive möjligheten till ett internationellt handelssystem med utsläppsrätter. För att genomföra detta har Havs- och vattenmyndigheten gett ett konsortium lett av WSP i uppdrag att undersöka förutsättningarna för att införa ett handelssystem för övergödning i Östersjöregionen. Resultatet av uppdraget presenteras i denna rapport.

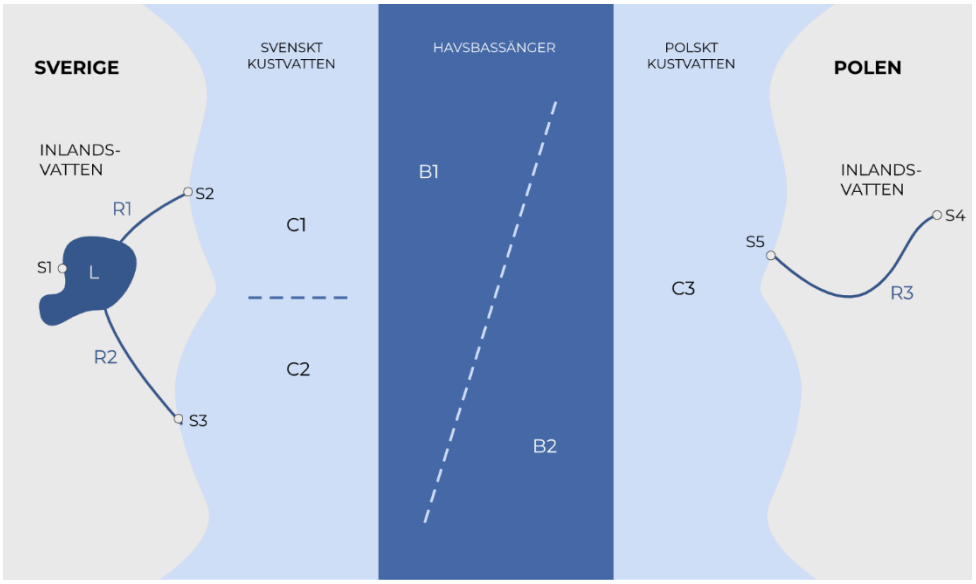
FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR ETT HANDELSSYSTEM (DEL A)

Vi föreslår att ett potentiellt handelssystem utformas som ett ”ambient” handelssystem, dvs. ett handelssystem där man handlar med belastningar istället för utsläpp. En direktöversättning av ”ambient” är ”omgivande” eller ”relaterat till omgivningen”. Då ingen av dessa översättningar är riktigt passande och då ”ambient” är ett etablerat begrepp i den akademiska litteraturen har vi valt att behålla det engelska uttrycket. Till vår kännedom har inget fullskaligt ambient handelssystem för övergödning implementerats, trots att det har varit känt inom grundforskningen sedan 1972. En förklaring är att systemet främst har diskuterats inom akademin och inte varit allmänt känt för utövare och beslutsfattare. En

annan förklaring är att befintliga handelssystem inte behövt hantera så detaljerade och sammansatta mål som de som ges av EU:s vattendirektiv och havsmiljödirektiv.

I ett ambient handelssystem köper och säljer man portföljer med belastningsrätter (eller certifikat) på flera marknader, en marknad för varje vattenförekomst som påverkas av källans utsläpp. Varje marknad prissätts individuellt genom utbud och efterfrågan. Det som gör detta lättare i ett ambient handelssystem jämfört med ett handelssystem med rörliga växelkurser är användningen av fasta parametrar (som beskriver genomsnittlig retention och transport av näringsämnen) i stället för datorsimulerade växelkurser som ändras för varje transaktion. Därför behövs inga datorsimuleringar när transaktioner sker i ett ambient handelssystem. Dessutom möter källorna ett pris för varje utsläppsenhet (helt enkelt det viktade genomsnittet av belastningsrätter i deras portfölj).

Figuren nedan visar hur handel med portföljer i ett ambient handelssystem fungerar. Varje inlandsvatten, kustvatten och utsjövatten har en marknad med belastningsrätter kopplade till inflödet av belastningar. Den specifika portföljen för varje källa innehåller belastningsrätter för källans samtliga recipienter. Till exempel måste källa S1 (som är lokaliserad i anslutning till ett inlandsvatten i Sverige) köpa en specifik portfölj av belastningsrätter från de svenska vattendragen R1 och R2, de svenska kustvattenförekomsterna C1 och C2, utsjövattnen B1 och B2 och kanske även den polska kustvattenförekomsten C3. Storleken på andelarna i portföljen bestäms av retention och näringstransport mellan källa S1 och respektive recipient i portföljen. Följaktligen kommer portföljen för källa S1 att innehålla stora andelar av de svenska vattendragen R1 och R2 och sannolikt låga andelar av den polska kustvattenförekomsten C3.



Ett ambient handelssystem kan utformas på två sätt. Den ena sättet är som ett ambient cap-and-trade system för handel med belastningsrätter. Detta refereras till som ett *ambient utsläppsrättssystem* eftersom man handlar med utsläppsrätter, givet ett tak. Det andra är ett baseline-and-credit system där man handlar med ambienta certifikat för reduktioner av belastningar till respektive vatten. Detta kallar vi ett *ambient handelssystem med reduktionscertifikat*.

Ett *ambient utsläppsrättssystem* fungerar enligt samma principer som EU ETS, men med två undantag. För det första är den handlade enheten inflöden av belastningar (kg/år) till varje vattenförekomst (istället för utsläpp till atmosfären). För det andra handlar varje aktör en specifik portfölj av belastningsrätter som är bestämd av vilka vattenförekomster som påverkas snarare än att handla med ett enda gemensamt tak. Ett ambient utsläppsrättssystem fungerar enligt följande:

1. Ansvarig myndighet beslutar om det maximala årliga inflödet av näringsämnen (kg/år) till varje vattenförekomst/bassäng. Detta anger taken, dvs. det maximala antalet belastningsrätter.
2. Ansvarig myndighet fördelar belastningsrätterna till källorna, antingen genom auktioner eller genom att följa en tilldelningsregel (exempelvis i proportion till förra årets belastningar).
3. Varje källa ska varje år lämna in en portfölj av belastningsrätter som motsvarar de verifierade inflödena av belastning (kg/år) till vattenförekomsterna/bassängerna.
4. Utebliven inlämning av de belastningsrätter som motsvarar de verifierade belastningarna kan leda till straffavgifter och/eller åtal.
5. Antalet belastningsrätter för varje vattenförekomst/bassäng minskas årligen enligt en kommunicerad plan för att vid ett målår vara nere på den nivå som målen kräver.

Ett *ambient handelssystem med reduktionscertifikat* fungerar enligt samma grundprinciper som de svenska elcertifikaten. En skillnad är att kvoterna och de enheter man handlar med är reduktioner (kg/år) av inflödet till varje vattenförekomst/bassäng. Varje källa måste köpa en specifik portfölj med reduktioner till de recipienter som den påverkar. Ett ambient handelssystem med reduktionscertifikat fungerar enligt följande:

1. Ansvarig myndighet beslutar om en miniminivå för årliga reduktionen av inflödet av näringsämnen (kg/år) till varje vattenförekomst/bassäng. Detta anger golven, dvs. det minsta antal certifikat som måste lämnas in av källorna varje år.
2. Ansvarig myndighet fördelar individuella kvoter till källorna (vilka anger det antal certifikat som varje källa måste lämna in varje år). Summan av individuella kvoter i varje vattenförekomst/bassäng motsvarar golvet i vart och ett av dessa.
3. Varje källa måste lämna in certifikat motsvarande sina individuella kvoter varje år. Källorna får lämna in certifikat som antingen genererats genom egna reduktioner, som köpts av andra aktörer under samma period eller köpts på en auktion som hållits av ansvarig myndighet.
4. Utebliven inlämning av certifikat motsvarande individuella kvoter kan leda till straffavgifter och/eller åtal.
5. Golven, det vill säga det minsta antal certifikat som ska lämnas in varje år, ökas årligen enligt en kommunicerad plan för att vid ett målår vara på den nivå som målen kräver.

Eftersom handel med certifikat sker i form av belastningsreduktioner kan diffusa källor inkluderas, givet att åtgärderna kan översättas till reduktioner med verifierade metoder. Certifikat har också samma fördelningseffekter som gratis tilldelade belastningsrätter, vilket sannolikt ökar acceptansen bland potentiella aktörer. Externa aktörer som genererar certifikat genom att frivilligt vidta verifierade åtgärder för att reducera näringsbelastningen (och få

betalt för det) kan bidra till att locka till sig externt kapital, inte minst till reduktioner av diffusa utsläpp. För att kunna rapportera sådana kompensationsåtgärder måste dessa redovisas och verifieras på samma sätt som andra åtgärder.

Eftersom de största källorna till utsläpp av näringsämnen till Östersjön är jordbruk, avloppsanläggningar, skogsbruk, fiske och vissa industrier är dessa de potentiella aktörerna som kan inkluderas i ett framtida handelssystem. Vidare kommer en stor del av näringsbelastningen (särskilt kväve) från luftutsläpp från transporter och förbränning. Vi rekommenderar dock inte att luftutsläpp ingår i handelssystemet eftersom det kräver en utökad modelleringsmetod för att identifiera förhållandet mellan dessa källor och deras inverkan på relevanta vattenförekomster.

Diffusa källor, såsom jordbruk, kan inkluderas i ett ambient handelssystem med reduktionscertifikat förutsatt att det finns verifierade metoder för att koppla samman åtgärder och reduktioner. Jordbruket kan dock inte ingå i ett system för ambienta belastningsrätter som fokuserar på totala belastningar eftersom dessa är svåra att kontrollera. För att jordbruket skall kunna inkluderas måste handelssystemet därför vara ett ambient handelssystem med reduktionscertifikat. Det finns en risk för att kostnader påverkar jordbrukare och orsakar en strukturell förändring inom sektorn. Ett handelssystem skulle därför kunna användas som infrastruktur för befintliga subventioner genom att subventioner öronmärks för inköp av belastningsrätter eller certifikat som är knutna till specifika åtgärder som reducerar utsläppen från exempelvis diffusa källor inom jordbruket. För andra möjliga aktörer i ett handelssystem (offentliga avloppsreningsverk, industrier osv.) kan handeln ge incitament att reducera mängden belastningar mer än vad som krävs enligt miljötillstånden, vilket leder till *ytterligare* förbättringar. För att öka antalet aktörer som köper belastningsrätter kan handelssystemet inkludera aktörer som måste ha miljötillstånd, särskilt kommunala avloppsreningsverk som har höga kostnader för att minska utsläpp.

Det finns två sätt att engagera externa aktörer (externa aktörer är aktörer som inte själva genererar utsläpp). För det första kan miljöfrämjande aktörer vilja köpa certifikat som genererar externa kapitalinflöden. I detta fall kommer de källor som har uppfyllt gemensamma skyldigheter genom sina egna åtgärder att få extern finansiering för dessa. I Östersjöregionen finns det redan aktörer med sådana incitament som är aktiva i att försöka bekämpa övergödningen. För det andra, och kanske ännu viktigare i ett system med ambienta certifikat, kan externa aktörer frivilligt genomföra verifierade åtgärder för att minska utsläppen av näringsämnen och få betalt för detta genom att sälja sina genererade certifikat på marknaden. Detta kommer att bli ett nytt sätt att locka till sig externa aktörer som frivilligt genomför åtgärder för belastningsreduktioner, exempelvis i jordbruks – och skogsbruks-sektorerna.

Enheten som handlas med bör baseras på en fysisk kvantitet som motsvarar den förväntade miljöpåverkan från utsläppen av näringsämnen. Eftersom den geografiska placeringen är så viktig för de miljöeffekter som är förknippade med övergödning är det inte lämpligt att endast använda kväve- eller fosforutsläpp ”vid källan” som grund för enheterna.

Bland de möjliga handelssystemen är det ambienta handelssystemet det enklaste ur juridisk synvinkel eftersom det tillåter ansvarig myndighet att ange ett tak (eller golv) för varje recipient och sedan skapa rätter eller certifikat. Taken (eller golven) blir strängare varje år fram till det

sista året då målen ska nås i varje vattenförekomst. Samma princip fungerar också för att säkerställa icke-försämring i enlighet med EU:s vattendirektiv.

De viktigaste indata som krävs för att driva ett ambient handelssystem är:

- Uppskattningar från vattenkvalitetsmodellering av genomsnittlig retention och näringstransport mellan respektive utsläppskälla och recipient. Dessa skattningar är de fasta parametrarna mellan varje källa och recipient.
- Högsta tillåtna näringsbelastning per år för varje vattenförekomst/bassäng baserat på de indikatorer för näringsämnen som behövs för att uppfylla relevanta miljökvalitetsnormer.
- För diffusa källor behövs verifierade åtgärder med resultatindikatorer som anger ”reduktion per enhet åtgärd” som vidtagits.

Det föreslagna ambienta handelssystemet kan implementeras och drivas med befintliga vattenkvalitetsmodeller i Sverige. Det är inte nödvändigt att ha en perfekt modell innan ett handelssystem inrättas. Man kan istället börja med ett system som omfattar reduktioner i inlands- och kustvatten (där det redan finns modeller för vattenkvalitet) och sedan planera för framtida utvidgning eller uppgraderingar (t.ex. att lägga till havsbassänger när dessa modeller förbättras eller blir tillgängliga).

Ett ambient system kan generera en kostnadseffektiv allokering av åtgärder oavsett vilka målnivåer och initiala tilldelningar av belastningsrätter (certifikat) som väljs. Detta innebär att fördelningen av belastningsrätter kan väljas utan det påverkar kostnadseffektiviteten.

En viktig aspekt att ta hänsyn till för alla handelssystem med fler än ett tak är transaktionskostnaderna (exempelvis tid som läggs på registrering och rapportering). Tidigare studier har varnat för höga transaktionskostnader, men empiriska analyser tyder inte på att så blir fallet. Dessutom använder ambienta handelssystem fasta parametrar, vilket ger större säkerhet och tar bort behovet av datorsimuleringar för varje transaktion. Eftersom varje källa möter ett enda pris (det vägda genomsnittet av priserna i den angivna portföljen), kommer transaktionskostnaderna för källorna inte att skilja sig mycket från ett system med ett enda tak och ett enda pris såsom EU:s system för handel med utsläppsrätter. På motsvarande sätt minskar detta transaktionskostnaderna för myndigheterna.

Det finns flera utmaningar och risker vid införandet av ett handelssystem, inte minst den pedagogiska utmaningen att förklara nyttorna och syftet för potentiella deltagare som kan vara skeptiska. Enligt tidigare studier och intervjuresultat från denna rapport är detta är en kommunikationsutmaning – det krävs ett enkelt och lättbegripligt språk för att motverka desinformation och missuppfattningar om marknadsbaserade styrmedel.

NUVARANDE STYRMEDEL OCH POTENTIAL FÖR ETT HANDELSSYSTEM (DEL B)

Länderna i Östersjöområdet samarbetar för att hantera problemen med övergödningen genom nationella och internationella överenskommelser och direktiv. Det finns t.ex. mål för reduktion av näringsämnen i aktionsplanen för Östersjön (BSAP) med det övergripande målet att uppnå en ”god ekologisk status” i Östersjön. Vattendirektivet och havsmiljödirektivet sätter dessutom höga krav på vattenkvaliteten på sötvatten och marina vatten i EU-länderna. Som svar på detta har alla länder i Östersjöområdet utvecklat strategier för att uppnå gemensamma mål.

De nio länderna runt Östersjön använder olika typer av styrmedel, med en tyngdpunkt på subventioner och administrativa styrmedel i jordbrukssektorn och på administrativa styrmedel i avloppssektorn. Den omfattande användningen av administrativa styrmedel beror troligen på en lång tradition, medan användningen av jordbruksstöd huvudsakligen är en effekt av subventionerna för jordbruket i EU:s gemensamma jordbrukspolitik. Användning av information som styrmedel är något vanligare bland ekonomiskt starkare länder, vilket kan bero på strängare regelverk i utgångsläget eller kanske på en bredare acceptans av information som styrmedel. Fem länder beskattar näringsämnen i avloppsvatten, men användningen av skatter/avgifter inom jordbrukssektorn är mer begränsad. Få länder förlitar sig på ekonomiska styrmedel och inget använder marknader som styrmedel.

Den omfattande användningen av administrativa styrmedel tyder på att utsläppsminskningarna är dyrare än nödvändigt. Administration av subventioner och långa processer för att förnya miljötillstånd leder till höga transaktionskostnader. Dessutom tar dessa styrmedel inte hänsyn till var åtgärderna har störst miljöeffekt, delvis på grund av att den information som krävs är kostsam att samla in.

Vi genomförde en kvalitativ analys av effektiviteten av befintliga styrmedel för att dra övergripande slutsatser om huruvida nya styrmedel kan vara motiverade. Vi identifierade flera ekonomiska utmaningar (t.ex. kostsamt genomförande, brist på finansiering, höga transaktionskostnader) samt utmaningar såsom brist på lämpliga eller tillräckliga styrmedel, bristande genomförande av befintliga styrmedel, orättvisa fördelningseffekter osv. Många av dessa utmaningar kan lösas genom ett handelssystem för näringsämnen, särskilt de höga kostnaderna och den ojämna fördelningen av kostnaderna mellan länder och sektorer. Ett alternativt angreppssätt är att förbättra befintliga styrmedel. En höjning av skatter på näringsämnen/utsläpp skulle till exempel kunna förbättra effektiviteten och kostnadseffektiviteten, liksom likabehandling av punktkällor och diffusa källor. Ett annat alternativ skulle kunna vara att omformulera nuvarande subventioner till jordbrukare genom att basera betalningarna på resultat snarare än kostnader.

Att bygga vidare på det befintliga samarbetet mellan de nio länderna för att motverka övergödningen kan vara en väg framåt eftersom det kan leda till ökade nettonyttor på en aggregerad nivå. Att utvidga detta samarbete till att omfatta ett handelssystem som är robust och effektivt kräver dock att alla deltagande länder kan dra nytta av det. De nio Östersjöländerna har olika nationella intressen och därmed olika incitament att öka samarbetet. Vi har kartlagt nio faktorer som påverkar incitament, vilka inkluderar miljöaspekter (t.ex. allmänhetens stöd för att minska utsläpp), ekonomiska aspekter (ett lands ekonomiska beroende av Östersjön som resurs) och andra aspekter (t.ex. konkurrens mellan miljö- och andra politiska mål). Vår analys pekar ut två grupper av länder - en ekonomiskt starkare grupp (Danmark, Finland, Tyskland, Sverige) och en ekonomiskt svagare grupp (Lettland, Litauen, Polen, Ryssland, Estland). Den förstnämnda gruppen visar en större betalningsvilja för nya initiativ för att minska övergödningen, är rikare (mer resurser tillgängliga för föroreningsminskning) och har bättre möjligheter att kompensera sina egna jordbrukare för åtgärder.

Fullt samarbete mellan alla nio länder kommer sannolikt inte att ske enligt vår analys, vilket tyder på att kompensationsbetalningar eller sammankoppling av förhandlingsområden kan behövas för att locka länder att delta. Ett mindre handelssystem mellan endast de relativt rikare länderna med starka incitament för att minska övergödningen av Östersjön skulle förmodligen vara lättare att etablera, men kan leda till mindre effektivitetsvinster (då de

marginella åtgärdskostnaderna är av ungefär lika stora). Den mest lovande vägen framåt är en ”gradvis utvidgning”, vilken fokuserar på länder som (1) sannolikt kommer att ansluta sig och (2) bidrar till en variation i marginella åtgärdskostnader. Till exempel kan små kompensationer från Sverige och/eller Finland till antingen Polen och/eller Litauen vara en början.

RÄTTSLIG RAM (DEL C)

EU:s vattenpolitik ger en rättslig ram med gemensamma principer och en allmän ram för de åtgärder som används. En viktig del inom denna rättsliga ram är vattendirektivet. Detta direktiv syftar till att bevara och förbättra vattenmiljön i gemenskapen och målet avser först och främst kvaliteten hos det berörda vattnet. Direktivet ska även bidra till en successiv minskning av utsläppen av farliga ämnen till vatten.

Direktivet innebär två huvudsakliga skyldigheter för EU:s medlemsstater (som ska uppnås senast 2027):

- förhindra försämring av statusen för alla ytvatten- och grundvattenförekomster
- skydda, förbättra och återställa alla vattenförekomster för att uppnå en ”god” vattenstatus.

En nationell författning kan inte strida mot en rättsakt på EU-nivå, vilket innebär att ett handelssystem måste vara i linje med EU:s regelverk kring vattendirektivet. Målen i vattendirektivet är inte rättsligt bindande för personer i Sverige, ansvaret ligger hos de behöriga myndigheterna (som har en skyldighet att neka miljötillstånd till verksamheter som leder till försämring eller försvårar uppnåendet av målen). Denna skyldighet klargjordes i *Weserdomen* 2015, där Europeiska unionens domstol behandlade hur målen i vattendirektivet ska tolkas. Sammantaget försämras statusen för en ytvattenförekomst så fort statusen för minst en av kvalitetsfaktorerna sjunker en nivå, även om det inte leder till en försämring av statusen för hela vattenförekomsten. Vidare konstaterade domstolen att om den berörda kvalitetsfaktorn redan är i lägsta klass innebär en försämring av den delen en ”försämring av statusen”. Genom att göra detta har domstolen kopplat försämringen till enskilda kvalitetsfaktorer istället för den övergripande vattenstatusen. Domstolen klargjorde också att målen i vattendirektivet är rättsligt bindande för medlemsstaterna när det gäller att tillåta utveckling av verksamheter och att en försämring av någon kvalitetsfaktor anses vara en överträdelse av direktivet.

Om en medlemsstat inte följer EU-lagstiftningen kan kommissionen inleda ett överträdelseförfarande mot medlemsstaten. Kommissionen kan t.ex. besluta att väcka talan mot medlemsstaten vid EU-domstolen. Om EU-domstolen meddelar en dom som går emot medlemsstaten måste medlemsstaten följa domen och vidta de åtgärder som krävs.

Det rättsligt bindande i vattendirektivet begränsar det tillgängliga handlingsutrymmet för ett handelssystem. Om systemet är frikopplat från direkta fysiska åtgärder som krävs för att uppfylla vattendirektivet och blir ett system för fördelning av utsläpp/belastningar med förutsättningen att varje verksamhetsutövare måste minska sina utsläpp/belastningar (eller köpa belastningsrätt/certifikat) i vattenförekomsterna bör det anses vara i linje med vattendirektivet. Det kan inte bli någon försämring med ett ambient handelssystem eftersom det bygger på maximalt tillåtna belastningar för själva vattenförekomsten. I stället skulle systemet inducera åtgärder som kommer att leda till att målet uppnås i direktivet. Ett viktigt

perspektiv är att det ambienta handelssystemet utvecklades under 1970-talet för att uppfylla villkor för icke-försämring vilket senare också blev mål i vattendirektivet.

Det finns ett stort antal vattenförekomster. Färre vattenförekomster skulle innebära större marknader och ökade möjligheter till handel. Möjligheterna att anpassa befintliga vattenförekomster till betydligt större enheter är dock mycket begränsade.

FÖRESLAG TILL STRATEGI FÖR INFÖRANDE AV ETT HANDELSSYSTEM (DEL D)

Effektiva statliga processer är avgörande för att styra ett svenskt nationellt ambient handelssystem från utformning till lagstiftning till genomförande. Nedan föreslås en strategi för att genomföra och utforma ett handelssystem i Östersjöområdet som kan tillämpas antingen på ett handelssystem med ambienta belastningscertifikat eller med ambienta belastningsrätter. Denna strategi är en 10-stegsprocess (se tabellen nedan) som börjar med att bygga stöd och som tar hänsyn till viktiga designaspekter. I strategin betonas bland annat vikten av att utbilda beslutsfattare, lagstiftare, deltagare och allmänheten om fördelar och nackdelar med ett ambient handelssystem samt att öka kunskapen och kapaciteten som behövs i den myndighet som ska ansvarar för att upprätthålla handelssystemet.

1. Bygg upp politiskt stöd

- Tilldela budgetresurser för kommunikation med t.ex. beslutsfattare, lagstiftare, reglerade enheter, allmänheten och media
- Betona fem attraktiva inslag i ett ambient handelssystem
- Utnyttja Sveriges nationella erfarenheter av handelssystem för utsläpp av växthusgaser och elcertifikat.

2. Besluta om omfattningen

- Överväg att inkludera jordbruk, avloppsreningsverk, industrier och skogsbruk
- Överväg att inkludera externa aktörer som köper belastningsrätter av miljöskäl
- Överväg att inkludera externa aktörer som genererar certifikat genom att genomföra verifierade åtgärder

3. Bestäm enheten för handel

- Överväga följande alternativ:
  - För punktkällor: handel med belastningsrätter eller handel med belastningscertifikat
  - För diffusa källor: handel med belastningscertifikat för diffusa källor baserade på metoder för att koppla samman åtgärder med diffusa källor och belastningsreduceringar

4. Besluta om kompensationsåtgärder

- Inkludera kompensationsåtgärder i systemet. Detta kommer att attrahera både deltagare och externa aktörer bidrar med kapital och möjligheter att genomföra verifierade åtgärder utöver vad som är obligatoriskt i systemet.

5. Fastställa belastningsgränser

- Målnivåerna bör sättas i enlighet med miljökvalitetsnormerna i EU-direktiven snarare än målen i Baltic Sea Action Plan.

6. Bestäm storleken på marknaderna

- Standard bör vara ett tak och en marknad för varje recipient som har ett individuellt mål.
- Det är möjligt att utvidga marknaden i glesbefolkade områden utan att öka de administrativa kostnaderna, minska kontrollen av belastningen eller minska kostnadseffektiviteten i fördelningen. Det optimala storleken på enskilda handelsområden bör dock omfatta vattenförekomster som har sämre än god status och som påverkas av många utsläppskällor.
- Göra det möjligt för mellanhänder och mäklare att vara aktiva i systemet för att öka transparensen

7. Bestäm ett effektivt geografiskt område

- Fokusera på geografiska områden med många källor, hög total belastning och dålig status.
- I områden där det finns få källor och små reduceringsbehov kan ett ambient handelssystem medföra större kostnader än nyttor

8. Upprätta institutioner

- Fem huvudansvarsområden:
  - fastställa antalet belastningsrätter/certifikat för varje recipient
  - kräva att operatörerna lämnar in årliga belastningsrätter/certifikat.
  - aktören lämnar belastningsrätter/certifikat som motsvarar egna reduktioner eller inköp av rätter/certifikat
  - se till att påföljder tillämpas vid överträdelser
  - justera taken årligen enligt en kommunicerad plan.

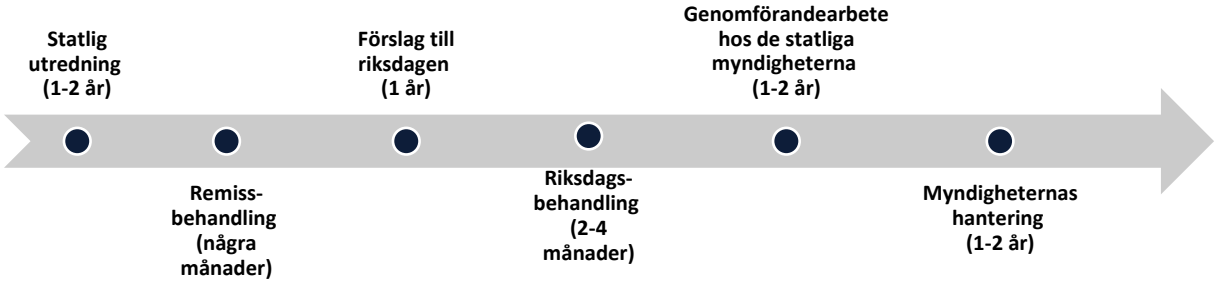
9. Generera data för att upprätthålla systemet

- Verifierade åtgärder för diffusa källor med motsvarande resultatindikatorer från godkända modeller eller metoder
- Uppskattningar av genomsnittlig retention och näringstransport genom vattenkvalitetmodellering
- Högsta tillåtna näringsbelastning per år för varje vattenförekomst
- Reduktionsvägar för maximalt tillåtna näringsbelastningar per år fram till målåret

10. Expandera internationellt

- Utöka systemet gradvis, kanske i denna ordning: 1 Sverige, 2 Finland, 3 Polen/Litauen
- Använd inledande tilldelning av rätter/certifikat som kompensationsbetalningar för att locka till sig deltagande

Ett fullständigt genomförande av ett handelssystem som uppnår målen i vattendirektivet innan 2027 är inte möjligt. Detta beror delvis på den tidsram som ges av svensk lagstiftning: en statlig utredare ska utses, nya lagar ska tas fram och implementeras, nödvändiga åtgärder ska vidtas osv. I detta komplicerade fall kan det ta mellan 6–7 år innan ett handelssystem är i drift. Vi vill dock betona att ett handelssystem som uppfyller målen i vattendirektivet är av stort värde, särskilt om ett överträdelseförfarande skulle kunna riktas mot Sverige i framtiden. Observera att Sverige måste följa vattendirektivet, även om det fullständiga genomförandet försenas efter 2027. De lagstiftningsåtgärder som krävs för att genomföra handelssystemet framgår av figuren nedan.



I denna rapport beskrivs ett handelssystem som skulle följa vattendirektivet, samtidigt som det också är förenligt med Helcoms aktionsplan för Östersjön. Med tanke på den begränsade tidsramen rekommenderar vi att regeringen omedelbart börjar formulera direktivet för en statlig offentlig utredning (SOU). Denna rapport utgör en viktig grund för en sådan utredning eftersom flera av de viktiga ämnena behandlas. Andra uppgifter kan behövas kan samlas in av olika myndigheter eller under själva utredningsprocessen. Den nödvändiga lagstiftningen är inte möjlig utan en sådan utredning och förseningar kommer att påverka när handelssystemet kan inrättas. Om det inte är möjligt att starta en SOU, exempelvis på grund av brist på information inom ett specifikt område, kan ett alternativ vara att skapa ett statligt uppdrag för en myndighet som kan fortsätta arbetet, vilket sedan kan ingå i en framtida SOU.

SLUTSATSER

Ett handelssystem för övergödning har många potentiella fördelar. Genom att välja kostnadseffektiva styrmedel kan effektivitetsvinster skapas över tid och rum, vilket minskar kostnaderna för att uppnå målen. Dessutom ökar precisionen i måluppfyllelsen eftersom ansvaret överförs från myndigheter till källor, vilket bidrar till att påskynda återhämtningen av vattenmiljön. Systemet kan utformas så att privat kapital kan användas för att finansiera reduktionsåtgärder.

Utformningen i handelssystemet är avgörande för dess framgång. Eftersom systemet måste garantera god status för varje enskild vattenförekomst försvåras handel mellan vattenförekomster (även om det sker en implicit handel mellan vattenförekomster eftersom marknaderna är länkade med varandra). Vårt förslag är att införa ett ambient handelssystem som använder på näringsbelastningar istället för utsläpp vid källan. För varje utsläppskälla finns data om retention och transport av näringsämnen enligt en biofysisk modell. Källan måste köpa en portfölj med belastningsrätter som inkluderar alla recipienter som påverkas av dess utsläpp. Detta system är förenligt med vattendirektivet.

Varje ambient marknad i glest befolkade avrinningsområden med få källor skulle behöva omfatta ett stort antal vattenförekomster. Detta för att hålla de administrativa kostnaderna på en rimlig nivå utan förlust av föroreningskontroll eller kostnadseffektiv fördelning mellan källorna. Däremot är det inte säkert att handelssystemet bör omfatta alla geografiska områden i Sverige eftersom den administrativa bördan kan bli stor i förhållande till nyttorna. Den optimala omfattningen på en marknad är en vattenförekomst som har mindre än god status och som påverkas av många utsläppskällor. För Sverige är dessa villkor uppfyllda för vattenförekomster i egentliga Östersjön, längs kusterna och i de sydsvenska jordbruksområdena. Även om det inte finns några miljö- eller effektivitetsargument för att inkludera alla vattenförekomster kan det dock finnas rättsliga begränsningar som tvingar vattenförekomster att ingå i systemet (detta bör undersökas).

Vi rekommenderar att man använder belastningscertifikat som reglerar reduktioner av näringsbelastningar i recipienter. Varje källa rapporterar belastningscertifikat som motsvarar dess belastning varje handelsperiod. På så sätt kan diffusa källor såsom jordbruk och skogsbruk inkluderas samtidigt som det lätt kan hantera punktkällor. Ett alternativ är ett ambient handelssystem som använder certifikat för diffusa källor och belastningsrätter för punktkällor (där certifikat och belastningsrätter handlas i ett 1:1-förhållande). Systemet är flexibelt i den meningen att det kan integrera nya utsläppskällor, länder, köpare och sektorer över tid.

Det är osannolikt att alla länder kommer att dra nytta av att ingå i ett handelssystem för näringsämnen. Även mindre system kommer troligtvis att kräva aktiva insatser såsom kompensationer från länder med starka incitament att delta till länder med svagare incitament (vilket kan bli kostsamt). Det mest realistiska tillvägagångssättet skulle vara att börja med ett nationellt system i Sverige och sedan utöka det stegvis baserat på andra länders beredskap och incitament. Den inledande expansionen skulle kunna omfatta Finland, som tidigare har utrett ett handelssystem för näringsämnen och har liknande incitament som Sverige. En senare expansion skulle kunna omfatta andra länder med höga utsläpp och, i förhållande till Sverige och Finland, lägre kostnader för att reducera utsläppen (t.ex. Polen och Litauen) vilket skulle öka effektivitetsvinsterna (även om relativt få gemensamma vattenförekomster påverkas av länder med mycket olika kostnader).

Innan handel kan ske krävs beslut om hur befintliga styrmedel bör integreras med handelssystemet. Vår preliminära analys visar att informationsstyrmedel kan integreras men bör ändra inriktning, att reglering inte kan ersättas och att detta handelssystemet måste vara bindande. De ekonomiska styrmedlen bör antingen tas bort eller modifieras. Skatter kan bidra till att kontrollera prisvolatiliteten i ett handelssystem, medan subventioner kan hantera av de framtida riskerna, nämligen tunna marknader.

Införandet av ett system för handel med reduktionscertifikat i Sverige kan ta 6–7 år eftersom det måste föregås av flera lagstiftningsåtgärder: statlig utredning (SOU), remissbehandling, förslag till riksdagen och sedan kommentar från riksdagen, regeringsorgan och myndigheter. Även om processen påskyndas är det osannolikt att ett handelssystem kan implementeras och uppnå kraven i vattendirektivet innan 2027. Vi rekommenderar dock ändå att det föreslagna handelssystemet genomförs av flera skäl:

- Befintliga styrmedel är otillräckliga för att uppfylla kraven innan 2027.
- Även om de nuvarande styrmedlen skärps lider de av fördröjningar som många gånger är längre än för marknadsbaserade styrmedel.
- Ett handelssystem är ett miljömässigt effektivt och ett kostnadseffektivt styrmedel.
- Ett handelssystem som uppfyller målen i vattendirektivet är betydelsefullt, särskilt om ett överträdelseärende kommer att riktas mot Sverige i framtiden. Sverige måste följa vattendirektivet även om det fullständiga genomförandet försenas till efter 2027.

Att säkerställa acceptans är en utmaning när det gäller att införa ett handelssystem – hos allmänheten, hos marknadsaktörerna och hos andra länder. Framgångsrika system är de som stimulerar ett aktivt engagemang och ger en känsla av delaktighet. Den första tilldelningen av belastningsrätter är ett viktigt förhandlingsverktyg. Vi rekommenderar att Sverige ”äger” genomförandeprocessen men inleder tidiga diskussioner med andra länder – både bilateralt och inom Helcom-samarbetet.

INLEDNING

Övergödning av sjöar, kustvatten och hav sker i princip i alla delar av världen. De ekologiska effekterna av en allt för stor tillförsel av näringsämnen inkluderar massiva algblomningar, omfattande syrebrist och återkommande fiskdöd. Näringsföroreningar av marina vatten behandlas i FN: s mål för hållbar utveckling (se SDG 14 ”Liv under vatten”). Delmål 14.1 i FN:s mål för hållbar utveckling syftar till att senast 2025 förhindra och avsevärt minska alla typer av havsföroreningar, inklusive skräp och näringsämnen. Delmålet belyser också de landbaserade aktiviteternas effekter på havsföroreningar (Grimvall, et al., 2017).

De näringsämnen som idag finns i Östersjön kommer från antingen naturliga eller antropogena källor. Med naturliga källor avses naturliga utflöden från land, uppslamning av fosforrikt djupt vatten och atmosfärisk deponering av kväve. Med antropogena källor avses vatten från enskilda avlopp, jordbruk och industri (Helcom, 2009). Övergödningen i Östersjön betraktas som ett av de mest komplexa och allvarliga problemen som Östersjön står inför (Wulff, et al., 2007); (Helcom, 2009).

Flera studier, liksom de intervjuer som har genomförts som en del av denna rapport, tyder på att de nuvarande metoderna för att hantera övergödning är för långsamma i att uppnå de resultat som krävs. Det går att se en långsam förbättring och återhämtning av Östersjön (Helcom, 2013), men övergödningen i Östersjön är långt ifrån de mål man enades om i aktionsplanen för Östersjön (Baltic Sea Action Plan). Murray et al. (2019) uppskattar att med den nuvarande planen kommer i bästa fall det första avrinningsområdet uppnå en icke-övergödningsstatus mellan år 2030 och 2040. De sista avrinningsområdena förväntas uppnå en icke-övergödningsstatus först år 2200 och utöver dessa är det två områden som sannolikt aldrig kommer att uppfylla målen. En del av problemet är att tiden mellan implementering av åtgärder och de efterföljande effekter för vattenkvaliteten är allt för lång. Denna tidsfördröjning skapar ett problem eftersom vattenkvaliteten under tiden även påverkas av klimatförändringar och mänskliga aktiviteter vilket gör att planerade åtgärder inte längre kan förväntas ge samma effekt.

Återhämtning av Östersjön kräver alltså att vi omvärderar befintliga styrmedel och överväger nya. Det finns ett flertal olika styrmedel som kan minska övergödningen från antropogena källor, exempelvis regleringar, information och ekonomiska styrmedel. Ett exempel på ett ekonomiskt styrmedel är handelssystem där rätten att förorena är kopplad till ett utsläppstillstånd som allokeras av regeringen. Dessa utsläppsrätter kan köpas och säljas av aktörer på marknaden (t.ex. företag som släpper ut näringsämnen, företag som minskar utsläppen av näringsämnen eller organisationer som vill finansiera åtgärder). Genom att kontrollera det totala antalet utsläppsrätter kan regeringen reglera den totala mängden föroreningar som släpps ut. Handelssystem har potential att på ett effektivt sätt fördela de totala kostnaderna för att minska föroreningar genom att rikta åtgärderna för att minska utsläppen av näringsämnen till aktörer med de lägsta marginalkostnaderna för att minska utsläppen (Schmalensee & Stavins, 2015; Tietenberg, 2010). Idén föreslogs ursprungligen av nationalekonomerna Crocker (1966) och Dales (1968) och har exempelvis använts i ett handelssystem för svavelutsläpp i USA (Acid Rain) och EU:s system för handel med utsläppsrätter för koldioxidutsläpp. Trots att ett handelssystem för övergödning i Östersjöregionen har föreslagits tidigare har inget implementerats.

Den svenska regeringen har gett Havs- och vattenmyndigheten i uppdrag att i samarbete med Jordbruksverket och andra berörda myndigheter undersöka förutsättningarna för ökat samarbete mellan Östersjöländerna, inklusive möjligheten till ett internationellt handelssystem med utsläppsrätter. För att understödja detta regeringsuppdrag har Havs- och vattenmyndigheten gett ett konsortium lett av WSP i uppdrag att undersöka förutsättningarna för att införa ett handelssystem för övergödning i Östersjöregionen. Resultatet av uppdraget presenteras i denna rapport.

Rapporten är indelad i följande avsnitt:

- **Bakgrund.** Beskriver i vilket sammanhang detta handelssystem föreslås samt den bakomliggande ekonomiska teorin.
- **Del A.** Diskuterar förutsättningarna för ett handelssystem för övergödning i Östersjöregionen ur ett teoretiskt, empiriskt och praktiskt perspektiv. Del A avslutas med ett förslag på utformning av handelssystemet.
- **Del B.** Utvärderar aktuella styrmedel i Östersjöregionen och möjlig roll för ett handelssystem för övergödning i Östersjöregionen.
- **Del C**. Går igenom det rättsliga sammanhanget som kommer att påverka utformningen av handelssystemet.
- **Del D.** Presenterar ett konkret förslag till ett handelssystem och en strategi för hur det ska genomföras.
- **Slutsatser.** Sammanställer de viktigaste slutsatserna från varje del av rapporten och ger en rekommendation om vägen framåt.

Slutsatserna i rapporten utgör ett pågående arbete för att utveckla de idéer och den infrastruktur som krävs för att stödja ett framtida handelssystem. I rapporten föreslås en teoretiskt sund marknadsstruktur och ett stegvis genomförande som tar hänsyn till de politiska processerna. Det kommer dock att krävas ytterligare beslut och analyser innan marknadstransaktioner mellan förorenarna kan äga rum.

BAKGRUND

Denna del av rapporten syftar till att ge läsaren bakgrundsinformation för att förstå sammanhanget för det föreslagna handelssystemet. Efter en kort beskrivning av utgångspunkterna för den internationella miljöpolitiken sammanfattar vi tidigare förslag på handelssystem i Östersjön och går igenom nationalekonomisk teori kopplat till vattenkvalitet.

Vi rekommenderar att man läser kapitel 1 (internationell politik) och 2 (tidigare studier) innan man läser resten av rapporten. Kapitel 3 (nationalekonomisk teori) har en annan karaktär: kapitlet ökar förståelsen av de teoretiska grunderna för det föreslagna handelssystemet men är inte nödvändigt för att förstå resten av rapporten.

1 INTERNATIONELL POLITIK

Det finns flera relevanta strategier för övergödning i Östersjön, både på EU-nivå och genom internationella avtal. Av de nio länder som gränsar till Östersjön är åtta EU-medlemmar (Ryssland undantaget). De åtta EU-länderna är skyldiga att följa EU-direktiv och har därför liknande styrmedel. I Del C beskrivs den rättsliga ramen för handelssystemet.

De viktigaste utgångspunkterna för den internationella miljöpolitiken är följande:

- Vattendirektivet (EU:s ramdirektiv för vatten/WFD) syftar till att uppnå god status i alla vatten. Det innebär god status i inlandsvatten (ytvatten och grundvatten) samt övergångs- och kustvatten upp till en sjömil från kustlinjen.
- Havsmiljödirektivet (Ramdirektivet om en marin strategi/MSFD) syftar till att skydda den marina miljön och skapa ett ramverk för ett hållbart nyttjande av marina vatten.
- Nitratdirektivet (ND) behandlar de föroreningar som orsakas av nitrater från jordbruket.
- Avloppsdirektivet (Direktivet om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse/UWWTD) behandlar utsläpp från avloppsvatten från tätbebyggelse.
- Helcom (Helsingforskonventionen) är en internationell miljökonvention mellan Östersjöländerna som bland annat syftar till att minska näringsbelastningen i Östersjöområdet, inklusive Kattegatt och skiljer sig från de ovannämnda EU-direktiven.
- Den gemensamma jordbrukspolitiken (GJP) har infört ett system med jordbruksstöd och andra program för EU länderna.
- Grundvattendirektivet ställer krav på åtgärder för att förebygga och kontrollera föroreningar av grundvattnet inom EU.
- Industriutsläppsdirektivet (Direktivet om förebyggande och kontroll av industriföroreningar/IED) innehåller gränsvärden för utsläpp av kväve och fosfor-utsläpp samt bästa praxis för naturgödselhantering.

1.1 VATTENDIREKTIVET

Enligt artikel 4 i Vattendirektivet (WFD, 2000/60/EG) är det huvudsakliga målet att uppnå god yt- och grundvattenstatus. En god ytvattenstatus innebär att ytvattenförekomsten som minst uppnår god ekologisk status och god kemisk status. Det finns två huvudsakliga skyldigheter för EU:s medlemsländer: 1) att förhindra en försämring av statusen för alla ytvatten och grundvatten inom EU, och 2) att skydda, förbättra och återställa alla vattenförekomster för att uppnå ”god status” senast 2027.

Vattendirektivet slår fast att länderna bör utgå från naturens avgränsningar istället för administrativa avgränsningar för hur vatten rinner, detta gäller särskilt avrinningsområden, vattendistrikt och andra vattenförekomster. Ett centralt syfte med direktivet är att förhindra ytterligare försämring av statusen och att skydda och förbättra statusen för alla vatten. Uppfyllelse av direktivets syfte och mål avgörs huvudsakligen genom mätningar av vattenförekomsters status. ”Vattenförekomster” är därför de enheter används vid rapportering och bedömning för att säkerställa att direktivets viktigaste mål uppfylls.

Klassificeringen av vattenförekomster baseras på en bedömning av olika kvalitetsfaktorer. Vid bedömning av den ekologiska statusen/potentialen skall medlemsstaterna använda sig av en biologisk såväl som stödjande hydromorfologisk kvalitetsfaktor samt en fysisk och kemisk kvalitetsfaktor. När man bedömer den fysiska och kemiska kvalitetsfaktorn för hög status ska koncentrationerna för näringsämnen ligga inom det intervall som normalt förknippas med vattnets naturliga förutsättningar.

Klassifikationen ”God kemisk ytvattenstatus” innebär att ytvattnet har en kemisk status som uppfyller de mål för ytvatten som anges i artikel 4.1 a. Det innebär att ytvattenförekomsten inte får uppnå en kemisk status där koncentrationerna av föroreningar överstiger miljökvalitetsnormerna. Miljökvalitetsnormerna fastställs i bilaga IX, artikel 16.7 och annan relevant gemenskapslagstiftning som fastställer miljökvalitetsnormer på samhällsnivå. Dock betraktas varken kväve eller fosfor som föroreningar och därför regleras de inte i denna del eller i direktivet om miljökvalitetsnormer (2008/105/EG).

I ”Weserdomen” (2015) fastställde EG-domstolen hur målen i direktivet bör tolkas och tillämpas i enskilda tillståndsprocesser. Domstolen fastställde att alla mål i Vattendirektivet är rättsligt bindande och lika viktiga att följa (Weser-fallet, 2015). Konsekvensen är att nivån på vattenkvaliteten inte får minska i någon vattenförekomst.

Vattenförekomster och miljökvalitetsfaktorer fastställs på nationell basis. Till exempel finns cirka 23 800 ytvattenförekomster i Sverige, varav 66 procent är vattendrag, 31 procent är sjöar och 3 procent är kustvatten. Information om alla vattenförekomster i Sverige finns i en databas (VISS, 2021a) som innehåller miljöövervakningsdata, statusklassificeringar och de parametrar som bedömningen bygger på.

Ek och Persson (2016) har utvärderat genomförandet av vattendirektivet i Sverige och funnit att vattendirektivets kostnadseffektivitet utmanas av dess komplexitet. Även om direktivet betonar de ekonomiska styrmedlens roll möjliggör inte målen ekonomisk effektivitet. Flexibilitet är en nyckelfråga för kostnadseffektivitet och eftersom den svenska vattenförvaltningen huvudsakligen baseras på administrativa styrmedel är kostnadseffektiviteten sannolikt begränsad.

I följande text kommer det finns ett flertal hänvisningar till ”målet”. Hänvisningen gäller skyldigheten för EU-länderna att uppfylla kraven i artikel 4 i vattendirektivet samt metoden för att bedöma status, genom att övervaka miljökvalitetsfaktorerna.

1.2 HAVSMILJÖDIREKTIVET

Havsmiljödirektivet (MSFD, 2008/56/EG) syftar till att uppnå eller bibehålla en god miljöstatus i EU:s marina vatten. Direktivet innebär att partnerna i Helcom, som också är EU-medlemsländer, ska vidta nödvändiga åtgärder för att uppnå eller bibehålla en god miljöstatus för den marina miljön senast 2020 (artikel 1). Halter av näringsämnen, klorofyll A och löst syre är indikatorer som används för att bedöma målen för övergödning. Medlemsländerna måste följa en gemensam strategi som omfattar följande i sexåriga cykler:

1. Bedöma miljöstatus i sina havsområden
2. Definiera vad god miljöstatus är
3. Fastställa miljökvalitetsnormer och indikatorer
4. Ta fram program för övervakning av havsmiljön
5. Utveckla åtgärdsprogram för att uppnå eller bibehålla en god miljöstatus.

År 2015 tog Sverige fram ett åtgärdsprogram för att uppnå och bibehålla en god miljöstatus för den marina miljön fram till 2020. Programmet ska förnyas vart sjätte år och under 2021 håller åtgärdsprogrammet på att uppdateras och gälla för en andra period 2022–2027.

För parterna i Helcom (se avsnitt 1.5 Helcom), som också är EU-medlemsstater, finns en samordningsplattform för det regionala genomförandet av havsmiljödirektivet i Östersjön.

För Rysslands del ska skyddet och bevarandet av god miljöstatus förses av den ryska federationens maritima doktrin. Principerna för den nationella havspolitiken omfattar integrerad marin vetenskaplig forskning, utveckling av system för övervakning av den marina miljön och kustområdena samt skydd och bevarande av den marina miljön i Rysslands intresse. Efterlevnad av internationella skyldigheter och möjligheter till internationella samarbeten är viktiga faktorer för att nå doktrinens mål.

Havsmiljödirektivet omfattar Nordsjön och Östersjön, det vill säga både kustvatten och havsvatten, inklusive varje medlemsstats ekonomiska zon. Det innebär att havsmiljö- och vattendirektivet överlappar varandra geografiskt i det område som sträcker sig från kustlinjen till 1 sjömil utanför kustlinjen. Havsmiljödirektivet omfattar dock endast de aspekter av kustvattenkvalitet som inte omfattas av vattendirektivet. Enligt arbetsgrupperna för de två direktiven bör kustvattenförekomster ske delvis eller helt genom de åtgärder som ska vidtas enligt vattendirektivet (The European WFD Navigation Task Group and the Marine Strategy Navigation Group, 2010).

1.3 NITRATDIREKTIVET

Nitratdirektivet (ND, 91/676/EEG) syftar till att skydda vattenkvaliteten i EU genom att förhindra att nitrater från jordbruket förorenar mark- och ytvatten samt genom att främja användningen av goda jordbruksmetoder. Nitratdirektivet ses som en integrerad del av vattendirektivet och som ett viktigt regelverk för att skydda vatten från jordbrukets utsläpp av nitrater.

Enligt direktivet ska alla medlemsstater analysera nitrathalterna och näringsstatusen i vattnet.

Genomförandet av direktivet innehåller sex delar.

1. Identifiering av förorenat genom analyser av nitrathalter och näringsstatus i vattnet
2. Peka ut områden av mark med avrinning till förorenade vatten
3. Utarbeta riktlinjer för god jordbrukssed som skall genomföras av jordbrukare på frivillig basis
4. Upprätta specifika obligatoriska åtgärdsprogram för jordbrukare i nitratkänsliga områden
5. Begränsa användningen av kväve i gödsel
6. Medlemsstaterna måste rapportera om nitratkoncentrationer, övergödning, resultat av åtgärdsprogram, framtida trender och revideringar på fyra års sikt.

Det är viktigt att betona att nitratdirektivet för närvarande endast fastställer gränser för användningen av kväve (N), inte av fosfor (P). För att möta en grödas N-krav tenderar jordbrukare gödsla med 5–10 gånger grödans P-krav, vilket slutligen leder till förluster genom säsongsbetonad ytavrinning. EU:s nitratdirektiv reglerar således inte fosfor och många EU-

länder saknar nationell fosforlagstiftning som begränsar tillförseln av fosfor i jordbruket. Det saknas således en regional anpassning av användningen av fosfor inom jordbruket.

1.4 AVLOPPSDIREKTIVET

Direktivet om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse (91/271/EEG) syftar till att skydda miljön från skadlig inverkan till följd av utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse och utsläpp från vissa industrisektorer. Direktivet reglerar bland annat hopsamling, rening och utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse samt rening och utsläpp från vissa industrisektorer. Direktivet kräver också ett förhandsgodkännande för utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse, övervakning av reningsverkens och recipienternas prestanda, kontroll av bortskaffande och återanvändning av avloppsslam samt att renat avloppsvatten återanvänds när det är lämpligt.

1.5 HELCOMS AKTIONSPLAN FÖR ÖSTERSJÖN

År 1974 undertecknade Östersjöländerna konventionen om skydd av Östersjöområdets marina miljö (Helsingforskonventionen 1974). En ny Helsingforskonvention undertecknades i början av 1990-talet av kustländerna och EU. Överenskommelsen om den nya Helsingforskonventionen trädde i kraft år 2000 i syfte att upprätta ett ramverk för regionalt samarbete i Östersjön för att minska och förebygga föroreningar i regionen och främja återställandet av Östersjöns marina miljö. Helsingforskommissionen (Helcom) är en mellanstatlig organisation bestående av tio avtalsslutande parter: Danmark, Estland, Europeiska unionen, Finland, Tyskland, Lettland, Litauen, Polen, Ryssland och Sverige. Konventionen ingicks genom EU-rådets beslut och kompetensen är blandad/delad mellan EU och medlemsstaterna. Helcom ansvarar för genomförandet av konventionen, framtagande av rekommendationer till parterna, fastställande av kriterier och mål för föroreningsbekämpning och främjande av ytterligare åtgärder i samarbete med parternas nationella myndigheter.

Helcoms aktionsplan för Östersjön (Baltic Sea Action Plan) antogs 2007 och är ett regionalt åtgärdsprogram för en välmående marin miljö. Aktionsplanen innehåller ett system för att minska näringsämnen i den marina miljön och systemet innehåller två huvudkomponenter:

- Den maximala tillåtna tillförseln (Maximum Allowable Inputs, MAI) av näringsämnen anger vilken som är den högsta tillåtna nivån av tillförsel av vatten- och luftburet kväve och fosfor till Östersjöns olika bassänger. De tillåtna nivåerna har tagits fram för att nå målet om ett hav som inte är påverkat av övergödning.
- Landspecifika reduktions mål (Country-Allocated Reduction Targets, CART) som anger hur mycket näringstillförsel varje Helcom-land behöver minska, jämfört med referensperioden 1997–2003.

I den kommande aktionsplanen för Östersjön 2021 kommer Helcom att gå från att använda nuvarande utsläppsminskningsmål (CART) till att använda ett belastningstak för tillförsel av näringsämnen (Nutrient Input Ceilings, NIC). Fördelen med det nya systemet är att reduktionsmålen är förenliga med den maximala tillåtna tillförseln (MAI) och behöver inte jämföras med referensperioden (vilket innebär att reduktionsmålen inte behöver aktualiseras när historiska data uppdateras).

Det övergripande målet i aktionsplanen är att Östersjön ska vara i god ekologisk status 2021. Målet i den nuvarande aktionsplanen kommer dock inte att nås, men aktionsplanen har ändå gett goda resultat. År 2018 beslutade därför Helcom:s ministermöte att uppdatera aktionsplanen senast i slutet av 2021, vilket innebär en möjlighet att anpassa planen och överväga tidigare icke-adresserade utmaningar.

1.6 DEN GEMENSAMMA JORDBRUKSPOLITIKEN

I förslaget till EU:s framtida gemensamma jordbrukspolitik för 2021–2027 (EU-kommissionen, 2018), föreslås ett obligatoriskt verktyg för hantering av näringsämnen för att förbättra vattenkvaliteten. För att främja detta har ett verktyg för jordbrukare (Farm Sustainability Tool for Nutrients, FaST) utvecklats (EU-kommissionen, 2019a). Utöver de obligatoriska kraven kommer dessutom varje medlemsstat att utveckla miljöprogram för att stödja och/eller uppmuntra jordbrukare att iaktta jordbruksmetoder som gynnar klimatet och miljön.

1.7 GRUNDVATTENDIREKTIVET

Grundvattendirektivet (GWD, 2006/118/EG) specificerar åtgärder för att förebygga och eller förhindra utsläpp av föroreningar i grundvattnet och är dotterdirektiv till vattendirektivet. Grundvattendirektivet omfattar: A) kriterier för bedömning av kemisk grundvattenstatus, B) kriterier för identifiering av betydande och ihållande uppåtgående trender i föroreningar av grundvatten och fastställande av utgångspunkter för att vända dessa trender.

Tröskelvärden för att uppnå god kemisk status för grundvatten bör baseras på skyddet av grundvattenförekomsten, med beaktande av dess påverkan och samband med närliggande ytvatten, terrestra ekosystem och våtmarker. I praktiken innebär det att tröskelvärden kan fastställas på nationell nivå, på nivån för avrinningsdistriktet eller den del av det internationella avrinningsdistriktet som faller inom en medlemsstats territorium, eller på nivån med en grundvattenförekomst eller en grupp grundvattenförekomster.

Nitrater är en av två uppsättningar av kvalitetsnormer för grundvatten som används för att bedöma grundvattnets kemiska status. Den andra uppsättningen är bekämpningsmedel. Vid bedömning av nitrater bör det säkerställas att det finns skydd mot att vatten förorenas av nitrater från jordbruket. I vissa fall kan skyddet av grundvatten kräva en förändring av jordbruks- eller skogsbruksmetoder, vilket kan leda till inkomstbortfall. Det är emellertid upp till varje medlemsstat att besluta om prioriteringar och projekt för att säkerställa skyddsåtgärder för grundvatten. I vilket fall som helst bör kriterier fastställas för att övervaka utvecklingen av koncentrationer av föroreningar och för att fastställa utgångspunkten för trendåterföringen. Kriterierna bör ta hänsyn till sannolikheten för negativa effekter på anslutande akvatiska ekosystem eller beroende terrestra ekosystem.

2 TIDIGARE STUDIER KRING HANDELSSYSTEM I ÖSTERSJÖN

I detta kapitel sammanfattas resultaten från två tidigare studier kring handelssystem - en svensk studie som utvärderade potentialen för ett nationellt handelssystem och ett bredare initiativ från Helcom som undersökte möjligheter med ett internationellt handelssystem. Syftet är att skapa ett sammanhang för den aktuella utredningen och att dra lärdomar från tidigare studier. De fyra viktigaste lärdomarna är följande:

1. Miljömässig och ekonomisk effektivitet kan förbättras genom att fördela åtgärderna för att minska övergödningen bättre.
2. Även om det finns många rättsliga frågor som måste lösas innan full implementering är möjlig hindrar inte detta genomförandet av någon form av handelssystem,
3. Den regionala karaktären av näringsföroreningar och de lokala miljökvalitetskraven kräver att ett handelssystem utformas som kan hantera lokala mål
4. Intressenter i olika regioner och sektorer brukar ha starka åsikter om fördelningseffekterna av åtgärder för att reducera näringsämnen, vilket kan vara en utmaning när det gäller att skapa nationell och internationell acceptans. Ett framgångsrikt handelssystem måste utformas för att främja fördelningseffekter som kan få en gemensam acceptans.

2.1 TIDIGARE SVENSKA STUDIER

Mellan 2007 och 2013 genomfördes flera svenska studier för att utveckla ett nytt styrmedel baserat på handel med utsläppsrätter. Efter undertecknandet av aktionsplanen för Östersjön föreslog Naturvårdsverket ett nationellt avgiftssystem för kväve och fosfor i Sverige för att ta minska övergödningen i Östersjön och Nordsjön (Naturvårdsverket, 2008). Förslaget fokuserade på kommunal hantering av avloppsvatten och skogssektorn samt krävde att aktörer som överskred gränsvärdarna för utsläpp av kväve och fosfor skulle välja mellan att 1) minska sina utsläpp till under gränsen eller 2) att betala en avgift per utsläppsenhet som överskrider gränsen. Intäkterna skulle användas för att finansiera kompensationsåtgärder inom andra sektorer som inte regleras av utsläppsgränserna (till exempel åtgärder från andra diffusa källor inom jord- och vattenbruk, så som restaurering av våtmarker eller algskörd). I praktiken skulle nettofördelningseffekterna som avgiftssystemet medför innebära överföringar från sektorer med punktkällor till sektorer med diffusa källor.

I ett annat uppdrag vidareutvecklade Naturvårdsverket (2010) förslaget om avgiftssystemet till ett system med utsläppsrätter som tillåter handel med utsläppsrätter mellan punktkällor med utsläppsgränser. Naturvårdsverket (2010) bedömde att tillåtna kväve- och fosforbelastningar i miljötillstånd måste avlägsnas från bedömningsprocessen vid miljödomstolar för att inte undergräva kostnadseffektiviteten i det handelssystem med utsläppsrätter som kan användas. Naturvårdsverket (2010) slutsats var att det är oklart hur ett handelssystem skulle kunna fungera med målen i vattendirektivet och föreslog ytterligare studier.

Under 2010 motsatte sig Svenskt Vatten, branschorganisationen för Sveriges kommunala vattentjänsteföretag, det föreslagna handelssystemet med utsläppsrätter. Svenskt Vatten inledde en alternativ utredning (samfinansierad av staten) som genomfördes av IVL Svenska Miljöinstitutet. Utredningen föreslog ett avgiftssystem för att återbetala utsläpp av kväve och

fosfor (Olshammar, et al., 2012). Det föreslagna avgiftssystemet liknade kväveoxidavgifterna (NO_X-systemet) i den svenska industrisektorn för utsläpp av kväveoxid i luften, men justerad för att passa utsläpp av näringsämnen från avloppsreningsverk. Systemet innebar att anläggningar inom sektorn, med högre utsläppsnivåer än genomsnittet, skulle betala en avgift per utsläppsenhet. Intäkterna från avgiften skulle sedan användas till att finansiera anläggningar med lägre utsläppsnivåer än genomsnittet. Systemet skulle således innebära att betalningarna stannade kvar inom sektorn.

År 2010 följde den svenska regeringen Svenskt Vattens initiativ och tilldelade Naturvårdsverket ett tredje uppdrag för att undersöka flera ekonomiska styrmedel för att minska kväveutsläpp från svenska kommunala avloppsreningsverk, varav ett måste vara det avgiftssystem för återbetalning som föreslogs av Svenskt Vatten (Olshammar, et al., 2012).

Naturvårdsverket (2012) utformade och jämförde fem olika ekonomiska styrmedel för utsläpp av näringsämnen från kommunala avloppsreningsverk i Sverige: skatter, utsläppsrätter, handelskrediter (eller certifikat) i ett baseline-and-credit-system, skatte/subvention-hybrid och miljöavgift med återföring. Alla styrmedel har utvecklats och utformats för att korrigera för retention (retention avser hur mycket av en källas utsläpp som faktiskt når en given vattenförekomst nedströms). Dessutom syftar de ekonomiska styrmedlen till att bidra till att uppnå målet för Östersjöns aktionsplan i kustvatten inom högst sex år efter genomförandet. När det gäller ekonomisk modellering var handel med utsläppsrätter och handelskrediter de enda två ekonomiska styrmedlen i undersökningen, som med tillräcklig säkerhet, förutspåddes uppfylla BSAP-målet senast 2021. Anledningen var att båda var handelssystem med maximalt tillåtna belastningar, snarare än prisbaserade styrmedel som skatter eller subventioner.

Handel med belastningsminskningar föredrogs till sist framför handel med belastningar. Detta på grund av att handel med minskningar harmoniserar bättre med de utsläppsgränsvärden som fastställs i tillståndsprövningar i miljödomstolar, liksom de miljökvalitetsnormer som anges i Vattendirektivet. Dessutom innebar handeln med belastningsminskningar att diffusa källor lättare kunde inkluderas i framtiden (Naturvårdsverket, 2012).

År 2012 meddelade Svenskt Vatten att de tog tillbaka sitt tidigare förslag om miljöavgift med återföring för att istället stödja Naturvårdsverkets förslag om ett handelskreditsystem (2012). Den svenska regeringen hade då för avsikt att genomföra ett handelskreditsystem i Sverige. I förhandlingarna om aktionsplanen för Östersjön 2013 sänktes dock Sveriges mål för kvävereduktioner betydligt jämfört med de preliminära målen från 2007 (som handelssystemet utformades för). Efter detta bedömde man att det inte behövdes ett handelssystem för näringsämnen i Sverige eftersom det nya reduktionsmålet kunde uppnås med befintliga styrmedel.

2.2 STUDIE FRÅN 2008 OM HANDELSSYSTEM FÖR HELCOMLÄNDERNA

De svenska planerna på att införa ett nationellt handelssystem (som beskrevs ovan) för att uppnå målen i aktionsplanen för Östersjön var ganska unikt. På Östersjöskala analyserade Nordiska miljöfinansieringsbolaget (NEFCO) möjligheterna till ett utsläppstak och ett handelssystem för Helcomländerna. Arbetet inleddes 2007 och samordnades av Green Stream Network. Målen var 1) att utveckla en begreppsmässig ram för ett handelssystem för utsläppskvoter och utsläppskrediter och 2) att identifiera de viktigaste hindren och ytterligare

utvecklingsbehov som ett sådant system behöver för att kunna fungera nationellt och internationellt i Östersjöregionen.

Alla rättsliga aspekter analyserades i den första fasen av studien, inklusive dess förhållande till vattendirektivet, avloppsdirektivet och nitratdirektivet. Den slutliga rapporten drog slutsatsen att det finns ett behov av att skapa flexibla styrmedel för att kontrollera övergödningen i Östersjön och att nationella lagars och miljöavtals komplexitet inte hindrar utvecklingen av ett sådant system, i synnerhet inte för punktkällor (NEFCO, 2008). Rapporten konstaterar att nettonyttor kan uppnå genom ett väl utformat, miljömässigt och ekonomiskt effektivt handelssystem mot övergödning som samtidigt hjälper Helcomländerna att uppnå sina reduktionsmål. Rapporten identifierade också ett antal aspekter som bör beaktas innan ett handelssystem utvecklas:

- Den första tilldelningen av utsläppsrätter kan utnyttjas till att jämna ut nyttorna av förbättrad vattenkvalitet (störst i Sverige och Finland) och åtgärdsinsatserna (mest intensiva i Baltikum och Polen). Genom att tilldela fler rätter till de ekonomiskt svagare länderna kan fördelningen av nyttorna och kostnaderna bli mer rättvis. (Denna fråga diskuteras i del A i denna rapport).
- EU:s subsidiaritetsprincip innehåller riktlinjer för att införa lagstiftning på EU-nivå, och EU-lagstiftningens roll måste analyseras.
- Vikten av att beakta statsstödsregelverket inom EU.
- Behovet av att hitta eller skapa ett lämpligt rättsligt forum för Ryssland som är enda part utanför EU.
- Ett behov av att komma överens om marknadens omfattning, vilket kan påverkas av varierande åtgärdskostnader och befintligt regelverk för punktkällor (till exempel utsläppsgränsvärden och ”bästa tillgängliga teknik”).

Rapporten lades fram för Helcom och diskuterades vid ett möte i mars 2008. Det rapporterades att Sverige var positivt till idén, men däremot inte Tyskland och EU-kommissionen. Även om Tyskland välkomnade en diskussion om ämnet beslutade de att inget nationellt arbete skulle inledas i landet för att utveckla ett regelverk för handel med utsläppsrätter (Helcom, 2008). Tyskland ansåg bland annat att handelssystemet inte skulle kunna hantera övergödnings-”hotspots” och att det skulle kunna strida mot de rättsliga kraven i vattendirektivet och havsmiljödirektivet. Båda dessa frågor diskuteras ingående i denna rapport, inklusive ett specifikt förslag till handelssystem som utvecklades för att undvika de problem som Tyskland identifierade utan att försvaga effektiviteten som ett handelssystem erbjuder.

Systemet som föreslogs i NEFCO-rapporten förblev således en skrivbordsstudie fram till 2015 då den adresserades i ett projekt som leddes av John Nurminen Foundation och finansierades av Central Baltic Programme 2014–2020 . Projektet analyserade möjligheterna att ta de första stegen mot ett handelssystem i ett finskt sammanhang, inklusive pilotprojekt för att minska näringsbelastningen. Projektet kunde etablera ett system för neutralisering av föroreningar med hjälp av två verktyg – crowdfunding-verktyget Nutribute och John Nurminen

Foundations nätverk för att koppla ihop investerare som vill finansiera åtgärder med aktörer som söker finansiering för att genomföra åtgärderna.[1]

3 NATIONALEKONOMISK TEORI KOPPLAD TILL VATTENKVALITET

Detta kapitel syftar till att öka förståelsen för hur handelssystem för övergödning fungerar och riktar sig främst till personer med kunskaper i nationalekonomisk teori. Kapitlet är inte nödvändigt för att förstå rapporten eller de viktigaste slutsatserna.

Marint vatten är en gemensam resurs (på engelska kallat common-pool resource, CPR) vilket leder till typiska problem för kollektiva nyttigheter (på engelska public goods). Marina områden har använts som avfallsplats för övergödning och andra utsläpp. För individer, företag och samhällen är dessa föroreningar att betrakta som externa effekter. De orsakar miljöskada för samhället, men kostnaden bärs inte av den som orsakar den och beaktas därför inte vid deras beslut. Detta leder till överutsläpp, en ineffektivitet som kallas marknadsmisslyckande.

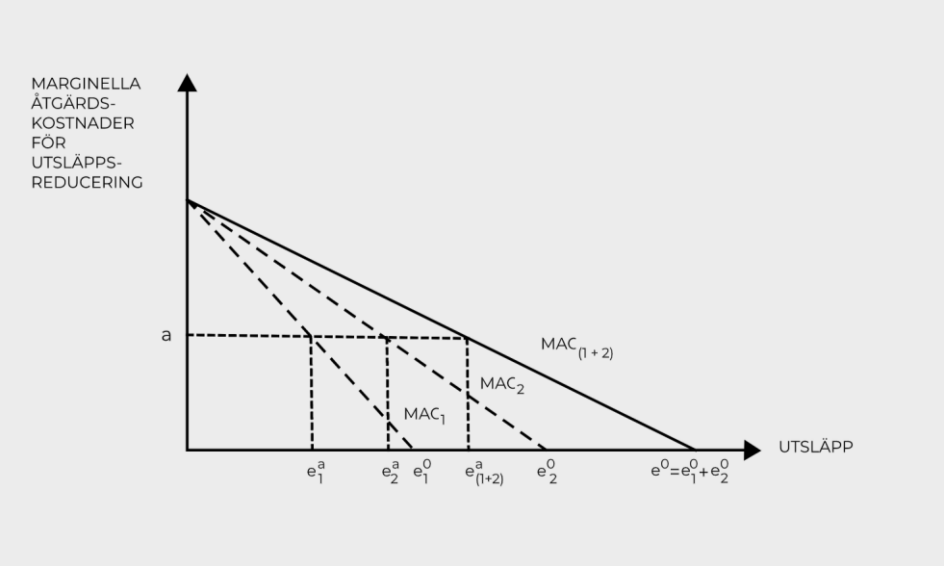
I en marknad utan regleringar kommer ett kostnadsminimerande företag inte att minska sina utsläpp. Detta på grund av att kostnaderna för att minska utsläppen ofta är stora jämfört med de miljöskador som drabbar företaget. Kostnaderna för utsläppsminskningar minimeras därmed när företaget inte genomför någon utsläppsminskning. Men kostnadsminimering för ett företag innebär inte samma sak som kostnadsminimering för samhället. Företag som försöker kontrollera sina utsläpp är dessutom utsatta för konkurrensnackdelar på grund av de högre produktionskostnader de står inför i och med att de försöker kontrollerar utsläppen. De utsätts för konkurrensnackdelar i förhållande till mindre samvetsgranna konkurrenter som kan vara belägna i andra länder med mindre stringenta miljöbestämmelser. En fri marknad leder alltså inte bara till att regleringen av utsläpp blir ineffektiv eller inte görs alls, utan straffar också företag som försöker minska sina utsläpp. Detta motiverar ett statligt ingripande för att säkerställa kontroll av utsläppen.

I detta kapitel beskrivs kostnadseffektiva sätt att fördela mål för utsläppsminskningar mellan företag med olika kostnader för att minska utsläppen. I kapitlet diskuteras också alternativa styrmedel som kan användas för att uppnå målen och hur dessa styrmedel skiljer sig från varandra i termer av kostnader och effekt på miljön. Slutligen diskuteras hur styrmedel kan hantera ändrade miljömässiga, ekonomiska och tekniska förutsättningar.

3.1 KOSTNADSEFFEKTIVITET

Insatserna för utsläppsregleringar bör fördelas mellan förorenarna så att det valda miljömålet uppnås till lägsta möjliga totala samhällskostnad, det vill säga på ett kostnadseffektivt sätt. Om kostnadseffektivitet inte uppnås innebär det antingen att de totala kostnaderna kan minskas genom att det valda miljömålet bibehålls eller att en högre nivå av miljökvalitet kan uppnås till samma kostnad. Låt oss diskutera konceptet med hjälp av ett diagram som visar marginalkostnaden för två företag (utsläppskällor) (Figur 3.1).

1 Verktyget Nutribute finns på : http://www.nutribute.org/. Den har finansierat olika näringsverksamheter i Finland. Förteckningen över aktiva källor till finansiering av trängsel finns på http://www.nutribute.org/#archive-tab.



Figur 3.1 Kostnadseffektiv fördelning av utsläpp och utsläppsminskningar mellan två utsläppskällor med olika marginalkostnader (marginal abatement cost - MAC).

De streckade kurvorna (MAC_1 och MAC_2) representerar de företagsspecifika kostnadskurvorna, medan $MAC_{(1+2)}$ representerar den aggregerade kostnaden. Den horisontella axeln anger utsläppsnivån och den vertikala axeln betecknar marginella åtgärdskostnader för utsläppsminskning. De kan lika väl förstås som marginella besparingar från avvärjda utsläppsminskningar (full utsläppsnivå = alla kostnader undviks = marginalkostnaden är noll).

De två företagen i Figur 3.1 har olika alternativ för att kontrollera mängden utsläpp och har därför olika marginalkostnader för att minska utsläppen. Detta återspeglas i de olika lutningarna på företagsspecifika kostnadskurvorna MAC_1 och MAC_2. Den aggregerade marginella åtgärdskostnaden $MAC_{(1+2)}$ anger de marginalkostnader som är förknippade med en given total utsläppsnivå för de två företagen.

Det val som ger lägst kostnad för företag 1 är att släppa ut mängden e_1^0, det vill säga att inte göra någon utsläppsminskning. På motsvarande sätt är den lägsta kostnaden för utsläpp från företag 2 e_2^0. I en icke-reglerad marknadslösning är den totala utsläppsnivån som de två företagen genererar $e^0 = e_1^0 + e_2^0$.

Anta nu att samhället erkänner miljöskadorna och inser att genom att minska den totala utsläppsnivån till $e_{(1+2)}^a$ så kommer miljömålet att uppnås. Vilket är då den kostnadsminimerande fördelningen av minskningarna mellan de två företagen? Fördelningen hittas genom att de två företagens marginella åtgärdskostnader jämkas till kostnad ***a***. Detta görs genom att företag 1 får släppa ut e_1^a och företag 2 får släppa ut e_2^a. Varje förändring av utsläppsandelarna vid denna skulle öka kostnaderna för utsläppsminskningar för ett företag mer än de minskar kostnaderna för det andra. Alternativt skulle varje förändring som behöll den totala utsläppsnivån öka de totala kostnaderna. Detta är en grafisk representation av den generella regeln för kostnadseffektivitet: Kostnaden för att uppnå en viss utsläppsminskning kommer att minimeras om och endast om de marginella åtgärdskostnaderna jämställs för alla företag. Regeln kan expanderas till att omfatta flera källor.

Det är viktigt att inse att den kostnadseffektiva lösningen kanske inte anses vara en ”rättvis” ansvarsfördelning mellan aktörerna. Rättvisefrågorna uppstår dock endast om det inte finns någon mekanism som garanterar att de som gör en utsläppsminskning

kompenseras. Med andra ord tjänar ett företag med höga kostnader för att minska sina utsläpp på att finansiera billigare åtgärder i en annan sektor eller i ett annat företag, i stället för att minska samma mängd föroreningar vid sin egen anläggning.

3.2 STYRMEDEL FÖR KOSTNADSEFFEKTIV ALLOKERING AV UTSLÄPPSMINSKNINGAR

Det finns flera sätt för myndigheter att försöka inducera de önskade minskningsnivåerna. I princip kan de delas upp i två typer: administrativa och ekonomiska styrmedel. Ett administrativt styrmedel är en direkt reglering av en bransch eller verksamhet genom lagstiftning som anger vad som är tillåtet och vad som är olagligt. Detta kan omfatta krav på att aktören ska använda bästa tillgängliga teknik eller i lagstiftningen fastställda exakta gränsvärden för utsläpp. Ekonomiska styrmedel, till exempel skatter eller handelssystem, gör så att miljökostnader och miljöfördelar inkluderas i hushållens och företagens budgetar för att skapa incitament för att minska utsläppen.

Kontroll av utsläpp som leder till luftföroreningar har upplevt en våg av nyligen genomförda reformer som har förbättrat processen och gjort den mer kostnadseffektiv, men det finns få paralleller för reglering av vattenföroreningar. Styrmedel ämnade för att sanera vattendrag och sjöar har huvudsakligen grundats på reglering av kommunala avloppsreningsverk och industrikällor, en strategi som har lidit av förseningar och höga kostnader. Skatter och handelssystem är mer flexibla och kostnadseffektiva både i dynamisk och statisk bemärkelse. Nya avrinningsområdesbaserade handelssystem får nu ökad uppmärksamhet.

Den billigaste åtgärden (per utsläppsenhet) kommer att skilja sig mycket åt, inte bara mellan branscher utan även för anläggningar inom samma bransch. Valet av den billigaste åtgärden kräver detaljerad information om de potentiella åtgärderna och deras kostnader. I allmänhet kan anläggningschefer inhämta denna information när det ligger i deras intresse att göra det. De myndigheter som ansvarar för att uppfylla utsläppsmålen kommer dock sannolikt inte att ha denna information, vilket gör det svårt att utjämna de marginella åtgärdskostnaderna för alla utsläppare.

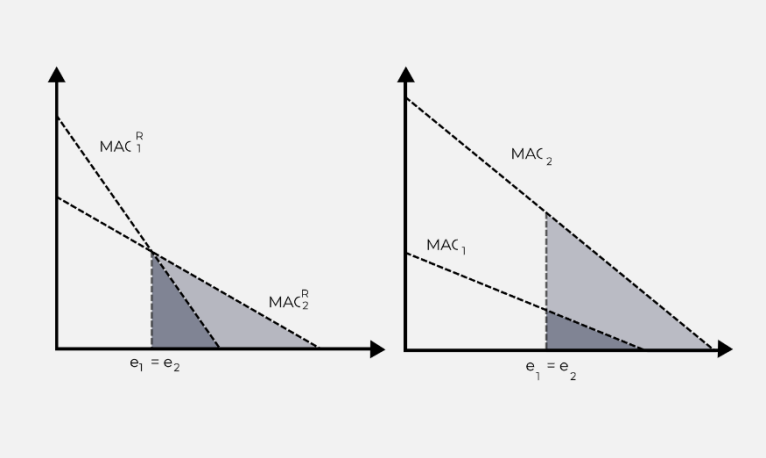
En lösning på detta problem är att införa en rättslig gräns för den mängd utsläpp som varje källa tillåts släppa ut. Om gränsen valdes exakt på utsläppsnivån där de marginella åtgärdskostnaderna är lika för alla utsläppskällor så kommer effektivitet att uppnås för dessa källor. Om man inte känner till åtgärdskostnadskurvorna kan en sådan fördelning dock inte uppnås.

Ett annat tillvägagångssätt är därför att fastställa ett pris på utsläpp, antingen genom att införa en skatt eller avgift på utsläpp, eller genom att skapa en marknad för utsläppen. Det senare genererar automatiskt ett pris på utsläpp, som drivs av en utbudsbrist av utsläppsrätter i förhållande till deras efterfrågan. De företag som är verksamma på marknaden för utsläppsrätter reagerar på olika prisnivåer vilket ger en kostnadseffektiv fördelning av utsläppen på marknaden (och därmed minskning). En skatt skulle kräva en trial-and-error process innan man kan hitta rätt föroreningsnivå.

Följande figurer analyserar hur administrativa styrmedel (Figur 3.2), miljöskatter (Figur 3.3) och handel med utsläppsrätter (Figur 3.4) lyckas minska utsläppen och hålla kostnaderna nere när ansvarig myndighet har fel information om företagens kostnader för utsläppsminskningar. I var och en av figurerna representerar den vänstra panelen de marginella åtgärdskostnadskurvor som lagstiftaren förutser och det är enligt dessa som

styrmedlen fastställs. Panelerna till höger representerar de faktiska marginella åtgärdskostnadskurvorna enligt vilka företagen fattar sina beslut om att minska kostnaderna.

Figur 3.2 representerar regleringen genom administrativa styrmedel. Återigen finns det två förorenande företag. Den vänstra panelen visar lagstiftarens uppfattning om de marginella åtgärdskostnaderna och den högra visar de faktiska kostnaderna som endast företagen känner till. Efter noggrann analys, politisk kamp, eller både och, kommer lagstiftaren fram till slutsatsen att den önskvärda föroreningsnivån i samhället är $e = e_1 + e_2$. Samtidigt visar det sig att den kostnadseffektiva fördelningen är att tillåta båda företagen att släppa ut lika mycket: $e_1 = e_2$. Det vill säga, de båda företagen är skyldiga att minska utsläppen från sin ursprungliga nivå fram till denna punkt. Eftersom det ursprungliga utsläppet från företag 2 är högre, minskar de sina utsläpp mer än företag 1. De totala kostnaderna för att minska utsläppen anges av de ljusa och mörka trianglarna under marginalkostnadskurvorna.



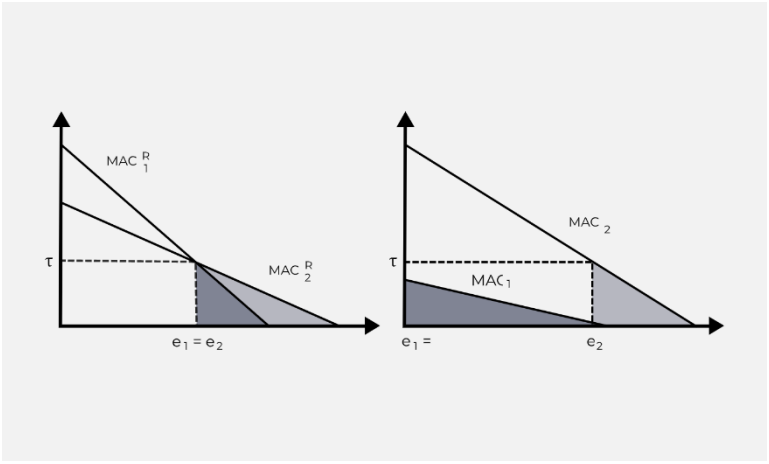
Figur 3.2 Effekten av ofullständig information på de totala kostnaderna för att minska utsläpp vid användning av administrativa styrmedel. Enhetliga utsläppsnormer fastställs enligt uppfattade MAC-kurvor till vänster, företagens faktiska kurvor är till höger. Utsläppsmålen uppnås men kostnaderna är onödigt höga.

Lagstiftaren utfärdar miljötillstånd som endast tillåter föroreningar upp till nivån $e_1 = e_2$, oavsett minskningskostnaderna. Detta kommer också att vara den nivå vid vilken de kostnadsminimerade företagen kommer att förorena, de kommer inte att göra någon extra utsläppsminskning.

Den högra panelen visar att administrativa styrmedel uppnår den önskade totala utsläppsnivån. De totala kostnaderna för utsläppsminskningar skiljer sig dock från de avsedda. Om lagstiftarens uppfattning om marginalkostnaderna för utsläppsminskningar (den vänstra panelen) var korrekt skulle lösningen vara kostnadseffektiv. Eftersom uppfattningen är inkorrekt är summan av de totala kostnaderna för utsläppsminskningar för de två företagen mycket högre än för en kostnadseffektiv lösning.

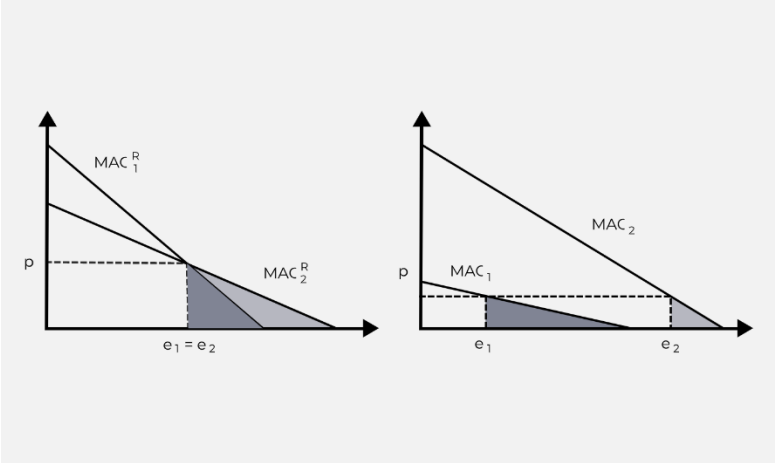
Figur 3.3 visar samma situation, men lagstiftarens val här är att utfärda en miljöskatt. I arbetet med de uppfattade marginella åtgärdskostnadskurvorna till vänster fastställer lagstiftaren skatten till τ. Om informationen var korrekt skulle resultatet vara identiskt med den administrativa styrmedelslösningen. Men den faktiska effekten av skattesatsen kommer att skilja sig från scenariot med ett administrativt styrmedel: Företag 1 finner det billigare att minska alla utsläpp till noll än att betala miljöskatt. Företag 2 har högre utsläpp de skulle ha vid ett administrativt styrmedel. Två typiska iakttagelser i samband med en sådan skatt är: 1)

de totala kostnaderna för att minska utsläppen är mindre än under ett administrativt styrmedel och 2) de totala utsläppen är inte vad lagstiftaren förväntade sig. I detta fall är de totala utsläppen lägre än under ett administrativt styrmedel. Om lagstiftaren skulle ha fel åt andra hållet skulle utsläppsnivåerna bli för höga. I vilket fall som helst är den totala utsläppsminskningsnivån osäker. Naturligtvis kan lagstiftaren korrigera skatten när de har observerat det oönskade resultatet.



Figur 3.3 Effekten av ofullständig information på de totala kostnaderna för att minska utsläppen när skatter används. Skatten fastställs enligt uppfattade MAC-kurvor till vänster, företagens reaktioner följer de faktiska kurvorna till höger. Utsläppsmålen uppnås inte, men kostnaderna är lägre än vid administrativa styrmedel.

Figur 3.4 illustrerar hur ett handelssystem skulle reagera på felaktig information gällande kostnaderna för utsläppsminskningar. Inledningsvis skulle lagstiftaren utfärda ett totalt antal utsläppsrätter E och allokera dem till företag 1 och 2. Observera att den ursprungliga fördelningen (det vill säga hur många utsläppsrätter som ska ges och vilka företag som får dem) inte spelar någon roll så länge handel är tillåten. Återigen visar den vänstra panelen lagstiftarens förväntade utfall och den högra panelen det faktiska utfallet.



Figur 3.4 Effekten av ofullständig information på de totala kostnaderna och utsläppen när ett handelssystem används. Totalt antal utsläppsrätter väljs av lagstiftaren (utnyttjandes de uppfattade MAC-kurvorna till vänster), företagens reaktioner genererar ett marknadspris p och företagens utsläpp följer priset. Utsläppsmålen uppnås till lägsta möjliga kostnad.

Jämviktspriset för en utsläppsrätt anges av p. Det är ett resultat av de båda företagens transaktioner och bestäms inte av lagstiftaren. Det är priset för den senaste transaktionen. Den

vänstra panelen är identisk med ovanstående fall. Den högra panelen visar emellertid ett handelssystems två viktigaste egenskaper: 1) $E = e_1 + e_2$ och 2) den totala utsläppsnivån uppnås till lägsta möjliga totala kostnad. Dessa två villkor gäller generellt för handel och är det huvudsakliga skälet till att ekonomer föredrar handelssystem när det kommer till regleringar av utsläpp.

I praktiken finns det inget sätt för en tillsynsmyndighet att känna till den optimala skattenivån innan den testas. Ett handelssystem är således ett alternativ där kostnadsminimering kan uppnås utan att en trial-and-error process behöver gås igenom.

Följande resultat (som sammanfattar figurerna ovan) gäller oavsett antal företag, givet en perfekt konkurrensmarknad och att miljöskadorna som orsakas av utsläppen är homogena: (1) administrativa styrmedel kommer att leda till den förutbestämda mängden utsläpp men till potentiellt högre kostnader än något annat styrmedel; (2) en skatt (eller subvention) kommer att leda till den lägsta kostnadslösningen för en given total utsläppsmängd som är osäker; 3) utsläppsrättigheter som kan handlas mellan reglerade parter kommer att resultera i den lägsta möjliga kostnaden och en känd total utsläppsmängd.

En stor skillnad mellan skatter och avgifter och ett handelssystem med utsläppsrätter är hur dessa två system reagerar på förändringar i externa faktorer. Detta är viktigt eftersom byråkratiska förfaranden ofta är tröga och styrmedelsförändringar vanligtvis sker långsamt. Tre omständigheter är värda att beakta:

- Antal utsläppskällor. Om antalet utsläppskällor skulle öka i ett handelssystem skulle även efterfrågan på utsläppsrätter öka. Givet ett fast utbud av utsläppsrätter skulle priset stiga, men utsläppen skulle förbli oförändrade. Å andra sidan skulle skattenivån eller avgiftsnivån inte ändras enligt detta scenario med nya källor (om lagstiftaren inte ändrar dessa), vilket innebär att de totala utsläppen kommer att öka till följd av ekonomisk tillväxt. Därför skulle nya källor leda till en försämring av miljön. Kostnaderna för att minska utsläppen skulle öka, eftersom de kostnader som de nya källorna betalar måste beaktas, men med lägre belopp än med ett handelssystem, på grund av den lägre utsläppsminskningen. Om ekonomin växer ser utsläppsrätterna således till att utsläppen inte ökar, eftersom nya rätter inte utfärdas när nya utsläppskällor tillkommer.

- Inflationen skulle automatiskt leda till högre priser på utsläppsrätter i ett handelssystem, men med ett skatte- eller avgiftssystem skulle det leda till en lägre grad av utsläppsreglering. Den reala skatten eller avgiften (den nominella skatten eller avgiften justerad för inflation) sjunker med inflationen om den nominella skatten eller avgiften förblir densamma. För att lösa problemet måste skattenivå respektive avgiftsnivå årligen justeras för inflation.

- Tekniska framsteg. Man bör inte dra slutsatsen att skatter och avgifter alltid kommer att leda till mer utsläpp än ett handelssystem. Anta till exempel att tekniska framsteg i att utforma utrustning för utsläppsminskning skulle leda till att de marginella åtgärdskostnaderna för att minska utsläppen minskar. Med ett handelssystem skulle detta leda till lägre priser och lägre kostnader för att minska utsläppen, men samma samlade grad av föroreningskontroll. Med ett skatte- eller avgiftssystem skulle utsläppsminskningarna öka.

DEL A: FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR ETT HANDELSSYSTEM - TEORI, ERFARENHET OCH LÄRDOMAR

I denna del av rapporten undersöks förutsättningarna för ett handelssystem för övergödning i Östersjöregionen ur en teoretisk synvinkel. Det innehåller också empiriska erfarenheter från befintliga system runt om i världen. Avslutningsvis föreslås en utformning av handelssystemet.

- I kapitel 4 presenteras för- och nackdelar med ett handelssystem för näringsbelastningar i Östersjön
- Kapitel 5 beskriver vad ett handelssystem är och olika typer av system
- I kapitel 6 diskuteras olika överväganden vid utformningen av handelssystemet
- I kapitel 7 diskuteras hur ett handelssystem kan utformas för att ta hänsyn till olika lokala mål enligt internationell lagstiftning
- Kapitel 8 ger en internationell översikt över befintliga handelssystem för näringsämnen
- Kapitel 9 identifierar och beskriver potentiella köpare och säljare i Östersjöregionen
- Kapitel 10 avslutas med en sammanfattning av förutsättningar för ett handelssystem för näringsämnen i Östersjön

4 FÖRDELAR OCH UTMANINGAR MED ETT HANDELSSYSTEM FÖR NÄRINGSÄMNEN

Syftet med ett handelssystem för näringsämnen är att förbättra miljöeffektiviteten och den ekonomiska effektiviteten i de styrmedel som syftar till att bekämpa övergödning. Nedan belyser vi fördelarna och utmaningarna med ett handelssystem för näringsämnen.

4.1 FÖRDELAR MED ETT HANDELSSYSTEM FÖR NÄRINGSÄMNEN

För det första bidrar ett handelssystem till att lösa två huvudsakliga problem vid genomförandet av BSAP - stora utsläpp från jordbrukssektorn och höga åtgärdskostnader. Kostnaderna för att uppnå vattenkvalitetsmålen är höga, t.ex. uppskattas kostnaden för genomförandet av förvaltningsplanerna 2021–2027, inom EU:s vattendirektiv, till 4,8 miljarder euro (Vattenmyndigheterna, 2020a). Andra länder såsom Estland har också uppskattat att befintliga åtgärder för att uppnå vattenkvalitetsmålen innebär betydande kostnader. Jämfört med direkta regleringar av utsläpp eller belastningar är ett handelssystem ett mer effektivt styrmedel eftersom reduktioner kan uppnås med större målprecision och till lägre total åtgärdskostnad för samhället. Det senare blir möjligt eftersom källor med lägre åtgärdskostnader tillåts generera utsläppsrätter (eller certifikat, se kapitel 5) för att sedan sälja rätterna till aktörer med högre åtgärdskostnader. Systemet kan också inkludera aktörer som inte bidrar till utsläpp, utan bidrar med finansiering eller åtgärder för att minska utsläppen. Ett handelssystem kan även hantera belastningar från flera olika sektorer. Tidigare har mycket fokus (och mycket av framstegen) legat på att kontrollera punktkällor (exempelvis reningsverk) medan diffusa källor (exempelvis jordbruk) har fått relativt liten uppmärksamhet. I dagsläget består över hälften av utsläppen från Östersjöländerna av diffusa källor, samtidigt som det är mer kostnadseffektivt att reducera utsläppen från diffusa källor än från punktkällor (Gyllström, et al., 2016, pp. 68-). Ett handelssystem för näringsämnen ger möjlighet att fördela utsläppsreduktioner (och kostnader) för både reningsverk och jordbruk, vilket är viktigt eftersom vattendirektivet saknar möjligheter att direkt påverka ländernas jordbrukspolitik.

För det andra kan de uppkomma oenigheter mellan länderna inom Helcom om vad som är en rättvis fördelning av kostnaderna för åtgärder mot övergödningen. Även om allokeringen av nationella mål för att reducera utsläpp inom BSAP möjliggör ett flexibelt genomförande av åtgärder, tar de inte hänsyn till ekonomiska skillnader mellan länderna. Exempelvis har de länderna med relativt lägre BNP per capita, Ryssland och Polen, de mest ambitiösa reduktionsmålen och får därmed stå för den största kostnaden. Ett handelssystem möjliggör för länderna att fördela kostnaderna, både över tid och rum, för att ge länderna större flexibilitet att uppnå sina mål. Savitri (2019) betonar vikten av att beakta ekonomiska skillnader när man utvecklar styrmedel för att ta minska övergödningen och föreslår att ett handelssystem för näringsämnen bör användas för att minska implementeringskostnaderna för länder med lägre inkomst.

Till sist sätter ett handelssystem för näringsämnen ett pris på utsläpp, vilket gör det dyrare att generera utsläpp och skapar incitament att minska utsläppen och att kompensera för deras negativa effekter. Detta kan leda till spin-off-effekter såsom ökade incitament för aktörer att sälja teknik som reducerar utsläpp eller kompensera för utsläpp med t.ex. våtmarker. Till skillnad från skatter som också gör det dyrare att släppa ut ger ett handelssystem möjligheten att inkludera aktörer från andra sektorer via kompensationsåtgärder. Att inkludera kompensationsåtgärder är ett sätt att ge externa aktörer incitament att bidra till att nå målen.

Kompensationsåtgärder kan kopplas till antingen en produktionsprocess där näringsämnen används som insatsvaror (exempelvis produktion av blåmusslor) eller miljöåtgärder såsom algodlingar. Genom att ge andra aktörer såsom miljöorganisationer eller teknikföretag incitament att delta på marknaden kan ett handelssystem ge ett inflöde av finansiellt kapital. Detta kan minska eller ersätta offentliga investeringar i åtgärder som syftar till att minska övergödningen. Det genererar också ekonomisk aktivitet och sysselsättningsmöjligheter. Det bör dock noteras att liknande incitament kan genereras med andra styrmedel genom att till exempel använda skatteintäkter till detta. Men ett handelssystem är bättre på att skapa kompensationsåtgärder, förutsatt att de är inkluderade i handelssystemet

4.2 UTMANINGAR MED ETT SYSTEM FÖR HANDEL MED NÄRINGSÄMNEN

Det finns naturligtvis utmaningar och risker med att etablera ett framtida handelssystem. Vi lyfter fram fyra utmaningar nedan, som behandlas mer detaljerat i del A.

För det första kan ett inrättande av ett handelssystem innebära ökade administrativa kostnader. Dessa kostnader beror delvis på det faktum att de nio Östersjöländerna har oberoende jurisdiktioner men också på att harmonisering krävs med EU-direktiv (relevant för åtta av länderna). Det är utmanande och kostsamt att inrätta ett handelssystem för ett enda land (exempelvis är ny och reviderad lagstiftning både tidskrävande och en kostsam). Effektivitetsvinsterna från ett framtida handelssystem bör därför uppväga dessa totala administrativa kostnader (det är dock viktigt att skilja mellan administrativa kostnader för att inrätta systemet och kostnader för att driva systemet – det finns ingen anledning att tro att kostnader för att driva systemet kommer att vara mer betungande än att driva redan befintliga system).

För det andra är det viktigt att skapa ett framtida handelssystem som inkluderar jordbrukskällor, särskilt stora djuranläggningar och deras gödselhantering. Helcomländerna (exkl. Ryssland) har cirka 21 miljoner boskapsenheter (Niskanen, et al., 2020). Att införa nya regler för jordbruket är svårt på grund av det övergripande stödsystemet som den gemensamma jordbrukspolitiken (CAP) bidrar med, vilket finansierar miljöåtgärder inom jordbruket. Eftersom finansiering till jordbruk inte kan kompenseras från andra källor än den gemensamma jordbrukspolitiken, är det osäkert om ett framtida handelssystem kan inkludera aktörer som finansierar miljöåtgärder. Å andra sidan visar det nederländska handelssystemet för fosfor att det är möjligt att generera effektiva handelssystem även inom ramen för den gemensamma jordbrukspolitiken.

Den tredje potentiella utmaningen när man utformar ett handelssystem är problemet med små marknader. Det finns exempel på system där aktörer har valt att genomföra nödvändiga åtgärder för att undvika handel i handelssystemet (se t.ex. Lake Dillons handelssystem). Å andra sidan visar systemet i Long Island Sound att man genom en korrekt utformning av handelsreglerna kan skapa en levande marknad. Det finns också en risk för strategiskt beteende från reglerade aktörer - kommer de att förlita sig på utsläppsmarknader när de fattar sina investeringsbeslut, vars tidpunkt och omfattning så småningom avgör utbud och efterfrågan på utsläppsrätter ett visst år? Om aktörerna förväntar sig en risk för att ha låg (eller obefintlig) handelsaktivitet på marknaden kan de helt enkelt välja att optimera investeringar i sin egen utsläppsminskning utan att generera extra utsläppsrätter för att sälja eller skjuta upp investeringar för att generera efterfrågan. Detta kan beskrivas som den endogena eller strategiska risken för att hamna på för tunna marknader. Den ekonomiska litteraturen är begränsad när det gäller detta. Ett förebyggande tillvägagångssätt skulle kanske vara att enligt

design överbetona behovet av att skapa en stor marknad eller att införa ett ambient handelssystem med korta handelsperioder (se kapitel 7) som får hög handelsaktivet eftersom portföljer av ett större antal rätter, snarare än enskilda rätter, handlas i varje transaktion. I ett sådant system kan egentligen låga handelsaktiviteter bara uppkomma till följd av att antalet aktörer är lågt.

Slutligen finns det en utmaning gällande politisk acceptans, framförallt motstånd från sektorer som inte behöver betala för utsläpp eller får bidrag för sin verksamhet. Resurser kommer att krävas för att bedriva en informations- och kommunikationsverksamhet i syfte att motverka felaktig information eftersom bristen på förståelse för ett handelssystem sannolikt kommer att öka motståndet.

I del A tas hänsyn till dessa nyttor och risker som ett handelssystem för näringsbelastning kan innebära för att uppnå målen i aktionsplanen för Östersjön. I följande kapitel beskrivs ett handelssystem, hur det fungerar och viktiga aspekter att tänka på vid utformningen.

5 VAD ÄR ETT HANDELSSYSTEM?

Handelssystem med utsläppsrätter (t.ex. EU:s utsläppshandelssystem för växthusgaser) är marknadsbaserade styrmedel som skapar incitament för att minska utsläpp där det är mest kostnadseffektivt. I de flesta handelssystem anger lagstiftaren en maximal tillåten mängd utsläpp i ett specifikt område eller i en eller flera sektorer som kallas för ett tak. Därefter utfärdar lagstiftaren ett lika stort antal utsläppsrätter som sedan allokeras eller auktioneras ut till de inkluderade källorna. Källorna har sedan möjligheten att köpa och sälja utsläppsrätter med varandra, vilket resulterar i att den maximalt tillåtna utsläppsmängden (taket) uppnås genom att källorna gör utsläppsminskningar där det är mest kostnadseffektivt.

I ett handelssystem hamnar utsläppsminskningar automatiskt på källorna med lägst kostnader. Alla källor möter dock lika sort ekonomiskt incitament att minska utsläppen genom att antingen ådra sig marginella åtgärdskostnader eller att finansiera andra källors utsläppsminskning genom att köpa utsläppsrätter. Varje källa betalar så småningom ett marknadspris för de sista minskningsåtgärderna. Detta säkerställer att utsläppsminskningar görs till lägsta möjliga kostnad. Kvantitetsgränsen (taket) säkerställer även att aktörernas aggregerade utsläpp inte överskrider den maximalt tillåtna nivå som bestäms initialt.

Den andra uppenbara fördelen med ett handelssystem är att det stöder innovationer. Metoder för utsläppsminskning är inte alltid förutbestämda. Tvärtom skapas en strävan mot effektivare och billigare utsläppsminskningar hos företagen vilket gör att ett handelssystem ständigt bidrar med incitament för innovation. Innovation drivs även inom samspelet mellan politik och forskning när kraven höjs på modeller som beskriver samband mellan diffusa utsläpp och belastning. Om diffusa utsläppskällor ska ingå i systemet måste nämligen modeller som kvantifierar reduktionsåtgärdernas inverkan på eventuella näringsbelastningar utvecklas. En sådan utveckling skulle även gynna andra typer av styrmedel även om ett handelssystem genererar de mest transparenta incitamenten till att faktiskt utveckla och förbättra dessa modeller. Ett handelssystem med dess ekonomiska incitament frigör i högre grad de innovativa krafterna hos de aktörer som också har bäst kunskap om sina system.

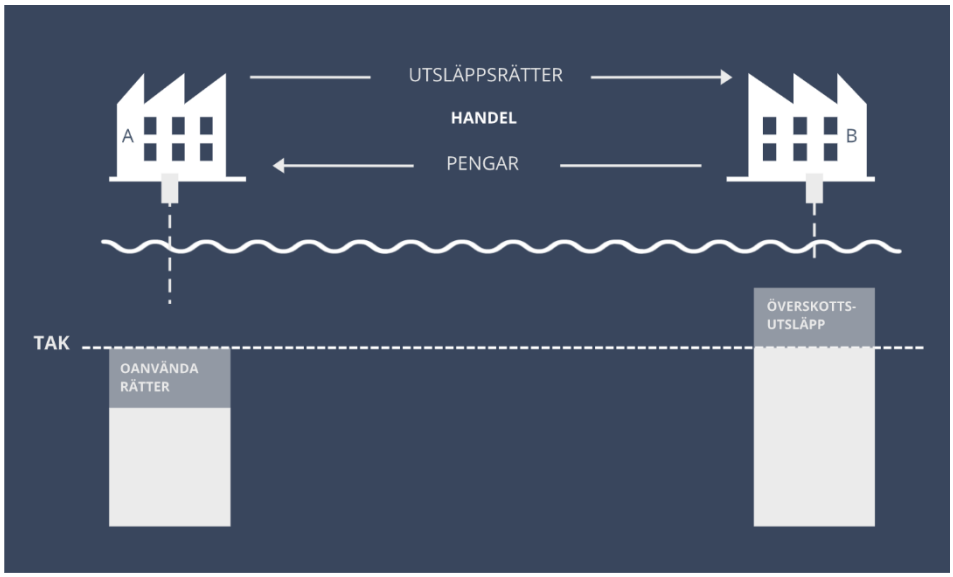
I allmänhet finns det huvudsakligen två typer av handelssystem: cap-and-trade och baseline-and-credit. I ett system med cap-and-trade finns det ett gränsvärde/tak för totala utsläpp från reglerade källor. Varje källa får ett antal utsläppsrätter som kan säljas eller användas. I ett system med baseline-and-credit finns det inget tak, men källorna måste istället följa en

basnivå som utgörs av individuella kvoter. Källor som minskar sina utsläpp mer än sina kvoter genererar "krediter" (eller certifikat) som kan säljas till andra källor som överstiger sina egna kvoter.

I det här kapitlet beskrivs hur dessa system fungerar när det finns ett enda gränsvärde/tak för alla källor i systemet som till exempel i EU:s ETS-system. I kapitel 7 beskrivs handelssystem med flera lokala tak eller kvoter, vilket behövs inom handelssystem för näringsbelastningar när lokala miljökvalitetsnormer ska nås.

5.1 CAP-AND-TRADE

I ett system med cap-and-trade möts alla källor av en kollektiv begränsning av sina utsläpp (gränsvärdet/taket) och tilldelas eller köper utsläppsrätter. Varje utsläppsrätt tillåter en specifik tillåten mängd utsläpp (t.ex. 1 ton eller 1 kg). Lagstiftaren utfärdar det totala antalet utsläppsrätter som krävs för att producera en önskad utsläppsnivå. Dessa utsläppsrätter kan sedan fördelas mellan källorna antingen genom att auktionera bort dem eller genom att direkt tilldela dessa kostnadsfritt till källor. Oavsett hur utsläppsrätterna fördelas initialt är de fritt överlåtbara; de kan köpas och säljas. En aktör som släpper ut mer än sitt innehav av utsläppsrätter måste köpa ytterligare rätter från aktörer vars utsläppsnivåer är lägre än det antal utsläppsrätter de har till sitt förfogande. En aktör kan drabbas av betydande monetära sanktioner om aktörens utsläpp överskrider det antal utsläppsrätter som denne innehar i slutet av året.



Figur 5.1. Illustration av ett cap-and-trade system.

5.1.1 Hur fungerar cap-and-trade i praktiken?

Källor som omfattas av ett handelssystem registreras hos en ansvarig myndighet och tilldelas ett konto för innehav av utsläppsrätter. En utsläppsrätt ger tillstånd att släppa ut en enhet (t.ex. 1 kg) av det reglerade ämnet. Vid slutet av varje år måste antalet rätter som en källa har vara lika stora som de ackumulerade utsläppet under året. Om utsläppen är större än den mängd rätter som ursprungligen tilldelades måste källan köpa de saknade rätterna från en annan källa eller från en mäklare till marknadspris.

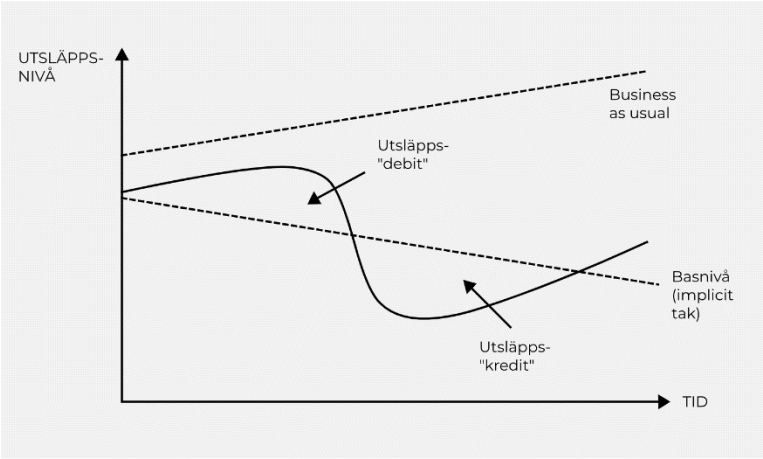
Ett handelssystem sätter också vanligtvis en plan för åtstramning av taket i början av systemet, vilket indikerar hur de totala utsläppsnivåerna från period till period ändras tills det att handelssystemet når sitt slutgiltiga tak. Fri tilldelning av tillstånd fungerar enligt följande: Källorna tilldelas ett antal utsläppsrätter varje år i enlighet med en tilldelningsregel. För att möta det slutgiltiga taket i slutet av handelssystemet kommer tilldelningen att minskas varje år med ett förutbestämt antal tills den slutliga målnivån uppnås. När ett handelssystem införs måste lagstiftaren utfärda allmänna regler för ackrediterade mätmetoder för utsläpp.

5.2 BASELINE-AND-CREDIT SYSTEM

Den andra typen av handelssystem kallas för baseline-and-credit. I detta system finns det inget uttryckligt tak för aggregerade utsläpp. En basnivå konstrueras ibland som ett förhållande genom att dela utsläppen med t.ex. produktion (eller input av energi). Detta implicita tak på aggregerade utsläpp kommer sedan att variera med nivån på den sammanlagda produktionen och blir en handelsstandard (Fischer, 2001; 2003). En sådan varierande basnivå blir i praktiken en implicit subvention av produktionen. Företag som erhåller detta stöd kommer att få ett incitament att öka sin produktion och påverka basnivån. Teori- och laboratorieexperiment tyder på att om kvoterna bakom basnivån sätts i proportion till produktionsnivå kan de sammanlagda utsläppen därför bli betydligt större i ett baseline-and-credit system jämfört med ett cap-and-trade system. Detta eftersom företagen ökar sin produktion (Buckley, et al., 2004). Eftersom dessa åtgärder inte direkt reglerar utsläppsmängden och saknar fasta gränsvärden, som är viktiga för att uppnå mål som kan uppfylla mål, beaktas de inte längre här.

Ett alternativt baseline-and-credit system är att utrycka basnivån direkt i utsläppsminskningar vilket ger ett fast implicit tak, illustrerat i Figur 5.2. I detta system utgår varje källa från en startnivå av utsläpp som över tid via individuella kvoter reduceras mot en slutlig målnivå. Därför blir det implicita taket konstant istället för varierande som i det föregående fallet där basnivån utgjorde ett förhållande mellan utsläpp och t.ex. produktionsnivå. Källor som reducerar sina utsläpp mer än sin kvot genererar ”krediter”/”certifikat” som kan säljas till källor som överskrider sina kvoter (se Figur 5.2). En kredit eller ett certifikat fungerar därmed som en verifikation av att källan har uppfyllt sin skyldighet att årligen minska sina utsläpp. Hädanefter kommer vi att använda benämningen certifikat för en sådan verifikation.

Ett baseline-and-credit system vars implicita tak är konstant kommer att ge samma resultat som ett cap-and-trade system med samma nivå på taket.



Figur 5.2. Illustration av ett baseline-and-credit system med ett fast implicit tak.

Den streckade linjen som pekar uppåt (business as usual) är de beräknade utsläppsnivåer som skulle uppnås utan extra insatser för att minska utsläppen. Den streckade linjen som pekar nedåt (basnivå) är det fasta implicita taket för varje handelsperiod. De verkliga utsläppen över det implicita taket (utsläppsdebit) måste kompenseras genom att köpa krediter/certifikat. Utsläpp under det implicita taket (utsläppskredit) innebär att källan tilldelas certifikat.

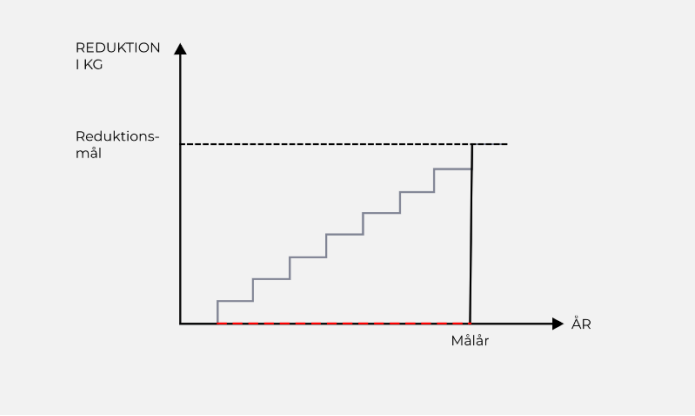
5.2.1 Hur fungerar ett baseline-and-credit system med ett fast implicit tak i praktiken?

Källor som omfattas av handelssystemet registreras hos tillsynsmyndigheten och tilldelas ett konto för certifikat. Ett genererat certifikat intygar att en källa har reducerat sina utsläpp med en enhet jämfört med den tilldelade kvoten sedan startåret. Ett sista år fastställs när det totala antalet certifikat i området måste vara minst lika stort som det totala reduceringsmålet. Den totala reduktionen under hela perioden fram till slutåret bestämmer sedan de årliga reduceringsmålen.

Det årliga reduceringsmålet bestämmer det minsta antal totala certifikat (”golv”) som källorna är skyldiga att uppnå ett visst år jämfört med det startårets utsläppsnivå. Golvet börjat vid startårets utsläppsnivå och ökar årligen fram till slutåret då det totala reduktionsmålet ska uppnås. De individuella skyldigheter som följer av den årliga ökningen av ”golvet” kan fördelas till källorna som en minskning från föregående år eller i proportion till de totala utsläppen i området. Vid ett visst årligt avstämningsdatum måste förorenare lämna in det antal certifikat som krävs till myndigheten för att visa att denne har uppfyllt sin kvot under föregående år.

Det finns två sätt för en källa att erhålla certifikat:

- Generera certifikat genom att minska utsläppen under sin kvot. Genererade certifikat sätts sedan in på kontot vid den årliga rapporteringen och kan säljas till en annan källa eller en mäklare till marknadspriset.
- Köpa ett certifikat senast vid det årliga avstämningsdatumet. Certifikaten kan sedan överföras direkt mellan källor via myndigheten eller mäklare på certifikatmarknaden.



Figur 5.3 Basnivåns utveckling i ett baseline-and-credit system med fasta implicita tak vilka utgörs av summan av de individuella kvoterna

Även om ett baseline-and-credit system med ett fast implicit tak i princip kan använda utsläppsrätter som handelsenheter signalerar ordet certifikat att aktörer har ”skyldigheter att minska” snarare än ”rätter att släppa ut”. Aktörer som har miljöfrämjande uppdrag som reningsverk och jordbruksverksamheter kan föredra att handla med certifikat som visar att de

har uppnått sina skyldigheter att minska sina utsläpp snarare än att handla med utsläppsrätter som ger dem en rätt att förorena. Rent tekniskt sett är handel med certifikat och utsläppsrätter densamma men det kan vara en semantiskt viktig fråga för acceptans hos miljöfrämjande sektorer. Ett exempel på ett baseline-and-credit system med ett fast implicit tak är förslaget om handelssystem för utsläppsrätter av kväve (CEASAR) riktat till kommunala reningsverk i Sverige (Naturvårdsverket, 2012).

6 ÖVERVÄGANDEN VID DESIGN AV HANDELSSYSTEMET

I detta kapitel diskuteras viktiga aspekter att ta hänsyn till vid utformningen av ett handelssystem, nämligen om man bör inkludera kompensationsåtgärder, risk för ökade utsläpp i andra länder, risk för ökade utsläpp av andra ämnen, om luftföroreningar ska ingå i systemet, påverkan på låginkomstländer, retention av näringsämnen i avrinningsområden och lokala mål. Dessa aspekter är relevanta för alla typer av handelssystem, men när det gäller ett handelssystem för näringsämnen i Östersjöregionen är det särskilt viktigt att hantera retention av näringsämnen och lokala mål.

6.1 KOMPENSATIONSÅTGÄRDER

Syftet med ett handelssystem är att minska utsläpp från förorenande källor, men systemet skulle också kunna inkludera åtgärder för näringsupptag, t.ex. musselproduktion eller algodling, för att minska övergödningen och uppfylla målen. Att inkludera kompensationsåtgärder är ett sätt att låta aktörer som inte ingår i handelssystemet att bidra till att uppfylla målen för utsläppsminskning samtidigt som åtgärdskostnaderna minskar. Förutom att sådana åtgärder kan krävas för att nå målen är ett syfte med att inkludera dessa att minska kostnaderna genom att aktörer som inte ingår i handelssystemet får incitament att minska sina utsläpp. Uteslutande av kompensationsåtgärder kan innebära att relativt billiga åtgärder inte genomförs.

För att utsläppsminskningar från kompensationsåtgärder ska kunna räknas med i ett handelssystem krävs det att ett antal kriterier uppfylls. Dessa kriterier måste säkerställa att åtgärderna leder till verkliga och permanenta minskningar av näringsämnen. Ju striktare kriterier desto högre kostnader för kompensationsåtgärder och därmed påverkas mängden och priset på tillgängliga certifikat för kompensationsåtgärder.

6.2 RISK FÖR UTSLÄPP I ANDRA LÄNDER

Alla styrmedel som syftar till att minska utsläppen av näringsämnen kan oavsiktligt öka utsläppen någon annanstans. Exempelvis kan de ökade kostnaderna för utsläppsminskningar missgynna företag som omfattas av handelssystemet i jämförelse med konkurrenter som inte omfattas av handelssystemet. Om de ökade kostnaderna leder till att företag i Östersjöregionen minskar produktionen kan konkurrenter utanför det regionen öka produktionen för att tillgodose Östersjömarknaden, vilket kan leda till ökade miljöproblem i områden utanför Östersjön. Alternativt kan företag i Östersjöregionen flytta sina verksamheter utanför området och därmed öka utsläppen där. Det finns alltså en risk att miljöproblemen exporteras. Ett sätt att minska risken för detta är genom gratis tilldelning av utsläppsrätter eller handel enbart inom vissa sektorer. Risken för utsläpp i andra länder är dock inte begränsad till enbart handelssystem, utan är ett resultat av ökade kostnader i samband med en ny miljöreglering.

6.3 RISK FÖR UTSLÄPP AV ANDRA FÖRORENINGAR

En åtgärd som syftar till att minska utsläppen av ett förorenande ämne kan oavsiktligt öka utsläppen av ett annat. Detta kallas ”pollution swapping” på engelska. Flera exempel på detta har observerats i samband med åtgärder för att minska utsläppen av kväve. Efter införandet av nitratdirektivet, vilket förbjuder spridning av gödsel på vintern, ökade ammoniakutsläppen under våren. Enligt Collins et al. (2018) finns en risk för pollution swapping mellan land och luft eftersom åtgärder som syftar till att minska landbaserade utsläpp kan leda till en ökning av gasformiga utsläpp. Även om vissa åtgärder kan leda till utsläpp av andra föroreningar menar Sutton et al. (2011) att åtgärder mot utsläpp ändå är samhällsekonomiskt motiverat.

Liknande utmaningar förekommer inom jordbruket eftersom det, till skillnad från punktkällor, är svårt rikta åtgärder mot specifika utsläpp. Det vill säga, för varje förändrad insatsvara, markanvändning och/eller produktionsteknik påverkas en rad olika föroreningar samtidigt. Jarvie et al. (2017) visar att storskaliga förändringar jordbearbetning vid Lake Erie i Nordamerika har resulterat i minskade utsläpp av partikelbunden fosfor, däremot ökade belastningen av upplöst fosfor dramatiskt, vilket var en oavsiktlig följd av metoden.

Risken för utsläpp av andra föroreningar är viktig att ta hänsyn till i alla typer av miljöreglering, men när det gäller övergödning i Östersjön innebär det att åtgärder måste riktas mot näringsämnen. Detta kan låta självklart men det kräver förståelse för hur olika åtgärder och dess belastningar av kväve och fosfor påverkar havsmiljön. Utmaningen och möjligheten för ett handelssystem är att behovet av en gemensam enhet för handel. Handelsreglerna måste säga hur olika ämnen ska viktas för att kunna omvandla dem till en gemensam enhet för de reglerade källorna.

6.4 PUNKTKÄLLOR OCH DIFFUSA KÄLLOR

En viktig aspekt vid reglering av utsläpp till vatten är skillnaden mellan punktkällor och diffusa källor, där de senare är svåra att spåra. Punktkällor släpper vanligtvis ut föroreningarna på en viss plats genom ett rör eller utlopp (avloppsanläggningar eller industrier etc.) och dess utsläpp kan spåras till källan. Diffusa källor å andra sidan (t.ex. läckage från jordbruket eller dagvatten) är svåra att övervaka och kontrollera och varierar med vädret. Näringsläckage från jordbruket beror på flera faktorer, bland annat val av gröda, växelbruk, tillförsel av gödsel och jordbearbetning samt naturliga faktorer såsom typ av jord, topografi, temperatur, nederbörd och snöfall (Bång, et al., 2018). Diffusa källor har tidigare inte fått någon större uppmärksamhet i lagstiftningen. På grund av de framsteg som har gjorts när det gäller att reglera punktkällor utgör nu diffusa källor mer än hälften av utsläppen i Östersjöområdet.

Ett handelssystem är effektivt om kostnaden för att övervaka/mäta utsläppen är liten och om utsläppen kan kontrolleras av förorenaren. Med diffusa utsläpp gäller inte dessa villkor. Svårigheten att övervaka utsläppen gör det svårt att definiera enheterna, eftersom de måste mätas på något sätt. Utsläppstaket kan inte heller vara för strikt, utan måste sättas i chansartat. Oftast bestäms utsläpp av diffusa föroreningar av väder (främst regn) men även andra miljöförhållanden under växtsäsongen. Detta innebär att när utsläpp inte kan mätas ordentligt från diffusa källor kan dessa inte handla med utsläppsrätter eftersom det kräver information om de totala utsläppen från varje verifierad aktör.

Detta mätproblem kan dock lösas genom att länka vissa åtgärder som utförs på en specifik plats med påverkan på näringsbelastning genom modelleringar. Dessa kan översätta vissa

åtgärder till minskningar av föroreningar som sedan kan överföras till certifikat, vilka verifierar att en viss minskning av utsläpp eller belastning genomfördes under året. Sådana så kallade resultatbaserade betalningar för att minska näringsbelastningen från jordbruket har studerats av Bång et al. (2018). Data från tidigare modelleringar (PLC-6) har visar sig fungera för att utvärdera effekterna på fältnivå för fånggrödor, vårbearbetning och skyddszoner. Effekterna på föroreningar från strukturkalkning, dammar och våtmarker kan också modelleras, men de måste baseras på vetenskapliga funktionella relationer. För att inkludera dessa åtgärder i ett handelssystem (t.ex. fånggrödor, vårbearbetning, skyddszoner, strukturkalkning, dammar och våtmarker) behöver tillsynsmyndigheten fastställa en uppsättning åtgärder eller metoder vars effekter utvärderas enligt förutbestämda regler och mäts i form av minskningar av kg näringsämnen per ha genomförd åtgärd. Handel kan då ske med minskningar som är kopplade till certifikat snarare än utsläppsrätter.

Internationellt används olika metoder för att beräkna effekterna i ett handelssystem. Exempelvis baseras Nederländernas reglering av fosfor i gödsel på övervakningsmodellen Overseer som även används i handelssystemet Lake Taupo i Nya Zeeland för att beräkna utsläppsminskningar. Den kanske mest omfattande modellen är Nutrient Tracking Tool (NTT) som togs fram av USA:s jordbruksdepartement (Saleh, et al., 2015) och kombinerar modeller för jordbruk med modeller som beräknar effekterna av enskilda åtgärder. Verktyget används i Ohio River-handelsprogrammet.

Att välja mellan enkla eller komplexa modeller innebär kompromisser. En enkel modell minskar de administrativa kostnaderna och kan underlätta handel. Mer komplexa modeller är tilltalande eftersom de kan vara mer exakta, eller åtminstone uppfattas som mer exakta, vilket kan förbättra sådana modellers acceptans.

Det är viktigt att notera att de utmaningar som diskuteras här är kopplade till diffusa källor i allmänhet och inte handelssystem i synnerhet. Skillnaden är att ett handelssystem synliggör dessa eftersom det finns ett behov av att använda en gemensam enhet för handel. Därför bör effektivitetsvinsterna av handelssystemet för diffusa källor utvärderas mot befintliga styrmedel, inte mot perfekta administrativa eller ekonomiska styrmedel.

En viktig fråga när man beslutar om huruvida diffusa källor ska ingå i ett handelssystem är hur verklighetstrogna modellerna är. Detta är en utmaning på grund av de komplexa samband som finns inom jordbruket. Frågan om handelssystemets effektivitetsvinster uppväger de administrativa kostnaderna bör diskuteras när en modell har upprättats som uppfyller villkoret att det finns en korrelation mellan modellerna och de faktiska belastningarna.

6.5 BÖR LUFTUTSLÄPP INKLUDERAS?

Luftutsläpp utgör 27 procent av kvävebelastningen men bara en liten del av fosforbelastningen till Östersjön (Helcom, 2018a). De viktigaste källorna till kväveoxidutsläpp är transporter, värmeverk, industri och jordbruk. De viktigaste källorna till utsläpp av fosfor är erosion, aska från förbränning av biomassa och i mindre utsträckning utsläpp från industri och gruvdrift (Mahowald, et al., 2008) (Brahney, et al., 2015).

I teorin kan luftföroreningar ingå i ett handelssystem för näringsämnen. De luftutsläpp som hamnar i Östersjön kommer dock i stor utsträckning från andra källor än de vattenburna utsläppen. Detta innebär att handel med luftutsläpp måste omfatta andra aktörer än de som bedriver handel med vattenburna näringsämnen. Det första kravet för att kunna inkludera luftutsläpp är att vi kan mäta dem, det andra är att utsläppskällorna kan identifieras och liksom

deras påverkan på vattnet. Enskilda källor måste också kunna koppla sina åtgärder till antalet rätter. För punktkällor beror spridning och belastning framförallt på vädret. Diffusa källor såsom fartyg och bilar innebär att utsläppen hela tiden också rör sig.

För att övervaka utsläpp av kväve tillämpar Helcom (2015) en utsläppsmodell som heter *European Monitoring and Evaluation Program*. Denna modell har utformats för övervakning av långdistansöverföring av luftföroreningar i Europa bland länder som ingår i konventionen om långväga gränsöverskridande luftföroreningar. För att uppskatta bidrag från enskilda källor till kvävedeposition i Östersjön beräknar modellen våt och torr deponering, baserat på meteorologi och markanvändning. Recipientmatriser allokerar deponering baserat på årliga utsläpp från varje källa. Modellen är kalibrerad mot uppmätt kvävenedfall. Fosforbelastning är inte modellerad på grund av brist på utsläppsdata, vilket innebär att den nödvändiga kopplingen mellan källa och recipient saknas.

Kväve ligger därför närmare till hands att inkludera i ett handelssystem än fosfor. En sådan utvidgning skulle dock lägga till nya källor och ett större område till ett handelssystem, vilket skulle öka dess komplexitet. Omkring 40 procent av det totala kvävenedfallet till Östersjön kommer från utsläpp utanför Helcomländerna (Helcom, 2015).

En annan utmaning gäller kväveutsläpp från transporter. Att inkludera transporter i ett handelssystem är en utmaning eftersom antalet fordon och fartyg i Östersjöregionen sannolikt överstiger 50 miljoner. Fartyg större än 12 meter ingår i det automatiska identifieringssystemet (AIS), vilket kan användas som grund för mätning och koppling av utsläpp från fartyg till kvävedeposition i Östersjön. Vägtrafiken är betydligt mer utmanande. Ett system som liknar AIS skulle behövas, men för vägtrafik. Det vore idealt om föraren får information i förväg om hur valet av rutt påverkar antalet utsläppsrätter. Detta skulle ge incitament att välja en rutt där det minsta antalet tillstånd krävs för en specifik resa. Eftersom tillhandahållande av sådan information till förare kräver beräkningar av övergödningspotentialen för alla vattenförekomster skulle kostnaderna för att producera denna information sannolikt överstiga nyttorna. Kriterier på utsläppsrätter skulle istället kunna baseras på schablonvärden för varje registrerat fordon beroende på bostadsort. I många fall körs dock fordon inte i närheten av bostadsorten, vilket gör sådana schablonvärden för grova. Ett annat alternativ skulle vara att allokera utsläppsrätter till drivmedelsproducenter beroende på drivmedelsmix och plats i det land de levererar sin produkt till. Men det här alternativet är också problematiskt eftersom utsläpp av kvävedioxid och partiklar beror på motorspecifika egenskaper snarare än på bränsle.

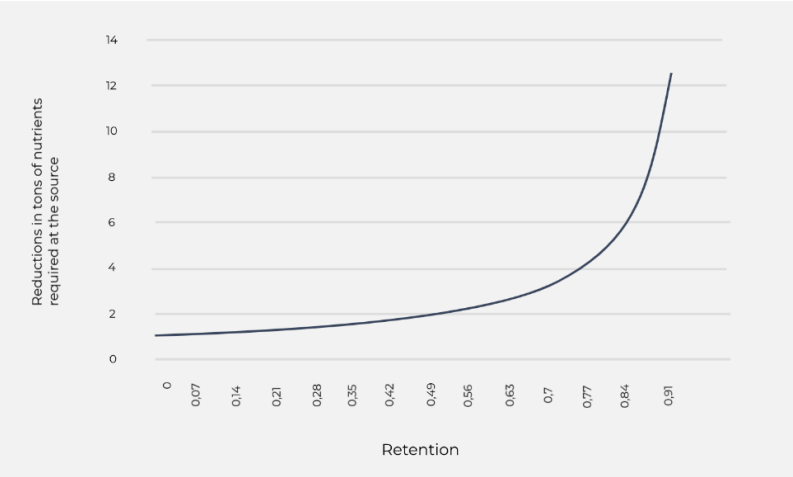
Kort sagt är det teoretiskt möjligt att inkludera luftutsläpp i ett näringshandelssystem, men de empiriska utmaningarna är stora.

6.6 RETENTION AV NÄRINGSÄMNEN I AVRINNINGSOMRÅDEN

Retention är den mängd kväve och fosfor som tas upp naturligt längs vägen när de transporteras från källan till det mottagande vattnet (recipienten). Detta sker genom sedimentation och näringsupptag av organismer (och för kväve genom denitrifikation till kvävgas). Utsläppen som till slut när recipienten kallas nettobelastning eller belastning.

När mål formuleras för belastningsminskningar till kustvattenförekomster (som t.ex. i fallet med aktionsplanen för Östersjön, havsmiljödirektivet och vattendirektivet) blir åtgärder vid inlandskällor med hög retention mindre effektiva. Ett högt retentionsvärde mellan källan och det mottagande vattnet innebär att stora utsläppsminskningar krävs vid källan för att uppnå

en liten förändring vid recipienten, i detta fall en kustvattenförekomst. Figur 6.1 visar det exponentiella sambandet mellan mängden näringsämnen som måste reduceras vid källan för att uppnå en tons reduktion i belastning till kustvattenförekomsten.



Figur 6.1 Diagrammet visar hur stora utsläppsminskningar som krävs vid källan för att minska ett ton i recipienten. Den horisontella axeln visar retention. När retentionen är 0 innebär ett tons utsläppsreduktion vid källan också ett tons reduktion till recipienten. Ju större retention, desto mer krävs för att få en reduktion på ett ton i recipienten.

Som visas i Figur 6.1 behöver en källa med t.ex. 90 procents retention till recipienten minska sina utsläpp ungefär 10 gånger mer än en källa i recipienten för att uppnå samma reduktion i recipienten. Om ett mål för att reducera belastningen i en recipient (t.ex. en kustvattenförekomst) skall kunna uppnås snabbt och effektivt behöver man ta hänsyn till retention. I praktiken innebär detta att åtgärder vid inlandskällor med hög retention inte är kostnadseffektiva när det gäller att minska belastningen på kusten, jämfört med åtgärder som vidtas av källor som ligger närmare kusten.

Retention påverkar den optimala utformningen av handelssystemet. För att t.ex. en inlandskälla med 80 procents retention ska uppnå en minskning vid kusten med 1 ton måste utsläppen vid källan minskas med 5 ton. Om en källa vid kusten sedan vill köpa en utsläppsrätt från inlandskällan, måste de köpa 5 rätter (och betala 5 gånger mer än en närliggande inlandskälla) istället för att köpa en utsläppsrätt från en kustkälla. Å andra sidan, om inlandskällan vill köpa en utsläppsrätt från en kustkälla, skulle den bara behöva köpa en femtedel av en utsläppsrätt. Således varierar de retentionsjusterade "växelkurserna" för utsläppsrätter beroende på retentionen för varje källa.

I teorin kan detta leda till höga transaktionskostnader, men ett elektroniskt handelssystem kan automatiskt beräkna retentionsjusterande "växelkurser" så att varje aktör observerar priset i sin "egen valuta" uttryckta i det retentionsjusterade antalet utsläppsrätter för den aktören.

7 GEOGRAFISKA MÅL I ETT HANDELSYSTEM FÖR NÄRINGSÄMNEN

Ett viktigt villkor för ett handelssystem mot näringsämnen i Östersjöregionen är behovet av differentierade mål och åtgärder som följer av befintlig lagstiftning och internationella samarbeten som vattendirektivet, havsmiljödirektivet och aktionsplanen för Östersjön (BSAP). Syftet med detta kapitel är att beskriva hur ett handelssystem behöver utformas för att säkerställa att dessa mål kan uppnås.

7.1 GEOGRAFISKA MÅL

För att ett handelssystem ska få politisk acceptans är det viktigt att beakta redan etablerade internationella överenskommelser och nationella implementeringar av EU-direktiven. Vattendirektivet kräver bland annat att medlemsstaterna fastställer specifika kvalitetsnormer för den ekologiska statusen i sina respektive kust- och inlandsvatten. Havsmiljödirektivet kräver att medlemsstaterna upprättar bassäng-specifika mål för både kust- och havsvatten baserade på god miljöstatus. Havsmiljödirektivet täcker både kust- och havsvatten för varje medlemsstats ekonomiska zon. Slutligen, för att fördela bördan av näringsreduktioner existerar nationella reduktionsmål per bassäng som en del av aktionsplanen för Östersjön.

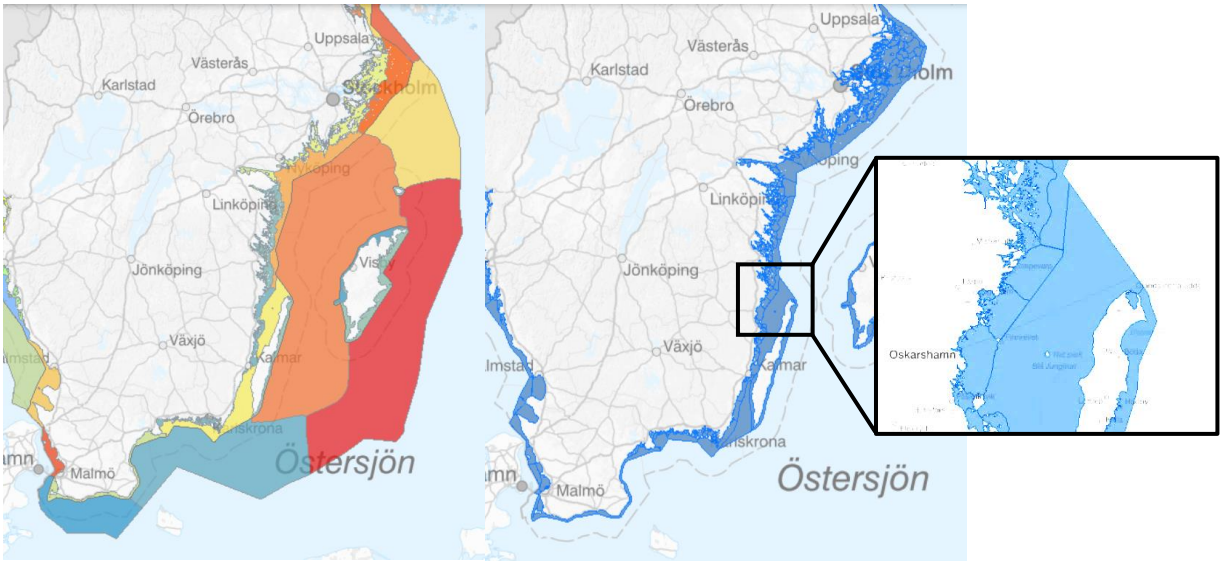
En sammanfattning av målen illustreras i Tabell 7.1. Observera att det även finns olika nationella, regionala och lokala regleringar som påverkar havs- och vattenförvaltningen. Tabell 7.1 visar de centrala mål som är gemensamma för alla Östersjöländerna (utom Ryssland) för att utforma ett handelssystem i Östersjön.

Tabell 7.1. Översikt över mål och geografiska skillnader i Östersjön.

Policy	Geografiskt område	Ämne	Geografisk differentiering
Helcoms aktionsplan för Östersjön (BSAP)	BSAP-bassänger: Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön, Öresund och Kattegatt	Kväve och fosfor	Olika mål i olika havsbassänger Skillnader i ländernas fördelning av bördorna
Havsmiljödirektivet	Kustvatten och utsjövatten (Nordsjön, Östersjön)	Beror på det nationella genomförandet	Olika mål i olika nationellt fastställda kustvatten och utsjövatten i varje medlemsstats ekonomiska zon i Östersjön
Vattendirektivet	Kustvatten i Nordsjön och Östersjön	Beror på det nationella genomförandet	Olika mål i olika kustvattenförekomster
Vattendirektivet	Inlandsvatten	Beror på det nationella genomförandet	Olika mål i olika inlands-vattenförekomster

Alla mål utom aktionsplanen för Östersjön i fastställs av varje medlemsstat baserat på vattendirektivet och havsmiljödirektivet. Det finns skillnader i hur enskilda länder har implementerat direktiven i sin lagstiftning. Sverige fastställer exempelvis miljömålen för havsmiljödirektivet som juridiskt bindande på samma sätt som för vattendirektivet. Utsjövatten i den svenska ekonomiska zonen i Östersjön är dessutom uppdelad i nio nationella bassänger som alla har sina egna lokala miljömål att uppnå. Figur 7.1 visar de sex havsbassängerna i södra delen av Sverige och kustvattnen som ligger innanför havsbassängerna och stäcker sig till strandlinjen. I kustvatten överlappar vattendirektivet och havsmiljödirektivet.

Varje månad görs mätningar vid mätstationer för att säkerställa att målen uppfylls. Dessa data är viktiga för att fastställa att miljökvalitetsnormerna uppfylls i ett handelssystem för näringsämnen.



Figur 7.1. Till vänster: Uppdelning av kustvattenförekomster och utsjövattenförekomster enligt havsmiljödirektivet, var och en med sina egna mål för indikatorer. Till höger: Uppdelning av kustvattenförekomster enligt vattendirektivet, var och en med sina egna mål för indikatorer. (VISS, 2021b).

7.2 HUR HANDELSSYSTEM KAN REGLERA NÄRINGSÄMNEN FÖR ATT NÅ OLIKA MÅL

Målen i vatten- och havsmiljödirektiven mäts med ett flertal indikatorer som alla måste nå förutbestämda målnivåer för en vattenförekomst. I det svenska genomförandet av direktiven är koncentrationen av kväve och fosfor indikatorer för de målvärden som ska uppnås för att uppnå målen.

I handelssystem för näringsämnen regleras utsläppen vid källorna och därmed indirekt inflödet till inland-, kust- eller havsvatten. Således måste lagstiftaren ange gränsvärden för inflöden till varje vattenförekomst/havsbassäng som förväntas uppfylla målen för koncentrationer av kväve och fosfor. Tillsammans med andra indikatorer bidrar detta till att miljökvalitetsnormerna i vatten- och havsmiljödirektiven uppfylls.

I avsnitten nedan diskuteras hur enskilda geografiska mål för inlandsvatten, kustvatten och utsjövatten påverkar utformningen av ett handelssystem för näringsbelastningar.

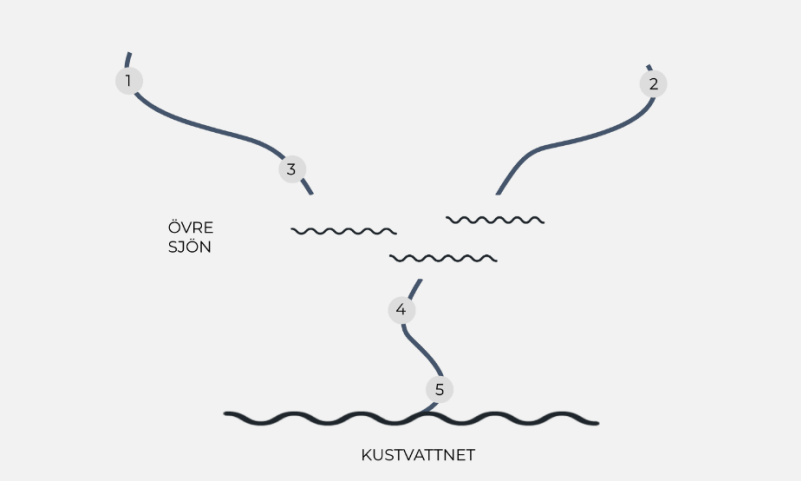
7.3 HANDEL UNDER MÅL FÖR INLANDSVATTEN

Vattendirektivet kräver att varje medlemsstat ska fastställa miljökvalitetsnormer för sina inlands- och kustvatten. För att ett handelssystem ska kunna uppnå (och inte bryta mot) normerna för inlandsvatten behövs en geografisk differentiering mellan olika miljökvalitetsnormer i respektive avrinningsområde. Vidare behövs även en differentiering mellan olika avrinningsområden samt kustvatten längs med kusten. Denna typ av differentiering kommer dock diskuteras i nästa avsnitt eftersom den överlappar med havmiljödirektivet. Detta avsnitt fokuserar endast på miljökvalitetsnormer i inlandsvatten.

Figur 7.2 illustrerar två vattenförekomster i ett avrinningsområde med fem källor och de miljökvalitetsnormer som ett handelssystem bör uppfylla. Källorna 1 och 2 finns uppströms medan källorna 3–5 finns nedströms. Utöver dessa finns inga andra utsläppskällor i området.

Vi antar att det bara finns två vattenförekomster (utöver vattendragen): Sjön och Kustvattnet. Fler vattenförekomster mellan källorna komplicerar bilden men ändrar inte de generella principerna. Båda vattenförekomsterna har miljökvalitetsnormer som resulterar i en aggregerad utsläppsgräns för de källor uppströms som påverkar vattenförekomsten. I figuren nedan påverkas Sjön av källorna 1, 2 och 3. Utifrån miljökvalitetsnormerna för Övre sjön kan ett aggregerat mål härledas i syfte att uppfylla den miljökvalitetsnorm som gemensamt råder för källorna 1, 2 och 3.

Kustvattnet påverkas av alla fem källor i avrinningsområdet samt av de källor vars föroreningar direkt rinner ut i Kustvattnet. Det samlade målet för Kustvattnet är beroende av att reduktionsmålet för Övre sjön har uppnåtts. Med andra ord, om miljökvalitetsnormen för Sjön inte uppnås, finns det en risk att målet för Kustvattnet inte heller kommer att uppnås.



Figur 7.2. Exempel på ett avrinningsområde med fem källor. Vattnet strömmar genom två vattendrag till Övre sjön och rinner slutligen ut i Kustvattnet.

I ett avrinningsområde utan förgreningar som i Figur 7.2 är retentionsanpassad handel alltid möjlig, dvs. en källa nedströms köper certifikat från en källa uppströms (se avsnitt 6.6,). När en källa uppströms överskrider sin utsläppskvot kan överskottet kompenseras genom en retentionsanpassad reduktion från källan uppströms. Källa 3 skulle exempelvis alltid kunna köpa rätter/certifikat från källa 1 eller 2, och källa 5 skulle alltid kunna köpa rätter/certifikat från källa 1–4. Men om alla källor har samma åtgärdskostnader innebär den lägre retentionen för mellan källa 4 och 5 (jämfört med t.ex. 5 och 1) att det är billigare för källa 5 att köpa rätter/certifikat från källa 4 än från källa 1.

Huruvida denna typ av handel är möjlig eller inte är en empirisk fråga och beror på den specifika situationen och miljökvalitetsnormerna mellan de två källorna. Handel är möjlig förutsatt att överskottet från källan uppströms inte innebär att någon miljökvalitetsnorm överskrids i en vattenförekomst som är belägen mellan de två handlande källorna eller i en vattenförekomst i en förgrening mellan de två källorna. Källa 1 kan t.ex. köpa rätter/certifikat från källa 4 så länge ökningen hos de retentionsanpassade utsläppen från källa 1 inte innebär att miljökvalitetsnormen för Sjön överskrids. Om den överskrids måste antalet rätter/certifikat som handlas med delvis eller helt begränsas för att säkerställa att miljökvalitetsnormen uppfylls.

7.4 HANDEL UNDER ICKE-FÖRSÄMRINGSKRAV

Miljökvalitetsnormerna i vattendirektivet innebär skyldigheter att förhindra försämring av vattenkvaliteten och att skydda, förbättra och återställa alla vattenförekomster för att uppnå god status (se även kapitel 0). Det innebär att när en hög status har uppnåtts i en vattenförekomst är det inte tillåtet att försämra statusen till god status. Detta begränsar handelsmöjligheterna på samma sätt som diskuteras tidigare med den enda skillnaden att begränsningen kan bli strängare än att endast uppfylla miljökvalitetsnormerna.

Flera typer av handel är möjliga trots kravet på att vattenkvaliteten inte får försämras. Dessa sammanfattas i Tabell 7.2. Icke-försämringskravet hindrar bara handel som ökar utsläppen uppströms, men alla andra handelsmöjligheter fungerar även vid ett icke-försämringskrav. I Figur 7.2, kan exempelvis källa 3 öka sina utsläpp om den handlar med de retentionsanpassade källorna 1 och 2. Den kan också bedriva retentionsjusterad *handel med reduktioner* i fallen IV–VI med samtliga källor 1 – 5 i avrinningsområdet uppströms eller nedströms. Den enda handel som inte kan genomföras är uppströms handel (fall III), där uppströms aktörer köper rätter från nedströms aktörer. I exemplet i figur 7.2 innebär det att källa 3 inte kan köpa från källa 4 och 5.

Tabell 7.2. Handelsmöjligheter med och utan icke-försämringskrav.

Fall	Handelsmöjligheter	Konsekvenser	Möjligt utan icke-försämringskrav	Möjligt med icke-försämringskrav
I	Nedströms aktörer köper rätter av aktörer uppströms	Ökade utsläpp nedströms kompenseras genom minskade utsläpp uppströms	Ja	Ja
II	Handel inom samma vattenförekomst	Inga förändringar av utsläpp inom samma vattenförekomst	Ja	Ja
III	Uppströms aktörer köper rätter från aktörer nedströms	Ökade utsläpp uppströms kompenseras genom minskade utsläpp nedströms	Ja	Nej
IV	Nedströms aktörer köper certifikat för att göra mindre reduktioner jämfört med sin kvot	Mindre reduktioner nedströms kompenseras genom ökade reduktioner uppströms	Ja	Ja
V	Handel med reduktioner inom samma vattenförekomst	Ingen förändring i reduktioner inom samma vattenförekomst	Ja	Ja
VI	Uppströms aktörer köper certifikat för att göra mindre reduktioner jämfört sin kvot	Minskade reduktioner uppströms kompenseras genom ökade reduktioner nedströms	Ja	Ja

Handel med reduktioner (IV-VI) ger viktiga möjligheter till flexibilitet i investeringar när det finns årliga åtstramningar av tak eller kvoter. Ett utbud av utsläppsreduktioner skapas eftersom vissa källor når upp till de årliga målen snabbare än andra, vilket i sin tur beror på att källor ofta befinner sig i olika stadier i investeringscyklerna. Att följa de minst kostsamma investeringscyklerna kan förklara efterfrågan på reduktioner.

Handel med reduktioner fungerar enligt Figur 7.2. Anta att källa 3 måste minska utsläppen med 2 ton fram till nästa år för att uppfylla sin reduktionskvot. Källa 3 kan sedan då köpa certifikat från källa 4 för att uppfylla sin reduktionskvot för nästa år, och samtidigt kan källa 3 ligga kvar på nuvarande utsläppsnivå i ytterligare ett år. Villkoret om icke-försämring är således uppfyllt. Handel med utsläppsreduktioner är ett sätt för en källa att ”köpa tid” medan en plan utarbetas för att genomföra åtgärder alternativt anpassa åtgärder i tiden med andra investeringar. Det obligatoriska köpet av certifikat under tiden skapar ett incitament för källan att påskynda denna process jämfört med ett scenario utan handelssystem. Sammanfattningsvis är alla sex handelsmöjligheterna i Tabell 7.2, utom fall III (uppströms aktörer köper rätter nedströms), möjliga att kombinera med ett icke-försämringskrav.

7.5 DESIGN AV HANDELSSYSTEM I INLANDSVATTEN

Det finns två huvudsakliga strategier för att designa ett handelssystem som säkerställer att mål uppnås och att vattenkvaliteten inte försämras. Den första strategin är att införa ett handelssystem med belastningsrätter och lokala tak som är specifika för varje vattenförekomst eller grupp av vattenförekomster (Montgomery, 1972). Den andra strategin är att använda utsläppshandel med (platsspecifika) rörliga växelkurser (Krupnick, et al., 1983) (Hung & Shaw, 2005). En hybridversion av dessa två strategier (trading-ratio system) diskuteras också nedan.

7.5.1 Ambienta handelssystem

Med ett ambient handelssystem fastställs ett tak för inflöden av näringsämnen för varje vattenförekomst i syfte att uppnå de indikatorer som behövs för att uppfylla miljökvalitetsnormerna för den specifika vattenförekomsten. Ett ambient handelssystem skiljer sig därmed från ett system där ett tak fastställs för samtliga utsläpp. Lagstiftaren stipulerar antalet belastningsrätter som utfärdas för varje vattenförekomst. En vattenkvalitetsmodell beräknar överföringskoefficienter som anger hur en utsläppsenhet vid källan (kg/år) överförs till inflödeslaster (kg/år) för varje vattenförekomst. Överföringskoefficienterna bestäms av retention och transporteringen mellan utsläppskällan och vattenförekomsten.

Antalet belastningsrätter som utfärdas för en vattenförekomst syftar till att uppfylla de indikatorerna som krävs för att uppnå miljökvalitetsnormerna i vattenförekomsten eller avrinningsområdet. Eftersom varje källa påverkar ett antal vattenförekomster, kustvatten och avrinningsområden kräver lagstiftaren att varje källa har en portfölj med belastningsrätter från alla vattenförekomster, kustvatten och avrinningsområden som påverkas av utsläppen.

Ett ambient handelssystem omfattar all handel oavsett avrinningsområdets form samtidigt som det uppfyller villkoret om icke-försämring (se kapitel 0). I exemplet i Figur 7.2 får all potentiell handel mellan källorna 1 och 5 ske så länge som ingen miljökvalitetsnorm eller inget villkor för icke-försämring överskrids. Ett ambient handelssystem hanterar detta genom att låta varje källa förvärva en ”portfölj” av certifikat (eller krediter) beroende på hur effekterna av utsläpp sprids mellan vattenförekomster i ett avrinningsområde. Icke-försämringstillståndet hanteras uttryckligen av belastningsinflödestaket till varje vattenförekomst.

Med ett ambient handelssystem i exemplet i Figur 7.2 skulle både sjön och kustvattnet ha egna tak med motsvarande antal certifikat. Källorna 1, 2 och 3 skulle behöva köpa en portfölj

med certifikat i både sjön och kustvattnet (baserat på överföringskoefficienter för varje källa, vilket bestäms av hur utsläppen påverkar inflödet till sjön respektive kustvattnet). Källorna 4 och 5 skulle behöva köpa belastningsrätter i kustvattnet. Eftersom det finns ett tak i varje vattenförekomst kan miljökvalitetsnormen och villkoren för icke-försämring uppfyllas.

7.5.2 Utsläppshandel med rörliga växelkurser

Den andra strategin är att använda utsläppsrätter (eller certifikat) med rörliga växelkurser som fungerar likt en retentionsanpassad handel med restriktioner. Växelkurserna i detta fall anger de enheter av utsläppsrätter som en aktör måste köpa för att öka utsläppen med en enhet. Krupnick et al. (1983) utformade ett system för "utsläppskompensationer" som har tillämpats på flera områden i USA. I ett system för utsläppskompensationer måste en aktivitet erhålla utsläppskompensationer från andra aktiviteter om utsläppen skulle ha lett till att en miljökvalitetsnorm överskridits vid någon vattenförekomst nedströms.

"Utsläppskompensationerna" har en "växelkurs" mellan utsläppsenheterna från två källor som vill bedriva handel. Växelkursen påverkar det pris som köparen betalar och beräknas före varje transaktion så att eventuella handelsmängder som skulle leda till att inflödet av belastning till en vattenförekomst överskrider ett lokalt "tak" förhindras. I Figur 7.2 kommer detta system i princip att tillåta alla transaktioner mellan källorna 1 och 5 som inte leder till att en miljökvalitetsnorm överträds. I praktiken krävs en beräkning av nya växelkurser före varje transaktion genom en datorsimulering av den myndighet som fastställer vilka växelkurser som skall tillämpas (se även (Atkinson & Tietenberg, 1982).

En modifierad och förenklad version av ett system för utsläppshandel med rörliga växelkurser har testats på flera områden med vattenkvalitetshandel i USA under de senaste 20 åren (Letson, 1992; Shortle & Horan, 2008). Resultaten har visat på betydande transaktionskostnader eftersom varje transaktion måste föregås av förhandlingar mellan källor. Dessutom blir det ofta för få transaktioner för att möjliggöra ett marknadspris till följd av stora transaktionskostnader (Willamette Partnership, 2018).

Handelssystem för utsläpp med olika och rörliga växelkurser är mer komplexa än ambienta handelssystem. Antag t.ex. att källa 3 i Figur 7.2 köper en utsläppsrätt från källa 4 och att retentionen är 0. Källa 4 skulle behöva minska sina utsläpp med en enhet och på så sätt minska utsläppen i Kustvattnet som påverkas av utsläppen från källa 4. Källa 3 ökar utsläppen och ökar därmed utsläppen vid Övre sjön. I allmänhet är de vattenförekomster som påverkas av utsläppen från en källa inte helt de samma som de vattenförekomster som påverkas av utsläppen från den andra källan (t.ex. i Figur 7.2 där Övre sjön påverkas av källa 3 men inte av källa 4). Källa 3 kan öka sina utsläpp med ytterligare en utsläppsenhet om detta inte strider mot miljökvalitetsnormen för Övre sjön. I ett system för utsläppskompensationer kan utsläppsrätter då handlas med växelkursen ett-till-ett (antaget att retentionen är noll). Om miljökvalitetsnormen i Övre sjön överskrids får inte utsläppsrätten ge källa 3 rätt att släppa ut mer än att normen inte överskrids. Växelkursen blir därmed lägre än ett-till-ett. Källa 3 köper en utsläppsrätt men får öka utsläppen med mindre än en enhet. Med andra ord blir växelkursen rörlig och karaktären på utsläppsrätten (liksom växelkursen) ändras från transaktion till transaktion, beroende på förhållandet mellan efterfrågan på utsläppsrätter och de maximalt tillåtna inflödena till vattenförekomsterna.

I praktiken innebär detta att två specifika källor som är intresserade av en transaktion först måste göra en datorsimulering efter algoritmer som godkänts av lagstiftaren. Simuleringen

bygger på det önskade antalet utsläppsrätter de vill handla, källornas placering och parametrar från vattenkvalitetsmodellen som tillsammans används i simuleringen för att beräkna den specifika växelkursen. Även om utsläppsrätter med rörliga växelkurser bara räknar med vattenförekomster vars miljökvalitetsnormer inte skulle nås till följd av önskad handel, kommer källorna inte att känna till växelkursen förrän transaktionen har simulerats. Medan de två källorna överväger om de vill fortsätta med transaktionen med det beräknade växelkursen kan det hända att en annan handel äger rum mellan två andra källor i avrinningsdistriktet. De två källor som först övervägde handel måste då göra en ny simulering för att få sin nya växelkurs.

Att göra en datorsimulering specificerad av ansvarig myndighet före varje transaktion i syfte att beräkna växelkurser, ger högre transaktionskostnader jämfört med ett ambient handelssystem, vilket inte kräver någon datorsimulering. Osäkerhet kring de rörliga växelkurser som skall simuleras och huruvida en transaktion mellan källor kommer godkännas av ansvarig myndighet kan leda till att transaktionskostnaderna stiger avsevärt. Detta är särskilt problematiskt för stora punktkällor delvis eftersom de kan behöva köpa utsläppsrätter från många olika källor, var och en med unik rörlig växelkurs, utöver utmaningen att beslut kring investeringar är en lång process. Transaktionskostnaderna och osäkerheten kring växelkurserna kan avskräcka källor från att i första hand förlita sig på marknader för utsläppsrätter.

McGartland och Oates (1985) har formellt bevisat sig att det existerar en marknadsjämvikt i handelssystem för utsläpp med rörliga växelkurser och att den är en kostnadseffektiv allokering för att uppnå lokala miljömål. Beviset grundar sig dock på att utsläppsrätterna för varje utsläppspunkt har ”splittrats upp” i ”delrätter”. En utsläppsrätt att släppa ut på en viss plats, är i praktiken ett antal ”delrätter” (eller N ambienta utsläppsrätter) där varje enskilt delrätt ger källan rätt att släppa ut en andel i berörda recipienter. Men detta resulterar i $\mathrm{M} \times \mathrm{N}$ olika marknader för (ambienta) utsläppsrätter med rörliga växelkurser vilket är än mer komplicerat än ett ambient handelssystem med N marknader och fasta växelkurser. Den stora nackdelen med utsläppshandel med rörliga växelkurser är bristen på en exakt definition av de utsläppsrätter som skall handlas. En utsläppsrätt kommer, från transaktion till transaktion, att ändra karaktär från att vara en utsläppsrätt till att bli en ambient belastningsrätt och sedan tillbaka till att bli en utsläppsrätt. Transaktionskostnaderna ökar till följd av denna tvetydiga karaktär hos utsläppsrätterna.

7.5.3 Utsläppshandel med (platsspecifika) fasta växelkurser

Hung and Shaw (2005) illustrerar ett förenklat handelssystem för åtgärder uppströms som kan benämnas utsläppshandel med (platsspecifika) fasta växelkurser. Detta system är utformat för förhållanden som följer lokala miljökvalitetsnormer. I princip kan systemet ses som ett förenklat system av utsläppshandel med rörliga växelkurser. Det har funktioner som gör det till en hybrid mellan ett system för utsläppshandel och ett ambient handelssystem för belastning. Med hänvisning till Figur 7.2 förlitar sig systemet på det faktum att retentionsanpassade transaktioner nedströms alltid är möjliga (nedströmsaktörer köper rätter från uppströmsaktörer) utan att bryta mot miljökvalitetsnormerna. En källa nedströms kan då alltid köpa utsläppsrätter (eller certifikat) från en källa uppströms utan komplicerade beräkningar, annat än retentionsanpassningen.

Ett system för utsläppshandel med fasta växelkurser tillåter endast källor nedströms att köpa tillstånd uppströms. Denna förenkling ger den praktiska egenskapen att handelsenheten kan

vara utsläpp vid källorna, som i ett enkelt cap-and-trade-system. Myndigheten tilldelar varje källa ett mål för den miljökvalitetsnorm som varje källa måste uppfylla (baserat på en beräkning i en vattenkvalitetsmodell som beräknar påverkan från uppströms till nedströms).

Ansvarig myndighet behöver inte ta hänsyn till åtgärdskostnaderna och tilldelningen sker endast i enlighet med de förhållanden som god vattenstatus kräver i varje vattenförekomst. Varje källa i systemet får endast rätter från källor uppströms. Detta innebär att en källa kan öka sina utsläpp (dvs. i princip bidra till att miljökvalitetsnormen inte uppfylls) om ökningen kan kompenseras genom en motsvarande minskning av utsläppen vid en eller flera källor uppströms.

En fördel med ett system för utsläppshandel med fasta växelkurser är dess enkelhet: Det kan förlita sig på fasta retentionsanpassade utsläpp som handelsenheter snarare än koncentrationsnivåer vid mottagningsvatten eller rörliga växelkurser. Förutsatt att miljökvalitetsnormen kan översättas till en maximal inflödeslast per vattenförekomst i avrinningsområdet finns det inget behov av datorsimulering mellan varje transaktion.

Det finns dock stora nackdelar: Ett system för utsläppshandel med fasta växelkurser kan inte hantera förgreningar i avrinningsområdet, vilket innebär att källa 1 och 2 i Figur 7.2 inte kan handla med varandra. Det kan inte heller utnyttja någon potentiell kostnadseffektivitet från källor uppströms som köper tillstånd från aktörer nedströms, eftersom detta inte är tillåtet. Det senare innebär att uppströmskällor får mindre möjligheter att köpa rätter även när handel är möjlig utan att bryta mot någon miljökvalitetsnorm. Den största konsekvensen för ett handelssystem för näringsbelastningar i Östersjöregionen är att ett system med fasta växelkurser inte kan utvidgas mellan avrinningsområden. Därför skulle varje avrinningsområde behöva driva sitt eget isolerade handelssystem och inget avrinningsområde skulle kunna inkludera förgreningar i sitt handelssystem. Sammanfattningsvis är ett system för utsläppshandel med fasta växelkurser en kompromiss mellan administrativa kostnader och den potentiella kostnadseffektivitet som kan uppstå genom att det utesluter handel uppströms samt mellan förgreningar inom avrinningsområdet liksom mellan olika avrinningsområden.

7.6 DESIGN AV HANDELSSYSTEM I KUST- OCH HAVSVATTEN

Enligt havmiljödirektivet ska medlemsstaterna fastställa miljömål för kustvatten och havsvatten per avrinningsområde på grundval av god miljöstatus. Direktivet omfattar Nordsjön och Östersjön, dvs. både kustvatten och havsvatten inom varje medlemsstats ekonomiska zon.

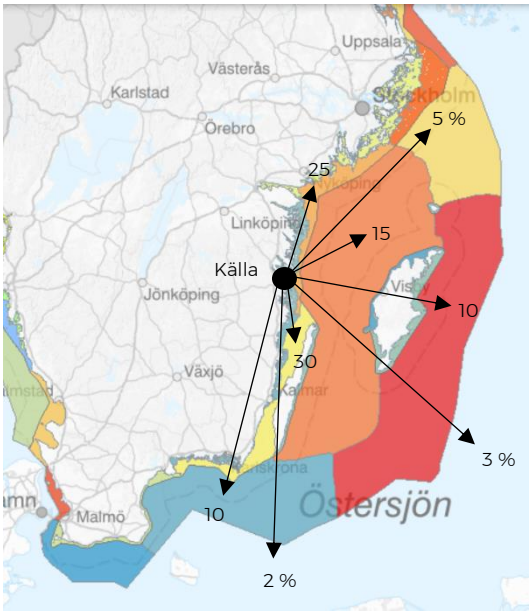
Denna situation ger ytterligare en dimension jämfört med handeln inom avrinningsområden, där vatten och utsläpp bara strömmar nedströms. I kustvatten och havsvatten kan utsläppen spridas i alla riktningar mellan olika kustvattenförekomster och olika utsjövatten.

Så länge som vattenkvalitets- eller näringsämnestransportmodeller kan estimera överföringskoefficienter som beskriver hur näringsämnen i genomsnitt sprids från avrinningsområden till kustvatten och bassänger, kan såväl ett ambient handelssystem som ett handelssystem för utsläpp med rörliga växelkurser tjäna samma funktion som beskrivs i föregående avsnitt för inlandsvatten. Ett handelssystem för utsläpp med fasta växelkurser kommer dock inte att fungera eftersom detta system endast kan hantera enkelriktade uppströms-nedströms transporter av näringsämnen. Ett system för utsläppshandel med rörliga växelkurser skulle fungera men skulle medföra avsevärda transaktionskostnader för att simulera nya växelkurser mellan varje transaktion genom det

faktum att transporter av näringsämnen kan spridas i alla riktningar mellan kustvatten och avrinningsområden.

I ett ambient handelssystem måste istället varje källa anskaffa sig en ”portfölj” av belastningsrätter (belastningscertifikat) beroende på hur effekterna av utsläppen sprids i vattenförekomster eller bassänger. Ett ambient handelssystem fungerar därmed enligt samma principer som beskrivs för inlandsvatten i avsnitt 7.5.1. Varje utsläppsenhet vid källan kompenseras specifikt av en unik portfölj med belastningsrätter (belastningscertifikat).

Ett ambient handelssystem är administrativt mer krävande än en marknad med ett tak (t.ex. EU:s ETS) eftersom ansvarig myndighet behöver informera källan om den portfölj av belastningsrätter (belastningscertifikat) som den behöver köpa. En källa måste vara verksam på flera marknader, en marknad för varje mottagande vatten som dess utsläpp påverkar.



Figur 7.3. Exempel på en portfölj med områdestillstånd för en källa vid Sveriges östkust i ett ambient handelssystem

För varje utsläppt ton, måste källan köpa en portfölj av belastningsrätter (belastningscertifikat) beroende på hur detta ton sprids och bidrar till koncentrationshalterna i varje vatten- och kustvattenförekomst samt utsjövatten i enlighet med både vatten- och havsmiljödirektiven.

Det finns dock inget behov av en datorsimulering mellan varje transaktion i ett ambient handelssystem (vilket krävs för systemet med utsläppshandel där nya växelkurser måste beräknas innan varje transaktion äger rum). Detta minskar den administrativa bördan för både lagstiftaren, ansvarig myndighet och källorna i ett ambient handelssystem. Varje källa står bara inför ett pris på sina utsläpp, vilket är det viktade medelvärdet av priserna för rätterna (certifikaten) i den specificerade portfölj som källan måste köpa.

Montgomery (1972) visade att marknadsjämvikten i ambienta handelssystem sammanfaller med den kostnadseffektiva allokeringen som uppnår de lokala målen (taken). Med andra ord, om belastningsrätter (belastningscertifikat) utfärdas av lagstiftaren för vatten- och kustvattenförekomster samt utsjövatten, kommer en konkurrensutsatt marknad att uppfylla

villkoren för kostnadseffektiv allokering, och detta oavsett hur tilldelningen av belastningsrätter (belastningscertifikat) är mellan källorna.

7.7 DATA OCH MODELLER SOM KRÄVS FÖR ETT SYSTEM FÖR NÄRINGSHANDEL

Likt systemet för utsläppshandel med rörliga växelkurser kräver ett ambient handelssystem genomsnittliga värden för retention och transport av näringsämnen mellan källor och recipienter. En vattenkvalitetsmodell (eller hydrologisk modell) är en simulering av ett hydrologiskt system som kan förutsäga effekterna av utsläpp av näringsämnen på olika platser på övergödningsnivåerna i olika vattenförekomster. Det svenska meteorologiska och hydrologiska institutet (SMHI) (2010) har utvecklat modeller som kan beräknar näringsbelastning och koncentrationsnivåer i vattendrag, sjöar samt kustvatten. Dessa modeller är operativa och har redan använts av svenska myndigheter. I dag använder länderna i Östersjöregionen olika modeller och metoder när de rapporterar till HELCOM och EU inom vattendirektivet (Helcom, 2019). Inom ramen för ett framtida internationellt handelssystem för näringsbelastningar måste länderna komma överens om en modell för Östersjöns avrinningsområden (eller en sammanhängande uppsättning nationella modeller).

Utöver estimerade genomsnittliga värden för retention och transport av näringsämnen (mellan källor och recipienter) skulle ett framtida system för handel med näringsämnen kräva modeller och metoder för att koppla samman åtgärder vid diffusa källor med näringsbelastningar i recipienter.

Sammanfattningsvis är de viktigaste uppgifterna för driften av ett ambient handelssystem följande:

- Estimerade genomsnittliga värden för retention och näringstransport mellan varje utsläppskälla, vattenförekomst, kustvattenförekomst och utsjövatten. Dessa estimerade värden bestämmer de fasta överföringskoefficienterna mellan varje utsläppskälla och recipienter i handelssystemet.
- Högsta tillåtna näringsbelastning per år för varje vattenförekomst, kustvattenförekomst och utsjövatten, baserat på de målindikatorer för näringsämnen som behövs för att uppfylla miljökvalitetsnormerna.
- Reduktionsbanor för högsta tillåtna näringsbelastning per år fram till det år då miljökvalitetsnormerna skall uppnås i varje vattenförekomst, kustvattenförekomst och utsjövatten.
- Ackrediterade flödesmätningar vid utsläppspunkterna för punktkällor.
- Ackrediterade och verifierade åtgärder för diffusa källor med resultatindikatorer, t.ex. när det gäller reduktioner av antal kilo näringsämnen per hektar av jordbruksområde med genomförda åtgärder.

Även om ett system för utsläppshandel med rörliga växelkurser kräver samma information som ovan, skulle det dessutom kräva datorsimuleringar innan varje transaktion äger rum för att beräkna nya växelkurser för nästa potentiella transaktion. Datorsimuleringarna baseras på en ekonomisk modell som beräknar de handelsförhållanden som behövs för att korrigera för eventuell efterfrågan som uppstår när önskad transaktion (indata till

simulering) skulle komma att innebära att en högsta tillåtna näringsbelastning för recipient överskrids någonstans.

7.8 JÄMFÖRELSE AV HANDELSSYSTEM

I det här avsnittet jämförs egenskaper hos de typer av handelssystem som diskuterats i föregående avsnitt. Tabell 7.3 jämför designegenskaper hos de två huvudtyper av handelssystemen som kan hantera multipla mål, dvs. ambienta handelssystem respektive utsläppshandel med rörliga växelkurser samt ävenså utsläppshandel med fasta växelkurser (vilket kan ses som en förenklad hybrid mellan de två andra).

7.8.1 Handelsenhet

Alla tre system har olika tillvägagångssätt när det gäller handelsenheter. I systemet med utsläppshandel med rörliga växelkurser och systemet med utsläppshandel med fasta växelkurser utgörs handelsenheterna av de utsläppsenheter som sker vid källan, precis som med ett handelssystem med ett tak (t.ex. EU ETS). Rörliga växelkurser mellan utsläpp på olika platser beräknas löpande för att ta hänsyn till att utsläpp från olika källor genererar olika belastningar beroende på plats samt att utrymmet mellan den belastning som en önskad transaktion ger och vad som kan tillåtas utan att överskrida en miljökvalitetsnorm hela tiden varierar. Denna rörliga växelkurs är specifik för varje unik transaktion och varierar med varje transaktion i systemet. Därför måste växelkurserna tas fram med datorsimulering innan *varje* transaktion kan godkännas.

Det ambienta handelssystemet använder istället belastningsrätter (belastningscertifikat) som är direkt associerade med källans placering. Belastningsrätter (belastningscertifikat) definieras som ett maximalt tillåtet bidrag (eller minsta tillåtna reduktion) till inflödet till varje recipient. Eftersom varje källa påverkar flera recipienter måste varje källa köpa en portfölj med belastningsrätter (belastningscertifikat) från dessa recipienter. Trots detta står varje källa inför ett pris för en enhet av sina egna utsläpp, vilket är det viktade medelvärdet hos priserna på belastningsrätterna (belastningscertifikaten) i portföljen.

7.8.2 Var kan handelssystemen användas?

Både ambienta handelssystem liksom utsläppshandel med rörliga växelkurser kan användas i avrinningsområden, kustvatten och utsjövatten förutsatt att det finns estimerade parametrar för genomsnittlig retention och transport av näringsämnen (vilka redan finns och används idag av svenska myndigheter) mellan källor och recipienter.

Förenklade system med fasta växelkurser kan endast användas i avrinningsområden för uppströms och nedströms handel, eftersom det utnyttjar att vattenflödet rinner i en riktning utan förgreningar. Därför kan de inte användas inom avrinningsområden som har förgreningar. Det kan inte heller utnyttja potentiell kostnadseffektivitet som realiseras när källor uppströms köper rätter (certifikat) från aktörer nedströms. En stor nackdel är att de inte kan utvidgas mellan olika avrinningsområden, vilket innebär att varje avrinningsområde behöver ha ett eget handelssystem.

7.8.3 Hur fungerar handeln?

I ett ambient handelssystem måste varje källa köpa och sälja en portfölj med belastningsrätter (eller belastningscertifikat) på flera vattenmarknader, en marknad för varje recipient som dess utsläpp påverkar, där varje marknad har ett eget pris som bestäms av utbud och efterfrågan. Källan kan ibland behöva köpa på vissa marknader samtidigt som den säljer på andra marknader. Detta innebär att två källor aldrig kommer att handla direkt med varandra. I stället tillhandahåller mäklare de portföljer (bestämda av ansvarig myndighet) från vilka en källa måste köpa och sälja. Varje källa står dock inför ett enda pris, vilket är det viktade medelvärdet av priserna på belastningsrätterna (certifikaten) för receptorerna i dess specificerade portfölj.

System för utsläppshandel med rörliga växelkurser bygger på att växelkurserna bestäms av förhållandet mellan olika källors placering liksom utrymmet mellan den belastning som en önskad transaktion ger och vad som kan tillåtas utan att överskrida en miljökvalitetsnorm någonstans. Växelkurserna kommer därför att variera hela tiden mellan varje transaktion. Källorna känner inte heller till växelkurserna förrän deras transaktion simulerats och fastställts. Två källor som vill handla måste först köra en datorsimulering baserad på resultaten från en vattenkvalitetsmodell för att få en växelkurs. Om två andra källor råkar bli godkända före och avslutar en transaktion måste de två första källornas växelkurs simuleras om innan den kan godkännas igen. Osäkerheter i samband med växelkurser och tvivel om huruvida en transaktion mellan källor kommer att godkännas leder till större transaktionskostnader jämfört ambienta handelssystem.

Generellt kommer ambienta handelssystem därför att vara enklare att driva och använda än ett system för utsläppshandel med rörliga växelkurser. Detta beror på att de fasta överföringskoefficienterna mellan källvatten och recipienter innebär att det inte behövs några datorsimuleringar mellan varje transaktion. Transaktioner kan ske omedelbart, på samma sätt som i handelssystem med ett tak (som t.ex. EU ETS), medan ett system för utsläppshandel med rörliga växelkurser kräver datorsimuleringar före varje transaktion.

Systemet med utsläppshandel med fasta växelkurser är ett specialfall av ett system för utsläppshandel med rörliga växelkurser. Eftersom man använder sig av det enkelriktade vattenflödet i uppströms-nedströms-handel i ett avrinningsområde, kan växelkurserna mellan källorna göras fasta och oberoende av transaktion, precis som de fasta överföringskoefficienterna inom ambienta handelssystem. Eftersom växelkurserna är fasta behövs heller inga datorsimuleringar före varje transaktion.

7.8.4 Hur tar handelssystemen hänsyn till retention och spridning mellan källa och recipient?

Alla tre systemen använder samma sätt att ta hänsyn till retention inom avrinningsområden. I ambienta handelssystem ingår retentionsjusteringen som en del av överföringskoefficienten mellan varje källa och recipient. I system för utsläppshandel med rörliga växelkurser ingår retentionsjusteringen som en del i växelkurserna mellan källorna. I system med utsläppshandel med fasta växelkurser är växelkurserna mellan källorna identiska med retentionsvärdena, eftersom handelskällorna endast är belägna i uppströms-nedströms förhållanden.

7.8.5 Hur uppfyller handelssystemen mål och icke-försämringskrav?

Ambienta handelssystem har den enklaste regleringen genom att låta ansvariga myndigheter ange ett tak (eller en basnivå) för inflödet av näringsämnen till varje recipient som har en miljökvalitetsnorm (t.ex. inlandsvatten-, kustvattenförekomst eller utsjövatten) och skapar därefter belastningsrätter (eller belastningscertifikat). Under varje handelsperiod finns det ett tak för den maximala belastning som tillåts för varje recipient. Åtstramningen av taken (basnivåerna) ökas varje år fram till det sista år då målen ska nås för varje vatten-, kustvattenförekomst eller utsjövatten. Ett ambient handelssystem uppfyller automatiskt villkoret för icke-försämring.

Systemet med utsläppshandel med rörliga växelkurser uppfyller miljökvalitetsnormerna och villkoret om icke-försämring på ett mer indirekt sätt genom att använda olika växelkurser mellan källor och därmed ställa villkor för vilka källor som kan bedriva handel, när det är tillåtet, och med vilka växelkurser de kan bedriva handel. Förenklade versioner av detta system har testats på flera handelssystem för vattenkvalitet i USA under de senaste 20 åren (Shortle & Horan, 2008). Resultaten har påvisat betydande transaktionskostnader eftersom varje transaktion måste föregås av simulerings innan ansvarig myndighet kan godkänna transaktionen (Willamette Partnership, 2018).

Ansvariga myndigheter kan då frestas att förenkla handeln med genom att använda förutbestämda fasta växelkurser. Detta innebär dock att inflödet av belastningar till recipienterna inte längre kan styras, och därmed inte heller uppfyllandet av miljökvalitetsnormer eller icke-försämringskrav. Därav har ambienta handelssystem och system för utsläppshandel med fasta växelkurser det enklaste sättet att uppfylla miljömål och icke-försämringskrav.

Tabell 7.3. Sammanfattning av egenskaper hos tre typer av handelssystem för multipla tak

	Utsläppshandel med rörliga växelkurser (eller system för utsläppskompensation)	Utsläppshandel med fasta växelkurser	Ambienta handelssystem
Handelsenhet	Utsläppsrätter (certifikat) kopplade till utsläppspunkten		Ambienta belastningsrätter (certifikat) kopplade till recipient
Var kan det användas?	Avrinningsområden, kustvatten och utsjövatten	Endast handel uppströms och nedströms inom ett avrinningsområde	Avrinningsområden, kustvatten och utsjövatten
Hur fungerar handeln?	Köp eller sälj av utsläppsrätter (certifikat) till växelkurser som fastställs i simulering före varje transaktion	Endast köp av utsläppsrätter (certifikat) uppströms till fasta växelkurser	Köp eller sälj portföljer med ambienta belastningsrätter (certifikat) för varje källa
Hur tar det hänsyn till retention och spridning mellan källa och recipient?	Fasta växelkurser mellan källor		Fasta överföringskoefficienter mellan varje källa och recipient
Hur uppfyller det miljömål?	Rörliga växelkurser bestämda av förhållandet mellan önskade belastningar och tillåtna belastningar i varje tidpunkt	Fasta växelkurser mellan källor	Ett tak per vatten-, kustvattenförekomst och utsjövatten för ambienta belastningsrätter (certifikat)
Krav på tilldelning av rätter för att handel ska generera en kostnadseffektiv allokering	Allokering proportionell till de maximala belastningsnivåer som följer av miljökvalitetsnormer		Inga krav
Existensvillkor för marknadsjämvikt bevisad av	Krupnick et al. (1983)*, McGartland & Oates (1985), Atkinson & Tietenberg (1982)	Hung och Shaw (2005)	Montgomery (1972)

*Krupnick et al. (1983) tillhandahåller inte något formellt bevis på existens.

7.8.6 Vilken tilldelning av rätter krävs för kostnadseffektivitet?

Montgomery (1972) har visat att ambienta handelssystem uppfyller villkoret att marknadsjämvikten sammanfaller med den kostnadseffektiv allokering som når miljömålen. Det åstadkommer detta oavsett vilken fördelningsregel son tilldelningen av belastningsrätter (certifikat) bland källorna följer. Detta kräver dock att den tilldelningen av belastningsrätter (certifikat) är bindande på alla marknader: Det måste alltså finnas brist på det totala antalet belastningsrätter (certifikat) i alla recipienter när handel inleds.

McGartland och Oates (1985) visade att ett system utsläppshandel med rörliga växelkurser också kan sammanfalla med den kostnadsminimerade lösningen och samtidigt uppnå alla förutbestämda miljömål. Tilldelningen av utsläppsrätter måste dock vara proportionerlig till de högsta tillåtna belastningsnivåerna för varje recipient. För alla andra fördelningar i tilldelningen av belastningsrätter kommer handeln inte att leda till en kostnadseffektiv allokering. Ambienta handelssystem har således fördelen att lagstiftaren kan välja fördelning hos tilldelningen av belastningsrätter (certifikat) utan att påverka kostnadseffektiviteten, på samma sätt som i handelssystem med ett tak (som t.ex. EU ETS).

”Extrema” fördelningar hos tilldelningen kan dock leda till monopolistisk och monopsonistisk makt på en eler flera marknader i ett ambient handelssystem (liksom det också kan i ett enkelt handelssystem med ett tak som EU ETS om alla rätter skulle tilldelas en enda aktör/sektor i ett land). Det finns dock en starkare tendens till detta i ambienta handelssystem på grund av de många geografiskt belägna marknaderna i systemet. Om ett fåtal aktörer exempelvis tilldelas stora mängder belastningsrätter inom ett område kan de få monopolställning som säljare inom detta område (vilket kan pressa upp priserna i området). På samma sätt skulle en tilldelning kunna leda till monopsonistisk makt med endast en köpare, eller några köpare, inom ett område (vilket kan pressa ned priserna i området). En lösning på detta problem är att säkerställa en jämn fördelning av ambienta belastningsrätter (certifikat) mellan källorna i olika geografiska områden.

7.8.7 Transaktionskostnader med heterogena skador

Storleken på transaktionskostnaderna är ett viktigt övervägande vid design av handelssystem med multipla mål. Flera författare har förutsett höga transaktionskostnader med handelssystem med rörliga växelkurser, särskilt de med många recipienter. I system för utsläppshandel med rörliga växelkurser skapar datorsimulerade transaktionsspecifika växelkurser osäkerhet och ökat administrativt arbete vilket ökar transaktionskostnaderna. Detta är ett mindre problem i ambienta handelssystem eftersom överföringskoefficienterna, vilka motsvarar ”växelkurserna”, är oberoende av transaktioner mellan andra källor, och inga datorsimuleringar behövs. Å andra sidan kan antalet recipienter som tas med i beräkningen vara mindre i system för utsläppshandel med rörliga växelkurser eftersom endast recipienter som binder (dvs. de där en miljökvalitetsnorm skulle överskridas) tas med i simuleringen. Systemet med utsläppshandel med fasta växelkurser har de lägsta administrativa kostnaderna, vilket gör det till systemet med de lägsta transaktionskostnaderna.

7.8.8 Tunna marknader

Handelssystem för multipla mål måste säkerställa att målen uppfylls och att kostnadseffektivitet uppnås. Detta kräver i sin tur att inte alla källor kan tillåtas att handla obegränsat med varandra. När enskilda regioner har få källor och är långt ifrån varandra kommer det naturligtvis att leda till färre handelsmöjligheter. Dessa regioner tenderar att förekomma i de mest uppströmsområdena i avrinningsområden, särskilt små avrinningsområden, och kan resultera i marknader med få deltagare och sällan förekommande transaktioner. Följden blir att handel på så kallade tunna marknader får höga transaktionskostnader eftersom handel sker alltför sällan för att marknadspriser ska etableras. Detta gäller i synnerhet i system för utsläppshandel med rörliga växelkurser där källor handlar med varandra och i något mindre utsträckning i ambienta handelssystem eftersom källorna där handlar i portföljer och aldrig med varandra. En tunn marknad är mindre benägen att producera den mest kostnadseffektiva lösningen, även om varje transaktion kommer att ge en mer kostnadseffektiv allokering än ingen handel alls. I detta fall kan myndigheterna införa antingen vägledande prisnivåer eller prisgolv. I ambienta handelssystem sker all handel via mäklare vilka kan vilja sätta priser i ett område som saknar pris för att på så sätt kunna erbjuda kompletta portföljer till köpare.

Motsatsen (dvs. tjocka marknader) tenderar att gälla för recipienter som ligger nedströms i avrinningsområden, kustvatten och utsjövatten. Eftersom dessa recipienter tenderar att ha ett stort antal källor kommer de omsatta volymerna att bli större, vilket underlättar etableringen

av marknadspriser (framförallt i ambienta handelssystem där handel sker i portföljer). Även om det finns många potentiella köpare och säljare kan det dock hända att det bara sker alltför få förändringar över tid för att frigöra rätter (certifikat) alternativt öka efterfrågan på dem. För att skapa efterfrågan är det därför viktigt att taken (golven) är tillräckligt låga (höga) för att de ska binda redan från början, samtidigt som de sänks (höjs) varje år.

Huruvida marknaden visar sig vara tjock eller tunn är också ett resultat av enskilda källors uppfattning om den framtida marknaden. Investeringar i teknik för att minska utsläppen är sällan frekventa, och kräver vanligtvis långa planerings- och beslutsperioder. Det får följden att källor som inte förväntar sig att hitta köpare på marknaden, blir ovilliga att överinvestera och sälja rätter (eller generera certifikat); alternativt kan de underinvestera och förlita sig på att kunna köpa rätter (certifikat). Utformningen av en fungerande marknadsstruktur i ett handelssystem bör beakta de reglerade källornas strategiska överväganden.

Transaktionskostnader och marknadens tjocklek kan också påverkas med antalet recipienter i system för utsläppshandel med rörliga växelkurser. Transaktionskostnaderna blir mindre med färre recipienter i dessa system, men detta skulle naturligtvis försvaga handelssystemets miljöeffektivitet och bryta mot den lokala miljökvalitetsnormen. I ambienta handelssystem är transaktionskostnaderna för reglerade källor mindre beroende av antalet recipienter eftersom dessa möter ett pris oavsett antalet recipienter. Däremot ökar de administrativa kostnaderna för ansvariga myndigheter med antalet recipienter oavsett typ av styrmedel.

7.8.9 Sparande av rätter (certifikat) till senare användning

I vissa cap-and-trade-system kan rätter sparas en längre tid. Ett syfte är att det kan begränsa prisvariationer över tid. Om en oväntad brist på rätter leder till att priserna stiger skulle källor som tidigare sparat rätter få större incitament att sälja, vilket skulle motverka prisökningen.

Sparande av rätter (eller certifikat) kan också ge incitament för reglerade källor att reducera sina utsläpp tidigare. Källor som förväntar sig att rätter (certifikat) kommer att bli dyrare i framtiden kommer att investera mer för att minska sina utsläpp idag, och därmed frigöra rätter (certifikat) att sälja till andra längre fram. Sparande och användning av sparade rätter (certifikat) ger viktig flexibilitet för aktörerna, eftersom de kan anpassa takten med vilken de minskar sina utsläpp. Sparandet kan regleras genom att begränsa antalet rätter (certifikat) som en källa kan inneha genom att begränsa deras giltighetstid.

Inom handelssystem för näringsbelastningar som är bundna av lokala miljömål och icke-försämringsvillor är dock möjligheterna till sparande av rätter (certifikat) begränsade. De rätter (certifikat) som sparats under en tidigare period skulle så småningom kunna utnyttjas under en senare period, vilket skulle kunna öka sannolikheten att bryta mot miljökvalitetsnormer. Med tunna marknader och oregelbundna investeringar skulle sparande kunna öka förtroendet (och minska osäkerheten) för reglerade källor när det gäller tillgång till rätter (certifikat). Möjligheten till sparande är dock begränsad, inte bara på grund av miljökvalitetsnormer och icke-försämringsvilloret utan också på grund av icke-linjära samband i vattenekosystemet. En ökning av näringsbelastningen idag kompenseras inte nödvändigtvis av en motsvarande minskning i morgon.

7.9 PÅ VILKEN NIVÅ BÖR HANDELN SKE?

En stor skillnad mellan handelssystem för näringsbelastningar och handelssystem med ett tak som t.ex. EU ETS, är att de förra har multipla mål, vilka ökar systemets administrativa

kostnader. Även om transaktionskostnaderna för enskilda källor kan hållas nere (genom att ge dem möjligheter att handla till ett pris för egna utsläppsenheter i ambienta handelssystem), ökar de administrativa kostnaderna med antalet lokala mål.

Ett sätt att minska de administrativa kostnaderna är att låta regioner eller länder handla med varandra i stället för att låta individuella källor gör det. Handelssystem för Östersjön kan utformas för handel på olika förvaltningsnivåer, till exempel:

1. Länder som använder bilaterala avtal
2. Regioner vars vattendistrikt underhålls av lokala vattenmyndigheter
3. Avrinningsområden som underhålls av lokala myndigheter och/eller lokala grupper av utsläppskällor i avrinningsområdena
4. Enskilda utsläppskällor inom eller mellan sektorer

I fall 1 till 3 sker handel mellan länder eller regioner, som alltså också utgör de handlande aktörerna i handelssystemet. Varje aktör är då ansvarig inom systemet att reglera den totala belastningen från sitt geografiska ansvarsområde (t.ex. land, region, vattendistrikt eller avrinningsområde) genom befintliga nationella och regionala politiska styrmedel liksom redan sker med befintliga styrmedel). Reglerande handelsaktörer är skyldiga att köpa en belastningsrätt för varje ton utsläpp (ett certifikat för varje ton utebliven reduktion) som når Östersjön från sitt geografiska område. I dessa fall behöver handel inte nödvändigtvis ske inom avrinningsområden, utan istället endast omfatta utsläpp som når kustvatten och utsjövatten. I fall 1 till 3 sker alltså regleringen av individuella källor (t.ex. enskilda anläggningar eller jordbruk) utanför handelssystemet genom andra (eventuellt redan befintliga) nationella eller regionala styrmedel eller lokala avtal. De effekter som handel skulle innebära på exempelvis marginalkostnader och/eller utsläppsmål för Östersjöområdet skulle överföras till utsläppsminskningar av individuella källor via alternativa styrmedel och avtal snarare än via handelssystemet. Sådana lösningar skulle därmed inte realisera kostnadseffektiva allokeringar inom avrinningsområden, regioner eller länder till en större grad än att andra (eventuellt befintliga) styrmedel inom dessa områden kan göra det. Sådana förluster i kostnadseffektiv allokering får då vägas mot lägre administrativa kostnader för handelssystemet.

8 INTERNATIONELL ÖVERSIKT

I detta kapitel presenteras resultatet av en kartläggning av internationella handelssystem som är relevanta för övergödningsproblematiken i Östersjön.[2] Handelssystem har funnits i över 40 år men blev vanligare på 1980-talet. Även om det totalt sett har införts få system kan exemplen bidra med kunskap om design, implementering, effekter och utmaningar.

[2] Följande system har granskats: 1. Passaic Valley Sewerage Commissioners Pre-treatment Trading Project (PVSC), New Jersey, 2. Australian Water Market, Murray Darling Basin, 3. Bear River, Idaho/Utah/Wyoming, 4. no Creek Basin Phosphorus Trading, 5. Chesapeake Bay (Pennsylvania, Maryland, Virginia, and the District of Columbia)", 6. Clean Water Services Trading – Oregon, 7. Clear Creek (Colorado), 8. EU Emissions Trading System, 9. Fox River program (Wisconsin), 10. Great Miami River Trading Program (Ohio), 11. Kalamazoo program (Michigan), 12. Kenya - Naivasha-Malewa Project, 13. Lake Dillon (Colorado), 14. Lake Fuxian, China, 15. Long Island Sound Connecticut, New York, 16. Neuse River (North Carolina), 17. Ohio River Basin Trading, 18. Piasa Creek Watershed Project (Illinois) (Sediment Trading), 19. Pinot Carlota Copper Trading programme, 20. Rahr Malting Company (Minnesota), 21. Rotorua Policy Prototype (NZ), 22. San Francisco Bay Mercury Offset Program (California), 23. Snake River and lower Boise River (Idaho), 24. Tampa Bay National Estuary Program (TBNEP), Florida, 25. Tar-Pamlico program (North Carolina), 26. Taupo (NZ), 27. The Grassland Area Farmers Trading Program (CA), 28. The Regional Greenhouse Gas Initiative (RGGI) (US), 29. US Sulphur Dioxide Cap and Trade Programme, 30. Water Quality Trading in the South Nation River Watershed, Ontario, Canada. South nation conservation SNC.

Till att börja med beskrivs fem handelssystem i detalj och därefter ges en översikt av ytterligare 25 system. Fokus ligger på att utvärdera nyckelkomponenter i systemen och dra slutsatser om framgångsfaktorer.

8.1 EXEMPEL PÅ HANDELSSYTEM

De fem handelssystem som har valts ut för ingående analys är 1) handelssystemet för kväve i Tauposjön i Nya Zeeland, vilket är det enda existerande tvingande handelssystemet som inkluderar diffusa källor, 2) USA:s framgångsrika handelssystem för svaveldioxid, Acid Rain Program, 3) handelssystemet för fosfor i Lake Dillon i Colorado, vilket är ett typexempel på handelssystem för näringsämnen, dock med begränsad handel, 4) handelssystemet för kväve i Long Island Sound i Connecticut, vilket omfattar punktkällor och har varit mycket effektivt tack vare en innovativ utformning och 5) handelssystemet i Chesapeake Bay-staterna som är viktig på grund av dess likheter med Östersjön.

8.1.1 Tauposjön, Nya Zeeland

Nya Zeelands största sjö Taupo ligger i mitten av den norra ön och lockar till sig internationell och inhemsk turism. En betydande försämring av vattenkvaliteten upptäcktes under det sena 1990-talet och hamnade i fokus 2001 när sjön hade sin första registrerade algblomning någonsin. Efter hälsolarm och oro över försämringen av vattenkvaliteten drog forskare slutsatsen att den till stor del orsakades av kväveutsläpp från omgivningen, framförallt från betesmark (Tabell 8.1).

Tabell 8.1 Källor till kvävebelastning i Tauposjön (Lake Taupo Protection Trust, 2019)

Källa		Belastning N (ton/år)	Effektiv avkastning (Kg N/ha/år)	% av totalt	% av delsumma
Ohanterlig belastning (naturlig)	Atmosfäriskt nedfall	272	4.4	20 %	34 %
	Outvecklad mark	311	2	23 %	39 %
	Barrträd på oförbättrad mark	122	2	9 %	15 %
	Tongariro Power Development	87		6 %	11 %
	Barrträd på oförbättrad betesmark	12	2.7	1 %	1 %
	Delsumma	804		59 %	100 %
Hanterbar belastning (mänsklig påverkan)	Betesmark (ej mjölkdjur)	442	8.6	33 %	79 %
	Betesmark för mjölkdjur	68	29	5 %	12 %
	Dagvatten	16	8	1 %	3 %
	Avloppsvatten	17		1 %	3 %
	Barrträd på förbättrade betesmarker	6	4,2–6,0 [1]	0,40 %	1 %
	Kvävefixerande buskar	7	12	0,50 %	1 %
	Delsumma	556		41 %	100 %
Totalt		1360		100 %	

Efter samråd med allmänheten, markägare och miljödomstolen sattes ett mål om att minska kväveutsläppen med 20 procent. Målet skulle uppnås genom att sätta en maxgräns för de totala kvävenivåerna, tilldela utsläppsrätter och inrätta en marknad för handel med

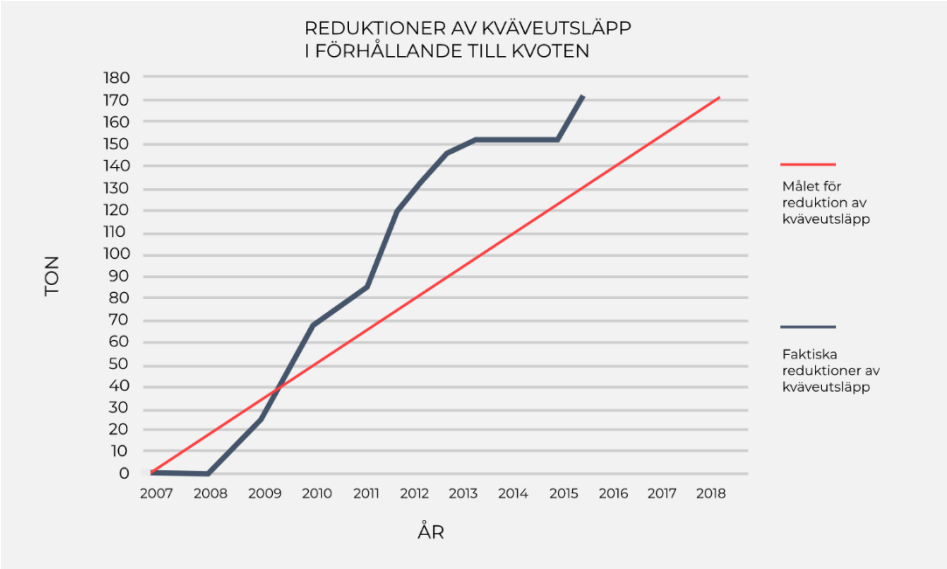
utsläppsrätter som förvaltas av Lake Taupo Protection Trust. Varje jordbrukare tilldelades utsläppsrätter som kunde användas eller säljas inom ett område runt sjön.

Alla jordbrukare var tvungna att följa de nya reglerna. Eftersom aktörer och tillsynsmyndigheter inte kunde mäta och övervaka kväveutsläppen direkt tilldelades varje jordbrukare en begränsning på kvävetillförsel. Historiska utsläpp användes för att individuellt beräkna taket för varje aktör. Kostnaden för mätning ingår som en del i aktörernas tillstånd. Innan reglerna infördes erbjöds varje gård ett utköp av Lake Taupo Protection Trust till marknadsvärde, vilket gjorde det möjligt för företag som inte skulle vara lönsamma enligt det nya systemet att välja bort. Några av dessa gårdar omvandlades till skogsmark för att minska kväveutsläppen.

Tillförseln av näringsämnen och potentiell urlakning spårades genom den så kallade Overseer-modellen, en programvara som var nödvändig för att övervaka varje gård och se till att de följde de nya reglerna.

Handeln med kväve-utsläppsrätter var tillåten i Taupos avrinningsområde. Markägare kunde köpa, sälja och hyra ut utsläppsrätter. Majoriteten av transaktionerna har skett genom Lake Taupo Protection Trust. Ett handelspris på 300 NZD per kg kväve fastställdes 2012 när systemet upprättades. På grund av de höga kostnaderna för registrering, datahantering, testning och transaktioner var det bara handel mellan stora jordbrukare som var lönsamt. Vissa jordbrukare såg de nya reglerna som en möjlighet att marknadsföra sig själva som ett grönare alternativ och testa om konsumenter skulle vara villiga att betala ett högre pris. Detta ledde bland annat till utvecklingen av ett nytt varumärke från Taupo.

När det gäller kvävebelastningen uppnådde handelssystemet målen (se Figur 8.1. nedan) utan någon påvisad brist i efterlevnad bland utsläpparna. Handel vid sidan av Lake Taupo Protection trust funkar också väl vilket framgår av att handel förekommer mellan jordbruken. Handeln har också främjat jordbruksverksamhet som inte är lika kväveintensiv, t.ex. olivodlingar och fårgårdar.



Figur 8.1. Minskad kvävereduktion (Lake Taupo Protection Trust, 2019)

Förbättringar av vattenkvaliteten i sjön har dock inte uppnåtts, kanske på grund av att målen för kväveminskningarna var för lågt satta. Som styrmedel kan handel med näringsämnen svara på dessa utmaningar genom att helt enkelt skärpa den befintliga utformningen genom att

t.ex. köpa utsläppsrätter på marknaden. Detta skulle öka priset på utsläppsrätter och stimulera ytterligare minskningar bland befintliga jordbrukare eller stimulera användandet av mindre kväveintensiva tekniker.

8.1.2 USA:s handelssystem för svaveldioxid

Det amerikanska systemet för svaveldioxid (SO_2) har utvecklats över tid, vilket kan innebära att vissa aspekter skiljer sig från hur ett framtida handelssystem i Östersjön skulle se ut. Lärdomarna av hur marknaderna kan förändras över tid är dock viktiga.

Efter att SO_2-utsläpp från kraftverk orsakat surt regn i början av 1990-talet inrättade USA ett handelssystem med utsläppsrätter - Acid Rain Programme, vilket implementerades i två faser. Fas 1 (1995–1999) omfattade 263 elproducerande källor som var ansvariga för den största volymen av utsläppen och innebar att de fick ett tillfälligt utsläppstak. Fas 2 inleddes år 2000 och innebar en utökning till alla aktörer som släpper ut fossila bränslen på mer än 25 MW, med ett tak på nio miljoner ton (Chan, et al., 2012).

Varje källa behövde implementera ett övervakningssystem för kontinuerlig mätning av SO_2 som certifierades av USA:s motsvarighet till Naturvårdsverket. Övervakningssystemet rapporterar utsläpp per timme, med övervakning och verifiering av uppgifterna från myndigheten. Dessa transparenta datasystem, tillsammans med tydliga påföljder för bristande efterlevnad, har bidragit till mycket hög efterlevnad (Ellerman, 2004).

Handelssystemet tillåter sparande av utsläppsrätter utan mängdbegränsningar. Sparande har ansetts vara en framgångsindikator eftersom aktörerna har intresse av att upprätthålla värdet på sparade utsläppsrätter och tillät deltagarna en smidig övergång till fas tvås lägre tak (Chan, et al., 2012). Deltagande på marknaden är öppet och inte begränsande, vilket även gör det möjligt för aktörer som inte släpper ut att delta på marknaden.

Gratis tilldelning av utsläppsrätter gjorde att industrin köpte sig in på marknaden. Detta ansågs vara en viktig strategi för att få stöd från aktörer som förväntades ”förlora” på politiken. Utsläppsrätterna baserades på den genomsnittliga årliga värmetillförseln under referensperioden (1985–1987) multiplicerat med relevant utsläppstakt. 2,7 procent av utsläppsrätterna delades ut genom en auktion för att uppmuntra handel och möjliggöra för nya marknadsaktörer. Bonusrätter gavs också för innovationer som främjar alternativ för lägre utsläpp från både utbuds- och efterfrågesidan (Chan, et al., 2012).

Industriinköp underlättades genom fastställande av taket och tilldelning av utsläppsrätter via lagstiftning. Det begränsade dock myndighetens förmåga att justera taket, som från början sattes till en nivå baserat på politisk acceptans snarare än vetenskaplig grund. Försök att ändra systemet till att och leverera större utsläppsminskningar misslyckades på grund av rättsliga hinder och utsläppsmarknaden.

Efter ett tidigare misslyckat försök att sänka taket genom Clear Skies Act infördes Clean Air Interstate Rule (CAIR). CAIR krävde att vissa stater ger upp två utsläppsrätter för varje ton SO_2 som släpps ut för att skydda andra stater som drabbas av utsläppen, vilket sänkte taket med två tredjedelar (Chan, et al., 2012). Detta godkändes dock inte i domstol. Slutligen infördes Cross-State Air Pollution RULE (CSAPR) som endast tillät handel inom stater och förhindrade användningen av sparade utsläppsrätter vilket plötsligt annullerade ett betydande antal sparade utsläppsrätter (Schmalensee & Stavins, 2015). Detta ledde till att priset på utsläppsrätter kollapsade och sjönk till nära noll.

8.1.3 Lake Dillon, Colorado

Lake Dillon, som ligger i Rocky Mountains, är populär för turister på grund av sin orörda natur och rekreationsmöjligheter, samtidigt som den levererar mer än hälften av Denvers dricksvatten. I början av 1980-talet uppstod problem med försämrad vattenkvalitet och därför upprättades ett fosfor-tak för de fyra (punkt)källorna i området, nämligen regionens fyra kommunala avloppsreningsverk (Breetz, et al., 2004). Två år senare utvidgades handelssystemet till att inkludera även diffusa källor för att de ursprungliga punktkällorna skulle kunna överstiga sitt årliga tak. Målet var att möjliggöra utveckling utan att riskera vattenkvaliteten samtidigt som man fick bättre kontroll på diffusa källor.

Handelssystemet i Lake Dillon har ett handelsförhållande som är 2:1 mellan punktkällor och diffusa källor och 1: 1 mellan diffusa källor. Förhållandet 2:1 kräver en minskning av fosforutsläpp från diffusa källor med 2 kg för ett utsläpp på 1 kg från en punktkälla (Woodward, 2003).

Handelssystemet förhindrade också några viktiga funktioner. För det första var punktkällor förbjudna att handla med framtida överskott. För det andra fanns inga särskilda bestämmelser för diffusa källor att spara utsläppsrätter. Detta avskräckte punktkällor från att minska deras fosforutsläpp och från att delta i handeln. Faktum är att endast en transaktion skedde inom systemet.

Marknaden hade inga intresserade aktörer, delvis på grund av att punktkällorna uppgraderade avloppsvattenanläggningarna i början av 1980-talet, vilket minskade belastningarna långt under taket och gjorde att efterfrågan på utsläppsrätter blev obefintlig (Woodward, 2003). Kort sagt valde utsläppare att färdigställa uppgraderingar och välja innovationsvägen snarare än att handla med utsläppare av diffusa utsläpp. Intressant nog uppskattades det att reningsverken kunde ha minskat åtgärdskostnaderna till hälften om de hade valt att finansiera diffusa källor för att kompensera sina utsläpp (via marknaden) istället för att investera i teknik.

De föreslagna möjligheterna till handel mellan punktkällor och diffusa källor realiserades inte i detta fall och som ett resultat hittade reningsverk andra sätt att minska utsläppen av fosfor utan handel.

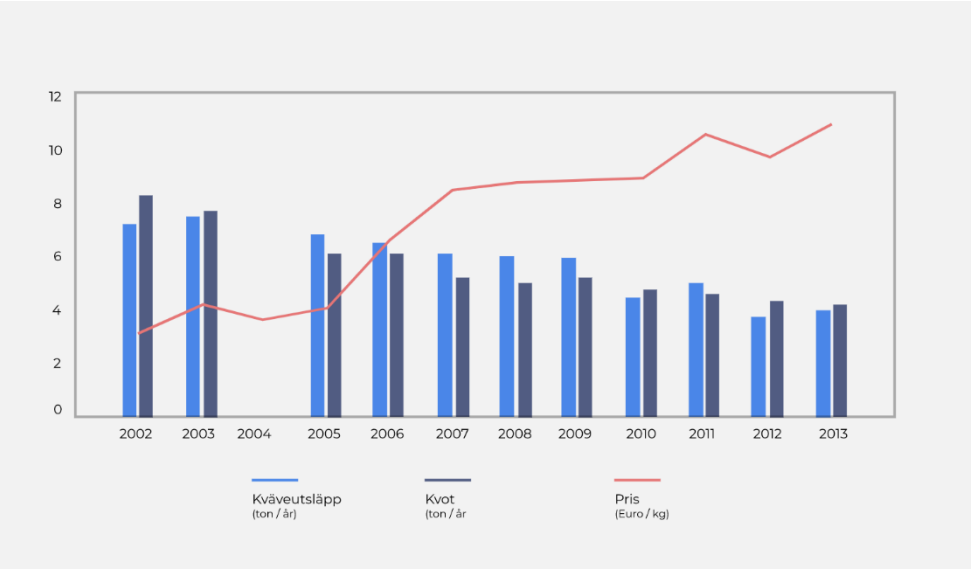
8.1.4 Long Island Sound, Connecticut

Long Island Sound är en flodmynning i ett av USA:s mest tätbefolkade områden, beläget mellan delstaterna New York i öst och Connecticut i nordväst. För att lösa problemen med syrebrist och nå mål för kväve och löst syre implementerade Connecticut en kvävehandelsmarknad 2002. Handeln sker mellan punktkällor. Ett intressant inslag i programmet är att det tillämpar handels-ratios baserat på platsen för utsläppskällan - ju längre bort källan är från kusten, desto högre är ration.

År 2010 deltog 79 kommunala avloppsreningsverk i handelssystemet. Samma år uppskattades det att systemet sparade 300–400 miljoner dollar, främst på grund av stordriftsfördelar i investeringar.

En nyckelfunktion som bidrar till programmets effektivitet är tillsynsmyndighetens roll som clearingbolag. Den bestämmer ett pris som ska betalas för extra utsläppsminskningar och för utsläpp som överskrider gränsen, dvs. utsläppsrätterna. Detta löser problemet med tunna marknader (se avsnitt 7.8.8) genom att garantera att det kommer att finnas en köpare för en ytterligare utsläppsminskning. Detta underlättar långsiktiga investeringar eftersom det ger säkerhet kring utsläppspriser och bidrar till stordriftsfördelar. Dessutom kan punktkällor

optimera tidpunkten för investeringar. Figur 8.2 visar kväveutsläppen och de priser som fastställs av tillsynsmyndigheten varje år (notera den minskande kvoten, som är utformad för att möta målen 2013).



Figur 8.2. Kväveutsläpp, kvävekvoter och priser som fastställs av tillsynsmyndigheten (2002–2013) i Long Island Sound handelssystem i USA. Priset varierar och baseras på tillsynsmyndighetens förväntningar på marginalkostnaderna. Programmet är i praktiken en hybridform av ren handel och ett traditionellt prisinstrument (ett skatte- och subventionssystem).

Figur 8.2 visar effektiviteten i handelsprogrammet för Long Island Sound, men visar också en möjlig utmaning: handelssystemet är inte budgetbalanserat ur de reglerade verksamheterna perspektiv, dvs. aktörer måste kunna hantera och motstå tillfälliga budgetunderskott och -överskott.

8.1.5 Chesapeake Bay: Maryland, Pennsylvania, Virginia, West Virginia

Chesapeake Bay är den största flodmynningen i USA, med ett avrinningsområde på 64 000 km^2 som omfattar delar av sex olika delstaterstater: Delaware, Maryland, New York, Pennsylvania, Virginia och West Virginia och District of Columbia. Området består av cirka 300 000 km bäckar, åar och floder och 18 miljoner människor bor där (Chesapeake Bay Program, 2021). Avrinningsområdet har identifierats på US EPA:s lista över vatten med dålig vattenkvalitet, bland annat på grund av övergödning. 1983 grundades Chesapeake Bay-systemet, men trots stora ansträngningar förblev Chesapeake Bay på listan över vatten med bristande kvalitet. År 2010 infördes en begränsning för total näringsbelastning för hela avrinningsområdet (Calabrese, 2012).

Chesapeake Clean Water and Ecosystem Restoration Act från 2009 föreslog att ändra och stärka Clean Water Act för att uppnå reduktionsmålen för fosfor, kväve och sediment fram till 2025 (och uppnå 60 procent av målet senast 2017). Handel med vattenkvalitet sågs som ett potentiellt effektivt verktyg för att uppnå dessa mål.

Ett handelssystem som täcker hela Chesapeake Bay står inför juridiska och naturvetenskapliga utmaningar eftersom systemet måste vara avancerat nog att för att kunna uppnå staternas olika miljömässiga och ekonomiska mål. Trots detta har staterna Pennsylvania, Maryland, Virginia och West Virginia antagit marknadsbaserade strategier inom sina jurisdiktioner.

World Resource Institute uppskattade nyttorna av ett övergripande handelssystem för näringsämnen som möjliggör handel mellan bassänger och delstater. Kvävehandel skulle kunna generera 45–300 miljoner amerikanska dollar per år i intäkter för jordbrukssektorn. Den mellanstatliga handeln kan också generera kostnadsbesparingar för reningsverk och optimera produktionen och föroreningarna genom handel med utsläppsrätter. Lokala dagvattenprogram kan lättare uppnå sina mål med hjälp av sådan handel och generera ytterligare kostnadsbesparingar (Jones, et al., 2010). Tabell 8.2 nedan sammanfattar de viktigaste funktionerna i de handelsprogram som i dagsläget existerar i de fyra delstaterna.

Chesapeake Bay-systemet är det mest intressanta exemplet att studera vid utformningen av ett handelssystem i Östersjön. Det började som en samling handelssystem inom oberoende jurisdiktioner men som också erkände de potentiella effektivitetsvinsterna för ett gemensamt handelssystem. Vidare bygger det på modeller som kan vara relevanta för Östersjön. Handelssystemet i Pennsylvania delar t.ex. upp vattendrag i olika zoner som liknar zonerna i ett ambient handelssystem. Certifikat-beräkningarna baseras på modellen och jordbruksdata. Vidare tillhandahåller myndigheterna ett clearingbolag (Pennsylvania Infrastructure Investment Authority), vilket också har varit en framgångsfaktor för marknaderna.

Tabell 8.2 Skillnader i krav för marknadsaktörer i de fyra staterna i Chesapeake bay (Branosky, et al., 2011).

Funktion	Maryland	Pennsylvania	Virginia	West Virginia
Föroreningar som kan handlas med	• Kväve • Fosfor • Sediment	• Kväve • Fosfor • Sediment	• Kväve • Fosfor	• Kväve • Fosfor • Sediment
Inkluderade aktörer	• Jordbruksverksamhet • Icke-signifikanta punktkällor • Övriga markägare • Viktiga punktkällor • Tredje parter	• Diffusa källor (t.ex. jordbruksverksamhet och andra markägare) • Icke-signifikanta punktkällor • Viktiga punktkällor • Tredje parter	• Jordbruksverksamhet • Byggprojekt för stormvatten • Icke-signifikanta punktkällor • Övriga markägare • Viktiga punktkällor • Tredje parter	• Jordbruksverksamhet • Icke-signifikanta punktkällor • Övriga markägare • Viktiga punktkällor • Tredje parter
Allmänna behörighetskrav för köp	• Befintliga viktiga punktkällor måste ha en ENR i drift innan krediter eller kvittningar köps in. • Punktkällor möjliggör tillväxt genom att köpkvittningar genereras per punkt eller icke-punktkällor	• Befintliga punktkällor kan köpa krediter som genererats av punktkällor eller diffusa källor för att uppfylla årliga belastningsgränser under förutsättning att ytterligare villkor för NPDE-tillstånd uppfylls.	• Befintliga punktkällor kan köpa krediter som genereras av andra punktkällor för att uppfylla årliga belastningsgränser under förutsättning att ytterligare villkor för NPDE-tillstånd uppfylls. • Punktkällor möjliggör tillväxt genom att inhandla kvittningar i form av WLAS från andra punktkällor eller förskjutningar från icke-punktkällor.	• Befintliga punktkällor måste ha NPDE-tillstånd och kan köpa krediter som genererats av punktkällor eller diffusa källor för att uppfylla årliga belastningsgränser enligt villkoren i tillstånden.
Allmänna krav på berättigande till kredit och/eller	• Viktiga punktkällor måste ha en ENR i drift tidigare säljkrediter	• Säljarna måste uppfylla grundläggande och tillämpliga	• WLAS eller efterföljsamhet krediter och kvittningar kan inte säljas om inte	• Punktkällor måste ha NPDE-tillstånd som innehåller årliga belastningsgränse

kvittningsförsäljning	• WLA kan inte säljas förrän det har antagits Ett NPDE-tillstånd genom den offentliga översynsprocessen • Icke-signifikanta punktkällor måste ha årliga belastningsgränser för näringsämnen [3] • Säljare måste uppfylla baskraven. • Anläggningar som bedriver handel med överskottskrediter som bygger på överkapacitet måste visa överensstämmelse med vatten- och avloppsplanerna.	tröskelkrav innan de säljer krediter.	Den möjlighet för vilken WLA beviljades har varit konstruerad och är i drift • Säljarna måste uppfylla baskraven innan de säljer kvittningar.	r för näringsämnen och/eller sediment. • Säljarna måste uppfylla baskraven innan de säljer krediter.

1. Föroreningar måste handlas var för sig

8.2 VIKTIGA LÄRDOMAR FRÅN INTERNATIONELLA SYSTEM

Vid granskningen och sammanfattningen av andra handelssystem har vi beaktat olika aspekter, beroende på den politiska och sociala miljön. Ett handelssystems framgång handlar dock ofta om följande:

- Måluppfyllelse – har vattenkvalitetsmålen uppnåtts?
- Ekonomisk effektivitet - i allmänhet en låg nivå av snedvridning av marknaderna utöver prissättningen för miljöskadan
- Ekonomisk påverkan på aktörerna
- Kostnaden för handelssystemet

Ur ett helhetsperspektiv antyder vår analys att det viktigaste kriteriet för ett framgångsrikt handelssystem är robustheten och kopplingen mellan den biofysiska modellen, policyn och marknadens förmåga att leverera policymålet.

Den vetenskapliga förståelsen och kunskapen om de biofysiska systemen utvecklas över tid, vilket understryker vikten av adaptiv styrning. Utvecklingen av den vetenskapliga förståelsen kan vara en betydande utmaning för ett handelssystems framgång om aktörerna inte kan komma överens om hur man ska anpassa systemet därefter. Detta kan förhindra nödvändiga systemförbättringar över tid och riskera att göra det ineffektivt - trots att det kan framstå som effektivt utifrån pga. ett högt antal transaktioner.

Vår analys antyder att följande punkter utgör framgångsfaktorerna vid införandet av ett handelssystem:

8.2.1 Biofysisk modell

Många handelssystem inkluderar en biofysisk modell som speglar de delar av den fysiska verkligheten som systemet försöker påverka. Dessa modeller har två grundläggande syften:

1. **Omvandla reglerade aktiviteter till enheter som speglar resultatet.** Aktörer använder t.ex. modellen för att beräkna antal utsläppsrätter/certifikat som de behöver köpa på marknaden för att kompensera sina utsläpp. Fördelarna med att använda modeller på detta sätt är att marknaden är produktionsfokuserad
2. **Beräkna marknadspriser.** I ett handelssystem med begränsningar kan modellen till exempel beräkna priset vid specifika platser och tidpunkter för att möta begränsningarna. Fördelen med att använda modellen på detta sätt är att modellen beräknar, potentiellt i realtid, hur platsen kan påverka priset som ska betalas.

Alla handelssystem använder inte biofysiska modeller för båda ändamålen eftersom beslutet beror på miljöproblemets komplexitet. För att anpassa modellen till problemet och marknaden krävs beslut om följande:

- **Modellens detaljnivå.** Detaljnivån ska matcha den vetenskapliga kunskapen om problemet och det önskade resultatet för handelssystemet.

- **Omfattning av insatsaktiviteter.** Modellen måste representera aktiviteterna för varje typ av utsläppskälla och beräkna effekten av dessa aktiviteter. Modeller kan implementeras som omfattar punktkällor och diffusa källor, liksom vatten- och luftburna utsläpp. Modellerna omvandlar alla dessa olika aktiviteter till en gemensam enhet som kan handlas mellan olika aktiviteter/aktörer.

- **Plats och geografi.** Utsläpp på olika platser har olika effekt på övergödningen. Dessa skillnader kan byggas in i modellerna så att omvandling av aktiviteter till rätter/certifikat tar hänsyn till plats och geografi. Även om andra lösningar inkluderar användning av oberoende framtagna omvandlingsratios är bästa praxis att man bygger in dessa direkt i modellen.

- **Centraliserad och decentraliserad balans.** Modellen kan vara helt centraliserad (alla inputdata går till en enda centraliserad modell) eller helt decentraliserad (varje marknadsdeltagare använder sin kopia av modellen för att konvertera sina aktiviteter till marknadsenheter).

- **Timing och fördröjningar.** Både korta och långsiktiga tidseffekter kan byggas in i modellerna. Till exempel kan tiden på året då jordbrukare gödslar ha olika inverkan på övergödningen (t.ex. vårregn som leder mer kväve till havet). Många aktiviteter, särskilt från diffusa källor, kan ge långsiktiga effekter på miljön, men endast begränsade kortsiktiga effekter. Slutligen kan modeller hantera sparande, avskrivningar och giltighetstid. Bästa praxis är att tillåta handel över tid, men detta kräver att modellen inkluderar tidpunkter för olika effekter och aktiviteter på marknaden.

Även om många befintliga modeller i handelssystem har kända brister i noggrannhet behöver de i praktiken bara vara "tillräckligt" precisa för att vara användbara i ett handelssystem. Felaktigheter i modellerna kan skapa en viss snedvridning av resultaten men detta problem anses i allmänhet vara mindre än den totala positiva effekten av att använda sådana modeller.

Bästa praxis är att tillåta modeller att förbättras över tid. Till exempel kan teknisk utveckling när det gäller att minska utsläppen från punktkällor gå snabbare än för diffusa källor. Detta kan snedvrida systemets design över tid och utsläpp från diffusa källor blir missgynnade om den biofysiska modellen och handelsreglerna inte uppdateras regelbundet.

Värdet av att öka modellens noggrannhet kan bedömas utifrån dess effekt på skapandet av rätter/certifikat. Om värdet av att öka noggrannheten är större än kostnaden för att göra det är det en given åtgärd. Detta betyder att relativt enkla modeller kan implementeras i början för att stödja marknadsetablering och sedan förbättras över tid baserat på det värde som dessa förbättringar genererar. Modellförbättring över tid bör dock ta hänsyn till att alltför stora förändringar kan orsaka osäkerhet för marknadsaktörerna.

8.2.2 Att bygga upp en marknad

Marknadsaktörer kan ibland vara ovilliga att delta i ett ”nytt experiment” eftersom det innebär ett avsteg från de normala regler som de redan har kunskap om. Osäkerheten kring mätning av effekten av åtgärder vid diffusa källor är det som oftast orsakar denna motvilja. Därför är ett aktivt engagemang och kommunikation med marknadsaktörerna en viktig framgångsfaktor, framförallt för att skapa en känsla av inkludering bland potentiella deltagare.

Typen av deltagande sträcker sig från frivilliga (självreglerande) till obligatoriska (genom lagstiftning). Många system är frivilliga för både punktkällor och diffusa källor. I praktiken är dock ofta källor skyldiga att delta om de vill öka sina utsläpp över tid (på grund av t.ex. tillväxt). Andra handelssystem är obligatoriska, men aktörer förses med gratis utsläppsrätter och fasas in i systemet. Viktigt är att obligatoriska system måste överväga tidpunkten för framtida utvidgningar (t.ex. nya typer av föroreningar eller aktörer).

De mest framgångsrika systemen är frivilliga men med tydliga incitament för deltagande. Frivilliga system kan ha olika incitament för aktörer att gå med. Det mest uppenbara incitamentet är möjligheten att handla - antingen för att tjäna pengar på överflödiga rätter eller för att skaffa nya rätter för att kunna utöka sin verksamhet. Men ett handelssystem kan även utformas så att en aktör inte kan skapa förorenande utsläpp utan att först köpa nödvändiga rätter.

I vissa fall kan det snarare vara ”hotet om reglering” som skapar incitament för en välfungerande marknad än regleringen i sig. Vid självreglering avstår marknadsaktörer från handlingar som kan uppfattas som negativa för att behålla fördelarna med självregleringen. När det regleras finns det inte längre en nackdel med att utnyttja systemet även om åtgärder kan uppfattas som negativt.

Alla parter bör känna att de är representerade i diskussioner om marknadsstrukturen vilket kräver effektiva kommunikationskanaler. Vidare måste de som föreslår handelssystemet kunna utbilda och informera andra aktörer effektivt.

Konsensus i processen är viktig för att upprätthålla sammanhållningen mellan intressegrupper och hålla dem engagerade i projektets mål. Detta gäller inte enbart frivilliga system. Motstånd inom obligatoriska system kan vara mer passivt men riskerar ändå att sakta ner eller försvaga systemet. Precis som den biofysiska modellen är det viktigt att säkerställa att systemet reagerar på den lokala kulturella och ekonomiska verkligheten för att vara framgångsrikt. När ett handelssystems utformas effektivt och i samarbete med intressenter blir dess styrning och institutioner i allmänhet mer motståndskraftiga och trovärdiga.

8.2.3 Anpassade brukningsmetoder

Många handelssystem uppmuntrar användningen av anpassade brukningsmetoder (Best Management Practices) inom jordbruket, vilket är viktigt med tanke på att diffusa utsläpp inte kan mätas regelbundet. Rätter/certifikat behöver skapas baserat på observerade anpassade

brukningsmetoder, vars effekter kvantifieras med hjälp av modellerna. Detta gör att intjänandet av rätter/certifikat kan verifiera att vissa aktiviteter faktiskt genomförs. De anpassade brukningsmetoderna bör också optimera ekonomisk och miljömässig markanvändning i avrinningsområdet. Därför kombineras det ofta med en decentraliserad biofysisk modell.

8.2.4 Lämplig storlek och skala på marknaden

I allmänhet är det viktigt att ha tillräcklig likviditet på marknaden (dvs. tillräckligt många köpare och säljare för att generera handel). Det finns dock bevis som tyder på att enbart möjligheten att handla kan ge tillräckliga incitament till att använda anpassade brukningsmetoder och frivillig efterlevnad, dvs. marknaden skickar signaler utan att det sker omfattande handel.

Det finns två regleringsmöjligheter för utformaren av handelssystemet att använda: (1) omfattningen av den biofysiska modellen, vilket gör det möjligt för handel mellan många olika typer av aktörer och (2) möjligheten för en offentlig mäklare att fungera som köpare och säljare som en sista utväg.

8.2.5 Definition av utsläpps- och äganderätt

Introduktionen av äganderätt och de regler som definierar den är en viktig fråga i alla handelssystem. Några vanliga frågor är:

- Vilka typer av aktiviteter kvalificeras? Hur kan de definieras för att återspegla den lokala verkligheten?
- Är åtgärder för att minska näringsbelastningen permanenta? Hur definieras permanent? Hur påverkar detta utsläpps- och äganderättens livslängd?
- Vad är lämpliga antaganden för ”business as usual” för att kunna bestämma referensscenariot som aktiviteterna ska förhålla sig till? Under vilka förhållanden krävs ett referensscenario?

Enligt analysen av befintliga handelssystem varierar svaren på dessa frågor och beror på handelssystemet förutsättningar.

8.2.6 Styrning, efterlevnad och verkställande

Oavsett om handelssystemet inrättas genom lagstiftning eller har en självreglerande struktur är följande aspekter viktiga:

- Riktlinjer - tydligt definierade principer inför framtida beslut
- Marknadsregler - tydligt definierade regler och processer som ska följas av aktörerna
- Regeländringsprocess - tydligt definierade processer för att utveckla systemet, korrigera fel, reagera på nya situationer, förbättra biofysiska modeller, ändra taket etc.

Styrning baserat på öppenhet och transparens minskar den upplevda risken i att delta och är avgörande för systemets överlevnad.

Efterlevnad och verkställande är avgörande för alla styrmedel och är ofta statens, eller statliga myndigheters, ansvarsområde medan lokala myndigheter ofta ansvarar för den regelbundna

övervakningen/tillsynen. Aktörerna måste kunna lita på giltigheten för rätterna som de köper eller säljer. Därför är det viktigt att definiera hur regler kommer att tillämpas och hur regelöverträdelser kommer att identifieras. Genom att säkerställa att sådana processer är tydliga och icke-förhandlingsbara förblir den upplevda risken för aktörerna låg.

8.2.7 Integrering med andra styrmedel

När andra styrmedel såsom subventioner av åtgärder inom jordbruket är incitamenten för att frivilligt delta lägre. Detta tyder på att det är viktigt att se till att andra styrmedel är väl integrerade och inte strider mot handelssystemet.

8.2.8 Sparande av utsläppsrätter och prishantering

Att tillåta sparande (eller lagring) av utsläppsrätter gör det möjligt för innehavare att sälja när det behövs, t.ex. för att minska utsläppen på kort sikt eller för att begränsa nya köpare från att komma in på marknaden.

Många av de granskade handelssystemen bestämde att möjligheter att spara utsläppsrätter inte var önskvärt eftersom det finns en risk att detta skulle kunna uppmuntra aktörerna att utnyttja systemet genom att sälja äldre utsläppsminskningscertifikat till högre priser, vilket inte skulle vara ekonomiskt effektivt. Detta uppstod ofta när handelssystemet inte hade ett fast pris eller pristak, eller när kunskap saknades om faktorer såsom inflation. Detta väcker några relevanta frågor: Bör en utsläppsrätt eller ett certifikat som genererades för 30 år sedan ha samma värde som idag? Hur lång livslängd ska rätterna/certifikaten ha? I praktiken bör de avskrivas i linje den modellerade påverkan på miljön. Med andra ord, någon gång i framtiden är en åtgärd som genomförts i det förflutna inte längre relevant för dagens situation. I detta fall har rätten/certifikatet tappat sitt *verkliga* värde.

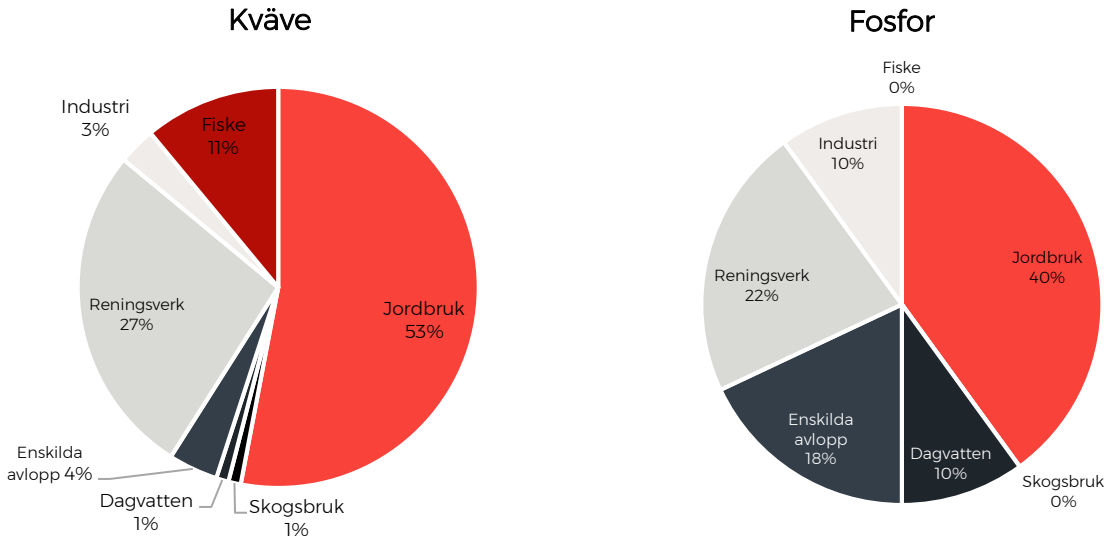
På samma sätt är det vanligt att system inkluderar mekanismer för prishantering. Vanliga mekanismer är prisgolv och pristak som varierar över förutsägbara tidsperioder eller under vissa och fördefinierade marknadsförhållanden (såsom extrem efterfrågan eller utbud). Ett annat sätt att hantera prisfluktuationer och marknadsstörningar är att myndigheten tillhandahåller en reserv av rätter/certifikat som frigörs till marknaden när priserna stiger. Viktigt är att rätter/certifikat frigörs i en förbestämd hastighet och endast när väldefinierade förhållanden uppstår som motiverar detta. Målet bör vara att mildra de extrema fluktuationerna och bristerna i marknadsdynamiken samt att se till att systemet uppnår de politiska målen. Denna metod gör det möjligt att minska potentiellt negativa effekterna av att fastställa ett maximalt pristak, vilket gör att priserna kan stiga och marknaden kan fungera samtidigt som aktörerna ändå skyddas från extrema priser. En sådan offentlig ”bank” kan också annullera tillstånd för att säkerställa att taket sänks och vattenkvaliteten kontinuerligt förbättras.

Sammanfattningsvis verkar bästa praxis vara att förbättra biofysiska modeller över tid, även om det innebär en risk för aktörerna – om man har köpt en utsläppsrätt finns ingen garanti för att värdet inte kommer att förändras när modellen förbättras i framtida. Denna risk kommer oundvikligen att påverka aktörerna, som antingen kommer att justera sitt beteende eller justera det pris de är villiga att betala för krediter.

9 AKTÖRER INOM HANDESLSSYSTEMET

Detta kapitel syftar till att ge en översikt av de möjliga aktörerna i ett handelssystem för näringsbelastning, dvs. aktörer som kommer att köpa andelar utsläppsrätter och aktörer som kommer att sälja andelar av utsläppsrätter. Inledningsvis beskrivs aktörer som bidrar till övergödningen av Östersjön genom sina utsläpp. Vidare behandlas aktörer som inte i sig bidrar till övergödningen men som skulle kunna finna ett intresse i att minska utsläppen och därmed vara villiga att delta i handelssystemet av den anledningen.

Kapitlet utgår från en översikt av de nuvarande utsläppskällorna för kväve och fosfor i Östersjön. Därefter beskrivs vilka typer av aktörer som deltar och har deltagit i andra handelssystem för näringsbelastning, baserat på de exempel som lyfts fram i den internationella översikten (kapitel 8.1). Därefter redogörs för de olika typerna av aktörer som skulle kunna delta i ett handelssystem för näringsbelastning i Östersjön, både punktkällor och diffusa källor. Slutligen redovisas vilka typer av externa aktörer som inte i sig bidrar till övergödningen i form av utsläpp men som finner ett intresse i att minska den och därför skulle kunna ingå i handelssystemet.



Figur 9.1. Källor till belastningar av kväve och fosfor från Sverige till Östersjön, 2017. (Havs- och vattenmyndigheten, 2019a)

Fördelningen av näringsutsläpp i form av kväve och fosfor till egentliga Östersjön från olika utsläppskällor i Sverige redovisas i Figur 9.1. Figuren visar fördelningen mellan utsläppskällor i Sverige och denna fördelning varierar något beroende på vilka delar av Östersjön som beaktas. I stort så liknar fördelningen mellan utsläppskällorna i figuren dock fördelningen i andra länder runt Östersjön. Jordbruket är den största utsläppskällan till antropogena utflöden av kväve och fosfor. Östersjön är emellertid även påverkad av historiska utsläpp av näringsämnen som kan härledas till dåliga avloppssystem före 1970-talet, liksom till äldre jordbruks- och industriverksamheter. Dessa interna belastningar, av framförallt fosfor, lagras på havsbotten och läckage från anoxiska områden in i vattensystemet sker kontinuerligt. Ibland överskrider den interna näringstillförseln av fosfor de landbaserade fosforutsläppen. Denna interna näringstillförsel kan inte kontrolleras av ett handelssystem om inte upptag från den interna belastningen ingår i modellen. Det finns också en intern belastning av kväve i Östersjön då massiv algblomning av kvävefixerade cyanobakterier på

sommaren tillför stora mängder kväve till vattensystemet. Återigen kan dessa interna belastningar inte kontrolleras inom nuvarande föreslagna handelssystem, även om de potentiellt kan kompenseras för genom att externa aktörer deltar och därmed bidrar med kompensationsåtgärder (kapitel 9.4). För den interna belastningen ska kunna inkluderas i ett handelssystem skulle det krävas ersättning för återcirkulering av näring så som exempelvis musselodling.

9.1 ÖVERSIKT AV AKTÖRER I ANDRA HANDELSSYSTEM FÖR NÄRINGSBELASNING

I den internationella översynen av andra handelssystem (kapitel 8.1), beskrivs fem fall av liknande system i mer detalj. Fyra av dessa karakteriseras som handelssystem för näringsbelastning och redovisas i Tabell 9.1 (USA: s svavelhandelsprogram ingår inte i tabellen eftersom det främst berör luftutsläpp).

Tabell 9.1 Sammanfattning av aktörer i andra handelssystem, baserat på redovisningen i kapitel 8.1.

Handelssystem	Punktkällor		Diffusa källor		Externa aktörer
	Ingår?	Kommentar	Ingår?	Kommentar	Ingår?
Lake Dillon	Ja	Främst avloppsreningsverk	Ja	Ingår efter två år.	Nej
Long Island Sound	Ja	Främst avloppsreningsverk	Ja		Nej
Lake Taupo	Nej		Ja		Ja
Chesapeake Bay	Ja	Både de som utgör en stor andel av den totala näringsbelastningen och de som inte gör det, dagvatten	Ja	Jordbruksverksamhet, övriga markägare	Ja

I handelssystemet för Lake Dillon, USA, ingår både punktkällor och diffusa källor. Inledningsvis ingick endast fyra avloppsreningsverk. Handeln utvidgades dock senare till att omfatta diffusa källor också, vilket gjorde det möjligt för avloppsreningsverken att släppa ut högre nivåer än det årliga utsläppstaket då de hade möjligheten att köpa utsläppsrätter från de diffusa källorna. Systemet tillät dock inte att punktkällorna skulle kunna handla med framtida överskott. Incitamenten att delta var därför låga och faktisk handel genomfördes endast en gång. I handelssystemet för näringsbelastning vid Long Island Sound, USA, ingår både punktkällor och diffusa källor, punktkällorna utgörs främst av avloppsreningsverk.

Att punktkällor är den typen av aktör som i störst utsträckning deltar i handelssystem för näringsbelastning är återkommande för de system som ingått i den internationella översikten. Av punktkällorna var det främst avloppsreningsverk som är framträdande aktörer. Andra typer av handelssystem runt om i världen omfattar dock diffusa källor också. Bara ett av exemplen i den internationella översikten i kapitel 6.6 omfattade jordbrukssektorn – handelssystemet för Lake Taupo i Nya Zeeland.

Det finns även exempel på handelssystem för näringsbelastning där externa aktörer deltar, det vill säga aktörer som själva inte bidrar till övergödningen, exempelvis aktörer inom handelssystemet för Chesapeake Bay, USA. Där köpte externa aktörer certifikat, vanligtvis med syfte att skrota dem. I handelssystemet vid Lake Taupo i Nya Zeeland bildades en stiftelse som samlade allt externt deltagande i en fond, Lake Taupo Trust.

9.2 DIFFUSA KÄLLOR

I detta kapitel presenteras en redogörelse av de största diffusa källorna för näringsbelastning (jord- samt skogsbruk) samt en diskussion gällande dessa aktörers incitament att delta i ett handelssystem för näringsbelastning. Luftutsläpp inkluderas inte i redogörelsen.

9.2.1 Jordbruk

Jordbrukssektorn är en av de största källorna till näringsbelastning i Östersjön. Näringsämnen som tillförs åkrar och gödsel från djurhållning läcker till vattendragen. Landskapet har också förändrats på grund av livsmedelsproduktionen, vilket påverkar vattensystemen. Vatten färdas snabbare genom landskapet i dag eftersom våtmarker dränerats och vattenvägar rätats. Denna strukturförändring har minskat landskapets möjlighet att på ett naturligt sätt bibehålla näringsämnen i marken vilket ökar takten på utflödet av näringsämnen till vattenförekomster.

Östersjöländerna har bra odlingsförutsättningar eftersom de flesta områden med aktivt jordbruk är gamla havsbottnar med bördig jord. Det, i kombination med relativt stor nederbörd under året, gör förhållandena fördelaktiga för att kunna bedriva jordbruksverksamhet. Det kallare klimatet och nederbördsmönstret innebär dock att jordbrukssektorn i norra Europa behöver har kostsamma dräneringssystem. Dessutom minskar det begränsade dagsljuset under vissa delar av året växtperioden. Detta leder till svårare odlingsförhållanden jämfört med andra områden närmare ekvatorn, vilket innebär att jordbrukssektorn i de nordiska länderna möter hård konkurrens från mer sydliga länder.

Vidare är de nordiska ländernas krav med avseende på klimat, miljö och djuretik bland de strängaste i världen. Det betyder att livsmedel som produceras från dessa områden även har en högre miljöprestanda än produkter från konkurrerande områden (IVA, 2019). Det innebär också att livsmedel ofta är dyrare och produkter från dessa länder riskerar ständigt att konkurreras ut av billigare livsmedel med lägre miljöstandard från andra länder. I Sverige importeras 50 procent av hushållens totala matkonsumtion och landet kämpar för att få högre andel självförsörjning. I den nationella livsmedelsstrategin finns exempelvis mål att öka livsmedelsproduktionen utan att öka övergödningen ökar (Tillväxtverket, 2017).

Under de senaste 50 åren har jordbrukssektorn genomgått en strukturomvandling där små jordbruk slås samman till större jordbruk för att öka kostnadseffektiviteten. Till exempel har Sverige färre gårdar som sysselsätter färre människor, men producerar livsmedel mer effektivt (Manevska-Tasevska & Rabinowicz, 2015). Historiskt sett har förändringar i lagar och regler som riktar sig till denna sektor haft stor inverkan på lantbrukarna (Lans Strömblad, 2019), vilket innebär att ett nytt system för att minska näringsbelastningen i Östersjön kan tas emot med viss misstänksamhet. En lärdom från införandet av handelssystemet vid Lake Taupo i Nya Zeeland var att handelssystemet krävde att miljöfrågan blev en central del i lantbrukarnas dagliga arbete och att inställningen till handelssystemet och miljöfrågan i stort blev mer positiv med tiden. För att kunna införa ett handelssystem för näringsbelastning i Östersjön kommer en viktig del vara att närma sig införandet från ett gräsrotsperspektiv, vilket innebär att de berörda parterna kan presentera sin åsikt och känna att de har en röst. Förslagsvis skulle ett pilotprojekt kunna sättas igång initialt där berörda parters perspektiv och synpunkter beaktas noggrant (Hall, 2016).

Den europeiska jordbrukssektorn påverkas inte bara av konsumenternas köpkraft på en marknad. En stor del av de europeiska lantbrukarnas inkomster styrs och regleras av EU och den gemensamma jordbrukspolitiken samt de nationella jordbruksprogrammen och dess

subventioner. Åtgärder som främjar miljöarbete så som våtmarker och skyddszoner stöttas ekonomiskt. Olika bidragssystem främjar önskad verksamhet, så som miljöinvesteringar, klimatåtgärder eller ökad biologisk mångfald.

9.2.2 Jordbrukssektorn i andra handelssystem

Det föreslagna handelssystemet för näringsbelastning skulle baseras på en biofysisk modell där maximalt näringsflöde fastställs utifrån fastställda mål, vilket skulle skapa ett tak på näringsbelastningen (maximalt utflöde i ett visst område). Lantbrukare skulle tilldelas ett visst antal tillstånd och om de vill öka produktionen skulle de behöva köpa fler tillstånd eller vidta åtgärder för att minska näringsbelastningen från deras verksamhet genom att exempelvis anlägga våtmarker. Det bestämda taket på total näringsbelastning inom ett område samt bristen på tillstånd skapar ett incitament till att köpa tillstånd, alternativt anlägga näringssänkor. En fördel med handelssystemet är att miljöåtgärderna införlivas tidigt i lantbrukarnas ekonomiska planering snarare än att utgöra eventuellt tillkommande projekt om tid och lust finns.

I Nederländerna har en förordning om stallgödsel, som beskrivs som ett handelssystem, funnits sedan 2018. Syftet med handelssystemet har inte varit att minska näringsbelastningen i sig, utan snarare att hålla mejerisektorns totala nationella fosforproduktion under 84,9 miljoner kilogram. Denna typ av handelssystem har en annan struktur än det som föreslås för Östersjöregionen, där syftet är *att minska* utflödet av näringsämnen till havet på det mest kostnadseffektiva sättet (där de regionala målen också spelar en viktig roll). I Nederländerna arbetar lantbrukarna intensivt med innovativa och effektiva åtgärder för att minska läckaget av näringsämnen genom att exempelvis förädla gödsel för att underlätta transport av näringsämnen till mindre djurtäta områden (Nilsson, 2018). Avsikten med att introducera handelssystemet i Nederländerna var att denna typ av innovationer inom jordbrukssektorn skulle öka i och med införandet. Det finns dock inga internationella studier som visar att dessa ansträngningar ökar på grund av handeln. Denna typ av innovativa åtgärder har även visats intresse för i Sverige, främst inom biogassektorn där försök med gödselseparering har genomförts och utvecklats. Ett intresse för att utveckla metoderna för att kontrollera näringsbelastningen finns i flertalet länder och kan också uppnås i det befintliga systemet och intensifieras med hjälp av subventioner och bidrag inom exempelvis biogassektorn.

Förutsättningarna för handelssystemet vid Lake Taupo i Nya Zeeland skiljer sig från det som skulle införas i Östersjöområdet eftersom Nya Zeeland är mindre känsligt för konkurrens i form av livsmedelsimport. Landet har en global roll i livsmedelsproduktionen och har en av de högsta nivåerna av självförsörjning i världen (Stats NZ, 2011). I handelssystemet för näringsbelastning vid Lake Taupo fick livsmedelsproduktionen på vissa marknader en högre status på grund av den högre miljöhänsynen i produktionsprocessen. Varor från området runt omkring Lake Taupo märks med ”Taupo Beef” och marknadsförs på så vis som mer miljövänligt (Braathen, 2015). Det innebär att producenterna kan sätta ett högre pris på produkterna. Dessutom minskar vissa gårdar sin näringsbelastning och därmed även kostnaderna för att uppnå kraven inom handelssystemet (det vill säga kostnaden för att köpa certifikat). Det leder till att produktionen innebär mindre näringsbelastning per produkt (nötkött i detta fall). För vissa lantbrukare har systemet lett till att produktionen även har ökat. (mer nötkött per föroreningsenhet). Sammanfattningsvis har en del lantbrukare i området

förbättrat sin kapacitet och i viss utsträckning har konsumenterna stått för kostnaden för den förbättrade miljökvaliteten på produkterna i och med de högre priserna.

Ett liknande scenario som vid Lake Taupo är osannolikt i Östersjöområdet, där inhemska jordbruksvaror ofta redan är dyrare har en högre miljöprestanda än de importerade. Detta beror bland annat på högre miljökrav. I Östersjöregionen och i hela världen sker en strukturförändring i jordbrukssektorn där många jordbruk stängs ner eller slås samman med större och mer konkurrenskraftiga jordbruk. Större gårdar innebär ofta att koncentrationen av näringstillförsel från gödsel på ett ställe ökar, vilket i sin tur ökar risken för läckage och därmed näringsbelastningen. Målet med ett handelssystem är att använda ekonomiska incitament (högre kostnader för lantbrukare) för att driva på mer innovativa och effektiva lösningar för hanteringen av näringsämnen. Det finns dock en risk för att det ekonomiska trycket i stället ökar den strukturella förändringen eller ytterligare ökar kostnaden per produkt. Om ett handelssystem leder till dyrare livsmedelsprodukter är det viktigt att informera konsumenterna om produkternas höjda miljövärde, så som har gjorts för produkter från området runt omkring Lake Taupo i Nya Zeeland.

Idag balanserar lantbrukare i Nya Zeeland sina verksamhetsplaner med kostnaderna för åtgärder och för att köpa certifikat för att nå kraven inom handelssystemet med intäkter och utgifter för att utöka sin verksamhet. Jordbruksinvesteringar påverkas alltså av prognoser för certifikat- och tillståndskostnader vilket är målet med ett framgångsrikt handelssystem. Dessutom belönas den lantbrukare som tar tillvara på lärdomar inom handelssystemet och använder det i verksamhetsutvecklingen eftersom handel med utsläppscertifikat kan leda till extra inkomster.

Ett framgångsrikt handelssystem från lantbrukarens perspektiv är ett system som garanterar ett öppet och stabilt pris. Figur 9.2 redovisar hur priset på ett kilogram fosfor i det nederländska systemet fluktuerade mellan 120 och 280 euro under 2017 - 2020, vilket gör det svårt för lantbrukarna att förutse kostnader och planera verksamheten.



Figur 9.2. Prisvariation på utsläppsrätter för 1 kg fosfor i Holland (Fosfaatrecht, 2021).

En annan aspekt gällande utformningen av handelssystemet är att definiera vilka aktörer inom jordbrukssektorn som skulle kunna delta. I Nederländerna uppmanades endast aktörer inom djurhållningen att delta eftersom den delen av sektorn har höga utsläpp av fosfor. I USA och

på vissa håll i Sverige tenderar stora jordbruk att dela upp sin verksamhet i två delar – en för djurhållning och en för spannmålsproduktion (LRF Kalmar, 2020). Detta beror på de stränga bestämmelserna för spridning av gödsel på gårdar som har egen djurhållning medan spannmålsjordbruk inte är lika strängt reglerade. Detta tyder på att lantbrukare kan utnyttja ett kryphål om spannmålsproduktionen inte skulle ingå i ett handelssystem (dvs. lantbrukarna kommer helt enkelt att dela sin verksamhet i två delar och undvika reglering för den ena delen). I det nyzeeländska exemplet vid Lake Taupo deltar spannmålsproducenter i handelssystemet men tilldelas lägre andel av certifikat än de som har djurhållning.

En annan aspekt som behöver tas hänsyn till är de ”mångsidiga” miljöåtgärder som för närvarande vidtas på jordbruksmark, exempelvis anläggandet av våtmarker som kan drivas av ekonomiska, personliga eller miljömässiga skäl (eller alla tre) idag har många miljömässiga syften. Om ett handelssystem endast fokuserar på att minska näringsämnen kan det förhindra att andra nyttoaspekter så som biologisk mångfald och klimatbegränsning inte med lika stor självklarhet uppmuntras. I handelssystemet vid Lake Taupo finns även andra kompletterande system som exempelvis uppmuntrar minskade koldioxidutsläpp för att undvika eventuella konflikter där minskning av näringsbelastning ställs emot andra mål.

Det finns naturligtvis andra förordningar och metoder som används inom jordbruket för att uppnå målen, men att enbart förlita sig på ett handelssystems mekanismer för att uppnå dessa kan innebära begränsningar. En cirkulär ekonomi inom jordbruket innebär till exempel att resurser så som näringsämnen cirkuleras och återanvänds. Ekologiska jordbruksmetoder tillåter inte konstgödsel och främjar istället användningen av naturgödsel. Ett handelssystem som tar hänsyn till fler mål kräver emellertid en mer komplex modell, vilket i sin tur försvårar genomförandet.

Sammanfattningsvis finns det flera fördelar med att inkludera jordbruket i ett framtida handelssystem: Det skapar innovation för mer effektiv behandling av näringsämnen inom jordbruket; gårdar får incitament till att producera både produkter i form av livsmedel likväl som ekosystemtjänster, som exempelvis näringssänkor. Om systemet även utformas konsekvent i alla länder runt omkring Östersjön kan det leda till mer balanserade och rättvisa miljöambitioner för alla lantbrukare. Det finns dock risker och utmaningar i samband med att jordbruket inkluderas som i handelssystemet, exempelvis att livsmedelspriserna kan öka. De ökade kostnaderna för lantbrukarna kan ytterligare påskynda strukturomvandlingen inom jordbruket till större enheter (vilket leder till mer koncentrerad hantering av näringsämnen och därmed högre risk för läckage och ökad näringsbelastning). Slutligen finns risken att införandet av ett nytt ekonomiskt styrmedel kan leda till ett onödigt motstånd och möjligheterna till att uppnå många av de positiva effekterna finns redan och kan påskyndas inom befintliga styrmedel med reglering och bidrag.

9.2.3 Skogsbruk

Skogsindustrin anses inte vara en av de större källorna till näringsbelastning i Sverige, även om den, likt jordbrukssektorn men i lägre utsträckning, har påverkat utformningen av landskapet genom utdikning och torrläggande av marker. Skogsavverkningar står för en mindre andel av de totala fosforutsläppen. Bidraget till näringsbelastningen i Östersjön beror främst på en förändring i markstrukturen vilket orsakar läckage av metaller och näringsämnen från sur jord till vattensystemen. Gödslas skogen finns risk att andelen ökar. Skogsbruk nära vattenförekomster kan också bidra till erosion och ökande problemen med brunifiering av

vatten vilket uppstår då mer organiskt material och järn stör de akvatiska ekosystemen och blir syrekrävande vid nedbrytning (Kritzberg, et al., 2020). Åtgärder som syftar till att förhindra dessa effekter skulle kunna ingå i ett handelssystem. Det skulle vara åtgärder som exempelvis skyddszoner och försök med kontinuitetsbruk. I Lake Taupo-exemplet bedöms skogsplantering som ett en åtgärd för att minska näringsbelastningen och inkluderas inte som en aktör som behöver köpa certifikat.

Fördelarna med att inkludera skogsbruk i ett handelssystem är att det ger incitament till att utveckla innovativa åtgärder för att minska näringsbelastningen och driver på fler åtgärder inom en sektor där åtgärder för att minska näringsbelastningen är relativt sällsynta. Skogsbruket står dock fortfarande för en liten den av den totala näringsbelastningen. Dessutom kan det vara en utmaning att inkludera andra faktorer, så som brunifiering, i en biofysisk modell.

9.3 PUNKTKÄLLOR

Nedan diskuteras de största punktkällorna – offentliga avloppssystem, enskilda avlopp, dagvatten och vissa industrier – och varje sektors möjlighet och eventuella incitament till att delta i ett handelssystem för näringsbelastning. (Dagvatten kan betraktas som en diffus källa men eftersom hanteringen av detta ofta sker genom ett avloppssystem anses det här som en punktkälla).

9.3.1 Offentliga avloppsreningsverk

Kommunala avloppsreningsverk är den näst största källan till fosforutsläpp och den tredje största källan till kväveutsläpp till Egentliga Östersjön från Sverige och de står för en stor andel av utsläppen totalt sett. I Sverige, liksom i de flesta andra länder runt Östersjön, måste kommunala reningsverk som behandlar avloppsvatten ha miljötillstånd (enligt EU:s avloppsdirektiv krävs tillstånd när anläggningar hanterar avloppsvatten för ett visst antal befolkningsekvivalenter). I miljötillståndet tillåts en viss mängd utsläpp för en viss anläggning och om denna gräns överskrids utfärdas viten.

Många kommunala reningsverk i Sverige upprättades på 70-talet och börjar nu bli i stort behov av om- och nybyggnation. Reningstekniken har utvecklats betydligt och infrastrukturen kring nya avloppsrör, anpassning till mer strikta standarder, sammanslagning av små system till större robusta reningsverk med mer effektiv behandling är några av de investeringsbehov som många reningsverk nu står inför (Naturvårdsverket, 2016; Svenskt Vatten, 2017).

I dag sker uppgraderingar och förbättringar främst på grund av att anläggningar måste nå upp till sina miljötillstånd. I dessa tillstånd fastställs rättsliga krav för vad varje anläggning måste göra för att kunna bedriva sin verksamhet. Huruvida det kommer att finnas potentiella aktörer som kan delta i ett handelssystem bland befintliga reningsverk beror på deras möjligheter att investera i utrustning som innebär en minskning av näringsbelastning som överstiger vad som krävs enligt befintliga miljötillstånd. Ett skärpt tak inom ett handelssystem skulle kunna leda till att fler potentiella aktörer i form av reningsverk kommer ut på marknaden och behöver köpa certifikat, men om denna efterfrågan förverkligas i form av handel beror på marknadspriset och investeringskostnaden för åtgärder som innebär en minskad näringsbelastning. Ett reningsverks första investeringsmål kommer att vara att uppfylla kraven i det befintliga miljötillståndet. När detta mål har uppnåtts kommer ett framtida handelssystem att ge möjlighet till ett andra investeringsmål, det vill säga att

överväga att minska näringsbelastningen ytterligare om kostnaderna för att göra detta är lägre än kostnaden för att köpa tillräckligt med certifikat inom handelssystemet för att inte överskrida taket. Vid en investering som minskar näringsbelastningen skulle färre certifikat behövas och reningsverket skulle då kunna sälja till andra aktörer.

Reningsnivåerna som reningsverk behöver nå i Sverige bestäms både av behovet av att modernisera befintliga anläggningar och den befintliga tillståndsprocessen. Idag tillåter de flesta miljötillstånd koncentrationsnivåer om cirka 15 mg kväve/liter,[3] medan den genomsnittliga koncentrationsnivån av utgående kväve från reningsverken i Sverige är cirka 14 mg kväve/liter (SCB, 2020). De modernaste och mest effektiva anläggningarna idag uppnår behandlingsnivåer på ca 6 mg kväve/liter. Detta innebär att en av de potentiella fördelarna med ett framtida handelssystem för näringsbelastning skulle vara att uppmuntra en snabbare övergång för dessa äldre anläggningar som släpper ut en högre koncentrationsnivå att uppnå de mest effektiva behandlingsnivåerna, det vill säga att minska de nuvarande kväveutsläppen med mer än hälften.

Fördelarna med att inkludera offentliga reningsverk i ett framtida handelssystem skulle vara (1) att skapa starka incitament *för att överskrida* de mål fällande minskning av näringsbelastning som är bestämda i befintliga miljötillstånd och (2) att erbjuda mer kostnadseffektiva sätt för reningsverk att investera i ny teknik (det vill säga, antingen överstiga de nuvarande kraven och sälja dessa certifikat för att kompensera för investeringskostnader eller köpa certifikat från andra aktörer om det är ett billigare alternativ). Utmaningen med att inkludera reningsverk är att det kan bli kostsamt för vissa reningsverk som redan uppnår höga nivåer av rening (detta beror dock på priset på certifikat i det framtida handelssystemet).

9.3.2 Enskilda avlopp

De hushåll som inte är anslutna till de kommunala reningsverken måste ha egna enskilda avlopp eller, i samverkan men andra hushåll, gemensamhetsanläggningar. I Sverige är det kommunerna som ansvarar för tillsynen av dessa system och så är även fallet i de flesta länderna kring Östersjön (se del B för bestämmelser i andra länder).

Det finns ungefär en miljon hushåll med enskilt avlopp i Sverige (Övergödningsutredningen, 2020:10; Olshammar, M., 2018), och dessa omfattar cirka 18 procent av fosforutsläppen och fyra procent av kväveutsläppen i Östersjön 2014 (se Figur 9.1, dessa siffror var 13 procent för fosfor och 5 procent för kväve 2017) (Havs- och vattenmyndigheten, 2019a). När nya anläggningar installeras är kraven på rening i tillstånden relativt stränga, men äldre system saknar dessa höga miljöstandarder (antingen är reningsgraden otillräcklig eller så sker ingen rening alls). Enskilda avlopp saknar en tydlig gemensam definition i Europa. Svenska riktlinjer anger att de som behandlar hushållsavloppsvatten för upp till 25 personekvivalenter anses vara små avloppssystem (Havs- och vattenmyndigheten, 2016). Samma miljöstandarder gäller för avloppssystem som behandlar avloppsvatten för 1 till 200 personekvivalenter.

Om dessa enskilda avlopp ska kunna delta som aktörer i ett framtida handelssystem måste de vara identifierade av kommunerna och dessutom först uppnå reningskraven som krävs för att få tillstånd att anlägga ett enskilt avlopp. I Sverige och Finland är kommunerna ansvariga för tillsyn och det är en krävande uppgift att ha full övervakning på alla. Olika

[3] Den svenska miljövårdsmyndighetens förordning NFS 2016:6 om avloppsvattenbehandling från stadsområden

metoder används för att uppfylla de reningskrav som krävs, vilket resulterar i olika reningsnivåer inom olika system I allmänhet är en investering i ett enskilt avlopp kostsamt för det enskilda hushållet och ju högre reningsnivå systemet klarar av, desto dyrare är det.

Om strängare regler ställs på alla hushåll genom att enskilda avlopp inkluderas som aktörer i ett framtida handelssystem, kommer två nivåer av nödvändig rening att gälla. För det första måste det enskilda avloppet uppfylla de reningsnivåer som krävs (exempelvis en grundnivå av rening). Därefter kan det vara möjligt att uppnå en högre grad av rening än vad som krävs, antingen genom att investera i mer effektiva enskilda avloppsystem eller genom att köpa certifikat och på så vis bidra till att certifierade åtgärder på annat håll som är mer kostnadseffektiva. Om hushållet endast renar avloppsvattnet enligt den standard som krävs (basnivån) måste en större andel certifikat köpas för att uppnå den högre reningsnivån. Om hushållet i stället investerar i ett enskilt avlopp som uppnår en högre grad av rening kommer färre certifikatandelar att behövas. Allteftersom priset på certifikaten ökar minskar den relativa kostnaden för att investera i ett enskilt avlopp som uppnår en ”högre än den krävda”-reningsnivån. Genom att enskilda avlopp deltar som aktörer i ett handelssystem för näringsbelastning skulle möjligheten till att uppnå en reningsnivå som är ”högre än vad som krävs” till en, generellt sätt, lägre kostnad för samhället kunna uppstå. Den största utmaningen ligger dock i de administrativa kostnaderna för att identifiera alla hushåll och genomdriva grundläggande krav på rening, det vill säga grundnivån.

Ett alternativ till att inkludera enskilda avlopp som faktiska aktörer i handelssystemet är att inkludera dem indirekt. Exempelvis genom externa (icke-reglerade) aktörer som frivilligt deltar i handelssystemet. En extern aktör skulle kunna investera i åtgärder som säkerställer ”högre än vad som krävs”-reningsnivåer för enskilda avlopp och genom det kunna delta i handelssystemet och sälja certifikat. Denna typ av mekanism kräver dock ytterligare undersökning av hur det skulle kunna fungera.

Fördelarna med att inkludera enskilda avlopp i ett framtida handelssystem är bland annat att ge incitament till att investera i bättre reningssystem för att uppnå en högre nivå av rening än vad som krävs. Det finns dock utmaningar, dels i form av höga administrativa kostnader för tillsynsansvariga verksamheter (i Sverige kommunerna) att identifiera alla berörda hushåll och se till att alla dessa uppnår de krav som ställs, dels i de höga transaktionskostnaderna för hushållen.

9.3.3 Dagvatten

Dagvatten står för tio procent av näringsbelastningen av fosfor och för cirka en procent av näringsbelastningen av kväve från Sverige till Egentliga Östersjön och anses därmed som en mindre källa.

Regler och lagar för hur dagvatten ska renas är inte lika specifika och riktade som de för rening av avloppsvatten. Det blir dock en allt viktigare fråga eftersom städer fortsätter att expandera och asfalt och fastigheter byggs där naturliga näringssänkor annars hade funnits. Klimatförändringarna kommer att bidra ytterligare till ett ökat behov av ett välfungerande dagvattensystem eftersom extrema väderförhållanden med mycket nederbörd på kort tid förväntas öka.

I Sverige är ansvaret för rening av dagvatten inte helt fastställt och det saknas fasta nivåer av exempelvis hur mycket fosfor som får släppas ut från dagvattenhantering. I vissa fall behandlas dagvatten som avloppsvatten och genomgår då rening i ett avloppsreningsverk, vilket innebär

att samma krav som för avloppsvatten gäller. I andra fall hanteras dagvatten separat och faktiska reningsnivåer varierar. Som följd av domen i Weser-fallet 2018 i relation till EU:s ramvattendirektiv är det fastställt att inget projekt eller åtgärd får försämra en vattenförekomsts vattenkvalitet. I praktiken innebär det att aktörer som expanderar och exploaterar mark måste vidta åtgärder för att kunna hantera dagvatten (Naturvårdsverket, 2019).

Att inkludera näringsbelastning från dagvatten i ett framtida handelssystem kan vara en utmaning på grund av svårigheten att identifiera vem eller vilken instans som har det övergripande ansvaret att se till att det renas. Om större reningsverk är aktörer i handelssystemet så skulle de dagvattenanordningar som är sammankopplade med dessa ingå i handelssystemet via reningsverken. Det skulle innebära att taket på reningsverket skulle gälla för allt vatten som renas där, inklusive dagvattnet. Reningsverket kan då agera som en köpare eller säljare av certifikat, beroende på incitament och prisnivåer. Alternativt, om dagvattenhantering inkluderas som en egen aktör, skulle det sannolikt falla på exempelvis. en fastighetsutvecklare inom ett nytt område (eller verksamhetsansvarig för fastigheter inom ett befintligt område) att vidta åtgärder för att minska utsläppen av näringsämnen från dagvattenhanteringen.

Fördelen med att inkludera dagvatten i ett framtida handelssystem för näringsbelastning är att om det ingår kan incitamenten för korrekt behandling öka eftersom det finns ytterligare skäl till att rena det på ett korrekt sätt. Utmaningen är dock svårigheten att definiera ansvariga aktörer.

9.3.4 Industri

I dag bidrar den svenska industrin relativt lite till näringsbelastningen i Östersjön. Stenbrytning och gruvdrift har ett litet utflöde av kväve och dessa sektorer skulle kunna ingå som aktörer i ett handelssystem. Massa- och pappersindustrin bidrar till utsläpp av kväve och fosfor, men främst med syretärande föreningar (COD och BOD) och vissa tungmetaller (SCB, 2020). Att minska utsläppen av dessa ämnen skulle kunna drivas av befintlig lagstiftning och fler föreskrifter snarare än genom ett handelssystem. Industrisektorn skulle dock frivilligt kunna bidra till att minska den näringsbelastning utöver de fastställda kraven i miljötillstånden och i så fall agera som köpare av certifikat i ett framtida handelssystem.

Fördelen med att inkludera vissa industrier skulle vara att skapa ett incitament för ytterligare minskning av näringsbelastning än vad som krävs i befintliga miljötillstånd. Utmaningen är att det är svårt att ta hänsyn till andra faktorer som orsakar övergödning, så som syrekrävande föreningar.

9.4 EXTERNA AKTÖRER

Det finns två sätt att inkludera externa aktörer i ett handelssystem för näringsbelastning. För det första kan aktörer som vill främja miljön köpa certifikat frivilligt, vilket bidrar till att generera externt kapitalinflöde i systemet. I det fallet kommer de utsläppskällor som har uppfyllt gemensamma skyldigheter för att minska näringsbelastningen genom sina egna åtgärder att få extern finansiering för dessa. För det andra, och detta är möjligtvis av ännu större vikt i ett ambient handelssystem, kan externa aktörer frivilligt genomföra godkända åtgärder för att minska utsläppen av näringsämnen och få betalt för detta genom att sälja sina genererade certifikat på marknaden. Detta kommer att bli ett nytt sätt att locka till sig externa aktörer

som frivilligt genomför åtgärder som minskar näringsbelastningen i exempelvis jordbruks- och skogsbrukssektorn.

Det finns ett antal aktörer som potentiellt skulle kunna ingå som externa aktörer i handelssystemet. Individer med filantropiska incitament som väljer att använda sina monetära resurser till miljöfrämjande arbete är ett exempel. Deltagare i Baltic Sea 2020, en stiftelse vars syfte är att finansiera åtgärder och forskning som bidrar till att minska näringsbelastningen i Östersjön. Stiftelsen finansieras genom donationer och arbetar också med informationskampanjer som riktar sig till politiker, myndigheter och skolor (BalticSea2020, 2020). Race for the Baltic är en liknande ideell organisation som finansieras av en liten grupp filantroper (Race For The Baltic, 2020), vars uppgift är att delvis förbättra Östersjöns miljötillstånd genom att engagera kommuners samverkan i arbetet för att minska näringsbelastningen i Östersjön.

I Finland har John Nurmisens Stiftelse som mål att rädda Östersjön och dess arv till kommande generationer (John Nurmisen Foundation, 2021). Stiftelsen har initierat cirka 40 projekt, bland annat NutriTrade-projektet, en plattform som har inrättats för att samla in och omfördela medel för åtgärder som minskar Östersjöns näringsbelastning. Plattformen har till exempel bistått i neutraliseringen av den återstående fosforbelastningen från Helsingfors stad genom att vidta åtgärder för att minska utsläppen av näringsämnen från punktkällor i Vitryssland (Univeristy of Helsinki, 2019). Åbo och Borgå, två andra städer i Finland, har genomfört liknande kompensationsåtgärder. I Sverige har Kalmarsundsregionen, i form av Kalmarsundskommissionen, ställt sig bakom målet att nå ”sin del” av det som experter menar krävs för att nå god status i vattenförekomsten. Detta yttrar sig i form av politiskt tagna handlingsplaner för näringssänkor. Det kan finnas incitament för externa aktörer som dessa verksamheter att delta i ett handelssystem för näringsbelastning i Östersjön och bidra till minskad övergödning genom sitt deltagande. Även andra organisationer kan ha incitament att delta som externa aktörer som ett sätt att ta samhällsansvar (corporate social responsibility, CSR). Sådant arbete får allt större uppmärksamhet inom organisationer då konsumenter kräver större engagemang från företagens sida gällande de sociala och miljömässiga utmaningar som möter samhället. Som framgår av exemplen från Finland och Sverige är detta också av intresse för offentliga aktörer som kommuner.

Lokala vattenmyndigheter och sportfiskeorganisationer är också aktiva när det gäller att genomföra åtgärder för att minska näringsbelastningen i Östersjön. Tillsammans med tidigare nämnda aktörer, kommuner, länsstyrelser och myndigheter deltar Svenska Sportfiskarna i projekt för att anlägga våtmarker (Sportfiskarna, 2020). De arbetar också med projekt som syftar till att gynna en rikare fiskfauna i Östersjön. Dessa typer av icke-statliga miljöorganisationer skulle även de kunna delta i ett handelssystem för näringsbelastning i Östersjön.

Även om vissa kommuner redan skulle vara involverade i ett handelssystem eftersom de äger kommunala reningsverk, skulle de också kunna delta genom att vidta åtgärder och tillhandahålla certifikat utanför denna avloppssektorn. Kommunernas Internationella Miljöorganisation (KIMO) är ett internationellt nätverk för kommuner med företrädare från åtta länder och över 80 kommuner runt Östersjön och Nordsjön (KIMO, 2020). Nätverket deltar i flera projekt som arbetar för ett renare hav och skulle kunna vara en potentiell extern aktör i handelssystemet.

Ett annat exempel är det svenska programmet Lokala vattenvårdsprojekt (LOVA), ett program vars arbete syftar till att ge bidrag till åtgärder som förbättrar miljöstatusen i vattenförekomster i Sverige (Havs- och vattenmyndigheten, 2020b). Andra länder har liknande program, i Finland finns exempelvis ett program som syftar till att öka effektiviteten av vattenskyddsåtgärder som sträcker sig mellan 2019 och 2023 (se del B). Det svenska LOVA-programmet skapar möjligheter till ökat lokalt engagemang, vilket skulle kunna vara en värdefull källa till att förstå de lokala perspektiven i ett framtida handelssystem som är baserat på specifika upptagningsområden. I Sverige kan finansiering genom LOVA-programmet beviljas till kommuner och ideella organisationer, men det är vanligt att projekten genomförs i samarbete med lantbrukare. Finansieringen av omfattande åtgärder inom jordbruket så som strukturkalkning, fosfor- och kvävesänkor i form av våtmarker, fosforfällor och kvävemurar samt tvåstegsdiken. Även i det finska programmet som nämndes ingår samarbete med lantbrukare.

Om handelssystemet skulle innefatta externa aktörer som köper och säljer certifikat skulle de pengar som redan i dagsläget har öronmärkts för att minska näringsbelastningen i Östersjön kunna kanaliseras genom handelssystemet, snarare än genom egna program. Det är dock värt att notera att de mål som man hoppas ska uppnås med handelssystemet – exempelvis mer effektiva och innovativa metoder för att minska näringsbelastningen från jordbrukssektorn – skulle kunna uppnås med befintliga styrmedel. Till exempel skulle LOVA-bidragen i Sverige kunna utökas och intensifieras och finansiera åtgärder och metoder för att minska näringsämnena i jordbruksmark på mer innovativa och effektiva sätt.

En viktig aspekt som är relaterad till inkluderingen av externa aktörer och som bör tas i beaktning är andelen certifikat som tillåts att tillkomma och att lämna marknaden. I exemplet vid Lake Taupo i Nya Zeeland bildades en stiftelse under miljöministeriet som var en aktiv del av handelssystemet som administrerade och identifierade alla externa aktörer som ville delta (Protecting Lake Taupo, 2021). Utmaningen ligger i att balansera antalet certifikat i systemet så att det inte leder till negativa konsekvenser, dels för graden av näringsbelastning, dels för aktörer så som lantbrukare. Detta blir ännu mer relevant för det föreslagna handelssystemet i Östersjön eftersom det geografiska läget för åtgärder och handel kommer att spela en nyckelroll.

10 SLUTSATSER OM FÖRUTSÄTTNINGARNA FÖR ETT HANDELSSYSTEM I ÖSTERSJÖREGIONEN

Att införa ett handelssystem för näringsbelastningar i Östersjön – med dess otaliga avrinningsområden och länder – skulle bli världens största handelssystem för näringsbelastningar. För att ett sådant system ska kunna få acceptans måste det uppnå avsedda mål med en kostnadseffektiv resursfördelning och med lägsta möjliga transaktionskostnader för källor, myndigheter och lagstiftare.

Baserat på jämförelsen mellan handelssystemen i avsnitt 7.8, och erfarenheterna från den internationella översikten, drar vi slutsatsen att detta handelssystem med största sannolikhet är ett ambient handelssystem. I detta system köper och säljer källor portföljer av belastningsrätter (certifikat) på flera marknader (en marknad för varje recipient som deras utsläpp belastar). Varje marknad har sitt eget pris som bestäms av utbud och efterfrågan. Ett ambient handelssystem gör detta enklare eftersom överföringskoefficienterna är konstanta tal snarare än datorsimulerade växelkurser som ändras för varje transaktion (som i ett system för

utsläppshandel med rörliga växelkurser). Därför behövs inga datorsimuleringar innan en transaktion äger rum. Dessutom står varje källa inför ett unikt pris som är det viktade medelvärdet av priserna på belastningsrätterna (certifikaten) i dess specifika portfölj.

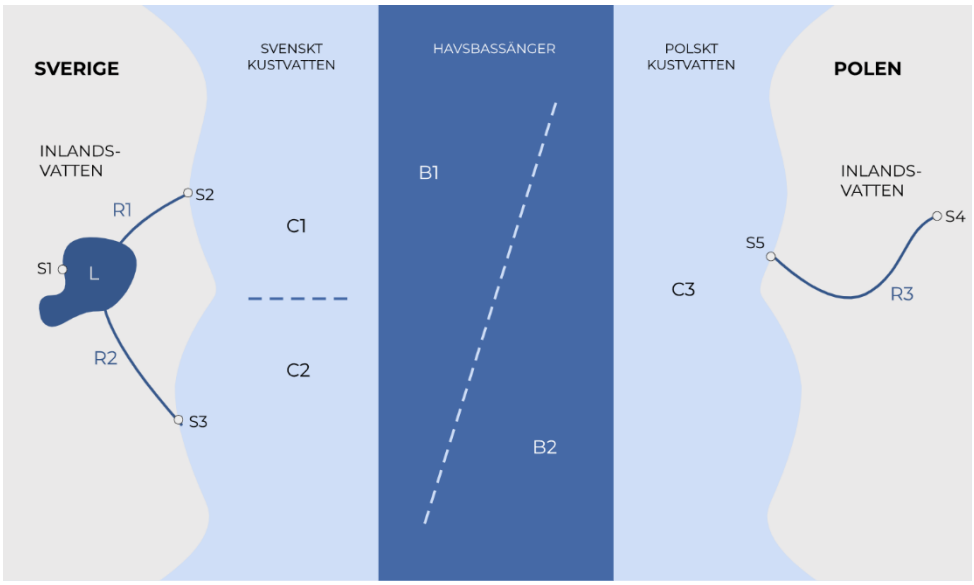
Till vår kännedom har inget fullskaligt handelssystem för näringsbelastningar genomförts i praktiken, trots att systemet varit känt inom grundforskningen sedan Montgomery (1972). Detta beror främst på att systemet har diskuterats bland forskare inom akademin och inte varit allmänt känt för utövare och beslutsfattare. En annan förklaring är att befintliga handelssystem inte behövt hantera en sådan hög måluppl̈ösning som finns hos miljökvalitetsnormer – särskilt för vattenförekomster och avrinningsområden enligt vattendirektivet.

10.1 HUR GÅR HANDELN TILL?

Varje källa köper och säljer en portfölj av belastningsrätter (certifikat) på flera marknader, en marknad för varje recipient som dess utsläpp påverkar. Varje marknad har ett pris som bestäms av utbud och efterfrågan. Även om en källa skulle kunna köpa belastningsrätter (certifikat) på vissa marknader och sälja i andra, står den alltid inför ett unikt pris för sina utsläppsenheter, vilket är det viktade medelvärdet av priserna på belastningsrätterna (certifikaten) i sin specifika portfölj.

Ett ambient handelssystem kan användas i avrinningsområden, kustvatten och utsjövatten så länge det finns en hydrologisk modell för vattenkvalitet som ger de underliggande parametrar för retention och transport av näringsämnen som behövs för att fastställa överföringskoefficienter mellan utsläppspunkten och påverkade vattenförekomster. Under förutsättning att vattenförekomster, kustvattenförekomster och utsjövatten kan mätas med en konsistent modelleringsansats för hela Östersjöområdet, kan ett enda ambient handelssystem utformas för hela Östersjöregionen med sina avrinningsområden.

Figur 10.1 illustrerar handel med portföljer i ett ambient handelssystem fungerar. Varje vattenförekomst, kustvattenförekomst och utsjövatten har en marknad med belastningsrätter (eller certifikat) kopplade till inflödet av belastningar. Den specifika portföljen hos varje källa innehåller belastningsrätter (eller certifikat) för källans samtliga recipienter. Till exempel måste källa S1 (som är lokaliserad i anslutning till ett inlandsvatten i Sverige) köpa en specifik portfölj av belastningsrätter (eller certifikat) från de svenska vattendragen R1 och R2, de svenska kustvattenförekomsterna C1 och C2, utsjövattnen B1 och B2 och kanske även den polska kustvattenförekomsten C3. Storleken på andelarna i portföljen bestäms av retention och näringstransport mellan källan S1 och respektive recipient i portföljen. Följaktligen kommer portföljen för källa S1 att innehålla stora andelar av de svenska vattendragen R1 och R2 och sannolikt låga andelar av den polska kustvattenförekomsten C3.



Figur 10.1 Illustration av handel med portföljer i ett ambient handelssystem.

Ett ambient handelssystem kan utformas antingen som ett system med ambienta belastningsrätter som används för handel med inflöden av belastningar till vattenförekomster, kustvattenförekomster eller utsjövatten eller som ett system med ambienta certifikat för handel med reduktioner av inflöden av belastningar till dessa vatten. Ett ambient handelssystems som handlar med belastningsrätter fungerar enligt samma principer som EU ETS, men med två undantag. För det första är handlade enheter inflöden av belastningar (kg/år) till varje vattenförekomst, kustvattenförekomst eller utsjövatten. För det andra handlar varje aktör en specifik portfölj av belastningsrätter som är bestämd av vilka vattenförekomster som påverkas snarare.

När ett ambient handelssystem för handel med belastningsrätter väl är infört fungerar det som följer:

1. Ansvarig myndighet beslutar om den maximala årliga inflödesbelastningen av näringsämnen (kg/år) till varje vattenförekomst, kustvattenförekomst eller utsjövatten, alternativt handelsområde. Dessa belastningar anger taken, dvs. maximala antalet belastningsrätter för varje vattenförekomst, kustvattenförekomst eller utsjövatten.
2. Ansvarig myndighet fördelar belastningsrätterna till operatörerna antingen genom auktioner eller genom att följa en tilldelningsregel (t.ex. i proportion till förra årets belastningar).
3. Varje källa skall lämna in en portfölj av belastningsrätter som motsvarar de verifierade inflödena av belastning (kg/år) till vattenförekomster, kustvattenförekomster eller utsjövatten.
4. Utebliven inlämning av de belastningsrätter som motsvarar verifierade belastningar kan leda till straffavgifter och/eller åtal.
5. Det maximala antalet belastningsrätter minskas årligen enligt en planerad plan mot ett givet slutår då miljökvalitetsnormerna skall uppfyllas.

Ett ambient handelssystem för certifikat fungerar enligt samma grundprinciper som de svenska elcertifikaten. En skillnad är att handlade enheter och kvoter är reduktioner (kg/år) av inflödet till varje vattenförekomst, kustvattenförekomst eller utsjövatten. Varje operatör måste

köpa en specifik portfölj med reduktioner till de recipienter som den påverkar. När ett ambient handelssystem för handel med certifikat väl är infört fungerar det som följer:

1. Ansvarig myndighet beslutar om den minimala årliga inflödesbelastningen av näringsämnen (kg/år) till varje vattenförekomst, kustvattenförekomst eller utsjövatten, alternativt handelsområde. Dessa minimala belastningsreduktioner bestämmer golven, dvs. det minsta antal certifikat för varje vattenförekomst, kustvattenförekomst eller utsjövatten som måste lämnas in av källorna varje år.
2. Ansvarig myndighet allokerar individuella kvoter för varje källa vilka anger det antal certifikat som varje källa måste lämna in varje år. Summan av individuella kvoter i varje vattenförekomst, kustvattenförekomst eller utsjövatten motsvarar golvet i vart och ett av dessa.
3. Varje källa måste lämna in certifikat motsvarande sina individuella kvoter före ett givet datum varje år. Varje källa får lämna in sina kvoter med certifikat som antingen genererats genom egna verifierade minskningar, köpts från andra aktörer med verifierade minskningar under samma period eller köpts på en auktion som innehas av ansvarig myndighet.
4. Uteblivet inlämnande av certifikat motsvarande individuella kvoter kan leda till straffavgifter och/eller åtal.
5. Golven, det vill säga det minimala antal certifikat som ska lämnas in varje år, ökas årligen enligt en annonserad plan fram till slutåret då miljökvalitetsnormerna skall uppfyllas.

Eftersom handel med ambienta certifikat sker i form av belastningsreduktioner kan diffusa källor, vars åtgärder med verifierade metoder kan översättas till reduktioner, involveras i handel. En annan egenskap är att certifikat har samma fördelningseffekter som gratistilldelade belastningsrätter, vilket sannolikt ökar acceptansen bland potentiella aktörer. Externa aktörer som genererar certifikat genom att frivilligt vidta verifierade åtgärder för att reducera utsläppen av näringsämnen (och få betalt för det) kan bidra till att locka till sig externt kapital inte minst för reduktioner vid diffusa källor. För att kunna rapportera sådana motåtgärder måste dessa redovisas och verifieras på samma sätt som certifikat för belastningsreduktioner.

10.2 HANDELSENHETEN I ETT AMBIENT HANDELSSYSTEM

Den handlade enheten bör baseras på en fysisk enhet som är nära korrelerad med den förväntade miljöpåverkan från utsläpp av näringsämnen. Eftersom det geografiska läget är så viktigt för miljöpåverkan vore det inte lämpligt att helt enkelt använda kväve- eller fosforutsläpp vid källan som handlade enheter.

I ett ambient handelssystem definieras ambienta belastningsrätter (certifikat) som är direkt kopplade till en vattenförekomst och dess miljökvalitetsnorm. Ambienta belastningsrätter definieras som tillåtet inflöde av belastningar till varje recipient. Detta innebär att handel sker direkt i inflödet av belastningar som påverkar miljöstatusen för varje recipient. Även om ambienta belastningsrätter (certifikat) reglerar den totala inflödesbelastningen till varje recipient, möter varje källa ett unikt pris för sin egen utsläppsenhet (t.ex. totalt kg kväve- och totalt kg fosforutsläpp vid källan), vilket är det viktade medelvärdet av de belastningsrätter (certifikat) som ingår i dess specifika portfölj.

Även om det ambienta handelssystemet kan utformas som ett cap-and-trade-system eller ett ambient baseline-and-credit-system, kan en viss version av ett baseline-and-credit-system

med implicita tak vara mer intuitiv för detta ändamål. Certifikat har den tilltalande funktionen att de kan ses som "skyldigheter att minska" snarare än "rätt att släppa ut".

Varje aktör måste lämna in ett visst antal certifikat varje år motsvarande en viss reduktion per år. Dessa certifikat kan genereras antingen genom egna verifierade åtgärder eller genom att köpa certifikat från andra aktörer med verifierade åtgärder. Källor som marknadsför sig själva som miljövänliga, till exempel avloppsreningsverk och jordbrukare, kan föredra att handla med certifikat som visar att de har uppfyllt sina "skyldigheter att minska" snarare än att handla med "belastningsrätt". Tekniskt sett är handel densamma med rätter och certifikat, men den semantiska skillnaden kan vara ett sätt att skapa acceptans bland miljöfrämjande sektorer. Ett exempel på ett baseline-and-credit-system med ett fast implicit tak och certifikat användes i det föreslagna handelssystemet CEASAR för svenska avloppsreningsverk, som syftade till att uppnå ett reduktionsmål på 3 000 ton kväve (Naturvårdsverket, 2012).

10.3 VILKEN TYP AV DATA BEHÖVS FÖR ATT ANVÄNDA ETT AMBIENT HANDELSSYSTEM?

Ett ambient handelssystem kräver indata i form av genomsnittlig retention och näringstransport mellan källor och berörda vattenförekomster, kustvattenförekomster och utsjövatten. En vattenkvalitetsmodell (eller hydrologisk modell) är en simulering av ett hydrologiskt system som kan förutsäga belastningseffekterna av utsläpp av näringsämnen på olika platser i ett avrinningsområde. SMHI (2010) har redan skapat modeller som beräknar och förutser näringsbelastningar i floder, sjöar och kustvatten. Dessa modeller är operativa och används för närvarande av myndigheter i Sverige. Utöver uppskattningar av genomsnittlig retention och näringstransport behöver ett handelssystem för näringsbelastningar också modeller och metoder för att koppla samman effekterna av åtgärder som vidtas vid diffusa källor med den därav följande näringsbelastningen i recipienter. Sammanfattningsvis är den viktigaste data för driften av ett ambient handelssystem följande:

- Estimeringar av genomsnittlig retention och näringstransport mellan varje utsläppskälla och de recipienter (eller en grupp av vattenförekomster), kustvattenförekomster och utsjövatten. Dessa estimeringar bestämmer de konstanta överföringskoefficienterna mellan varje utsläppskälla och recipient.
- Högsta tillåtna näringsbelastning per år för varje vattenförekomst (eller grupp av vattenförekomster), kustvattenförekomster och utsjövatten baserat på de indikatorer för näringsämnen som behövs för att uppfylla relevanta miljökvalitetsnormer.
- Reduktionsbanor för högsta tillåtna näringsbelastningar per år fram till det år då miljökvalitetsnormerna skall uppnås.
- Ackrediterade flödesmätningar vid utsläppspunkter.
- Verifierade åtgärder för diffusa källor med resultatindikatorer som beskriver ”reduktioner av näringsämnen per Ha åkermark där åtgärder genomförts.

10.4 HUR KAN MÅL OCH ICKE-FÖRSÄMRINGSKRAV UPPFYLLAS?

Att utforma ett ambient handelssystem för näringsbelastningar i Östersjön i syfte att uppnå de breda målen i aktionsplanen för Östersjön (BSAP) och som inte kommer att strida mot uppfyllandet av miljökvalitetsnormerna i vatten- och havsmiljödirektiven kommer

automatiskt också att bidra till att dessa lokala mål uppnås på ett kostnadseffektivt sätt. Även om detta inte är avsikten (se kapitel 20.3 för ett förtydligande av den terminologi som används i dessa direktiv). Därför utgör ett handelssystem ett naturligt styrmedel för att uppnå målen i vatten- och havsmiljödirektiven och skulle sannolikt komma att rapporteras inom vattenförvaltningens uppföljning av EU-länderna om det införs.

Bland de tillgängliga handelssystemen med multipla mål antar ambienta handelssystem den enklaste styrmedelsansatsen genom att låta ansvarig myndighet ange ett tak (eller golv) för varje recipient som har en miljökvalitetsnorm och skapar sedan specifika belastningsrätter (certifikat) för maximal belastning till varje vattenförekomst. Takens (golvens) stringens ökar varje år fram till det slutåret när målen ska nås för varje recipient med en miljökvalitetsnorm. Samma princip fungerar för att säkerställa ett villkor för icke-försämring.

10.5 TILLDELNINGAR AV BELASTNINGSRÄTTER (CERTIFIKAT) I ETT AMBIENT HANDELSSYSTEM

I enkla handelssystem med ett tak, som t.ex. EU ETS, kommer handel i teorin att leda till en kostnadseffektiv fördelning. Denna egenskap gör det möjligt att använda tilldelningar av utsläppsrätter (certifikat) för fördelningssyften, vilket i sin tur kan bidra till att öka acceptansen för ett handelssystem.

Denna egenskap hos tilldelningar gäller inte generellt för alla handelssystem som är utformade för multipla mål, dock kan ambienta handelssystem uppnå detta. Montgomery (1972) visade att ett ambient handelssystem kan generera en kostnadseffektiv fördelning för att uppnå alla förutbestämda nivåer av miljökvalitetsnormer och för alla initiala tilldelningar av belastningsrätter (certifikat) bland källorna.

För att uppnå denna egenskap måste taken (golven) sättas så att det totala antalet belastningsrätter (certifikat) i alla vattenförekomster är knappa i början av varje handelsperiod. Därför måste det taket i varje recipient sättas antingen till de belastningar som råder under startåret, eller på en nivå som innebär ett positivt marknadspris. Ett sätt att uppnå detta i praktiken är att använda lokala auktioner för att tilldela ambienta belastningsrätter och sätta tillräckligt stränga tak (golv) för att generera positiva bud.

Under dessa omständigheter har ett ambient handelssystem fördelen att ansvarig myndighet kan välja den tilldelning av belastningsrätter (inom varje recipient, när det gäller ambienta belastningsrätter) som uppnår eventuella fördelningsmål utan att kostnadseffektiviteten påverkas. Men detta innebär begränsningar i fördelningen: även om lagstiftaren med stor frihet kan välja tilldelning av belastningsrätter innebär det inte nödvändigtvis att en aktör får tillgodoräkna sig alla dessa belastningsrätter för att kompensera sina egna utsläpp. Aktören får endast tillgodoräkna sig ambienta belastningsrätter från vattenförekomster, kustvattenförekomster och utsjövatten som påverkas av aktörens egna utsläpp. Aktören kan därmed inte sälja ambienta belastningsrätter från andra vattenförekomster, kustvattenförekomster eller utsjövatten på marknaden.

Med andra ord behöver de tilldelade portföljer vilka allokerats med eventuella fördelningssyften inte nödvändigtvis vara bundna av de lokala tak som påverkar aktören. Det är bara tillgodoräknandet av belastningsrätter för att kompensera sina egna utsläpp som är bundna av tak. Systemet skulle till exempel inledningsvis kunna tilldela fler rätter än de lokala taken till aktörer i ett visst land. Det lokala överskottet kan inte kompensera för landets utsläpp men skulle dock kunna säljas till aktörer som kan använda dem i ett annat land och dess

inkomster finansiera andra verksamheter i det första landet. Därför kan aktörer inom systemet vara ”externa aktörer” på mottagarmarknader som inte påverkar deras egna utsläpp.

Slutligen kan ”extrema” tilldelningar leda till monopolistisk eller monopsonistisk makt på en marknad. Om några aktörer tilldelas stora mängder belastningsrätter på en marknad kan de få monopolställning som säljare på dessa marknader. På samma sätt skulle tilldelningar kunna leda till monopsonställlning hos en eller ett fåtal köpare på marknaden som då kan pressa ned marknadspriset för många säljare. Detta kan också ske för mycket extrema tilldelningar i ett enkelt handelssystem med ett tak som, t.ex. EU ETS, om alla utsläppsrätter tilldelades en enda aktör eller en enda sektor i ett land.

10.6 AMBIENTA KOMPENSATIONSÅTGÄRDER I ETT AMBIENT HANDELSSYSTEM

För att kunna rapportera kompensationsåtgärder måste dessa redovisas på samma sätt som belastningsrätter och certifikat, dvs. som andelar i de portföljer som bestäms av de kompensationsåtgärdernas geografiska läge. Detta gör ambienta kompensationsåtgärder möjliga på alla geografiska platser som omfattas av systemet. Handel sker med ambienta certifikat (dvs. med belastningsreduktioner), vilket innebär att en källa köper en portfölj av certifikat från en grupp andra källor som kan ha genererat dessa certifikat från en verifierad kompensatorisk åtgärd.

10.7 TUNNA MARKNADER

Ett väsentligt inslag hos handelssystem med multipla tak är att måluppfyllelser och kostnadseffektivitet förutsätter att inte alla källor kan bedriva handel med varandra. Regioner med få källor som ligger långt från andra regioner kommer att få färre handelsmöjligheter, vilket i ett ambient handelssystem regleras av fasta överföringskoefficienter. Dessa regioner tenderar att förekomma i områden uppströms i avrinningsområden, särskilt i små avrinningsområden. Dessa regioner utgör en risk för ”tunna” marknader, dvs. få deltagare och sällan förekommande transaktioner. Handel på tunna marknader har vanligtvis höga transaktionskostnader eftersom transaktioner sker alltför sällan för att marknadspriser ska etableras. En tunn marknad kommer därför inte sannolikt att leda till den mest kostnadseffektiva lösningen, även om varje transaktion kommer att ge en mer kostnadseffektiv tilldelning jämfört med fallet utan handel. I detta fall kan myndigheterna införa antingen vägledande prisnivåer eller prisgolv som motsvarar fasta minimiprisnivåer.

Det motsatta gäller för recipienter som ligger nedströms i avrinningsområden, kustvattenförekomster och utsjövatten. Eftersom dessa vatten är recipienter för ett stort antal källor kan de omsatta volymerna vara mycket stora, särskilt med ett ambient handelssystem. Marknadspriser kommer sannolikt att etableras. Även om det finns många potentiella köpare och säljare kan det dock hända att marknadsstrukturen helt enkelt ändras för lite för att frigöra belastningsrätter eller öka efterfrågan på dem. För att skapa efterfrågan är det därför viktigt att taken är tillräckligt låga för att vara bindande från början och att de innehåller årliga sänkningar över tid. En förutsättning för ett framgångsrikt och effektivt handelssystem är därför en stark politisk vilja bland medlemsstaterna att öka drivkraften för att uppnå en god miljöstatus.

10.8 TRANSAKTIONSKOSTNADER I HANDELSSYSTEM FÖR HETEROGENA SKADOR

I praktiken är storleken på transaktionskostnaderna (t.ex. tid som läggs på registrering och rapportering) en viktig faktor för handelssystem som är utformade för multipla tak. Flera författare har tidigare föreslagit att transaktionskostnaderna kommer att vara höga för handelssystem som har många recipienter i synnerhet i system med rörliga växelkurser som handlar med utsläpp.

I ett ambient handelssystem används dock fasta genomsnittliga överföringskoefficienter mellan varje källa och recipient. Dessa ger förutsägbarhet och utesluter behovet av datorsimuleringar före varje transaktion. Det innebär alltjämt att varje källa möter ett enda pris, som är det viktade medelvärdet av priserna i den, för källan, specifika portföljen. Med mäklare som tillhandahåller de specifika portföljerna bör transaktionskostnaderna för handlade aktörer blir likartade med kostnaderna i system med ett tak och ett pris som t.ex. EU ETS. Att ett ambient handelssystem inte behöver genomföra datorsimuleringar före varje transaktion minskar avsevärt osäkerheten kring marknadspriser och de transaktionskostnader som både källor och myndigheter står inför i handelssystem för utsläpp rörliga växelkurser.

10.9 VEM KAN HANDLA?

Det finns i huvudsak tre typer av potentiella aktörer i ett ambient handelssystem – punktkällor, diffusa källor och externa aktörer.

De största källorna av näringsämnesutsläpp till vatten i Östersjön är jordbruk, avloppsreningsverk, skogsbruk, fiske och vissa industrier som också utgör några av de potentiella aktörer som bör ingå i ett handelssystem för näringsbelastningar (observera att dessa är punktkällor förutom jordbruk och skogsbruk). Dessutom härrör en stor del av näringsbelastningen, särskilt kvävebelastningen, från nedfall av luftutsläpp där de huvudsakliga källorna är kväveoxidutsläpp från förbränningskällor, särskilt transporter, värmeverk, industrier och jordbruk. Att inkludera deponering av luftutsläpp i ett handelssystem för näringsbelastningar kräver en modelleringsmetod som identifierar det luftburna sambandet mellan dessa luftutsläppskällor och deras inverkan på havet eller en vattenförekomst.

Diffusa källor som jordbruk kan inkluderas som obligatoriska deltagare i ett ambient handelssystem med certifikat, förutsatt att det finns verifierade kontrollmetoder för att koppla samman verifierade åtgärder och reduktioner per år och jordbruksareal (kg per år och ha). Eftersom de totala utsläppen från ett jordbruk inte kan övervakas kan jordbruken inte inkluderas i ett ambient handelssystem för utsläpp eftersom detta förutsätter att man kan mäta utsläppen. Att inkludera jordbruket skulle med andra ord kräva ett ambient handelssystem med certifikat vilket bygger på att reduktioner mäts och handlas.

Externa aktörer släpper inte ut näringsämnen och är därför inte ålagda att rapportera in belastningsrätter (belastningscertifikat). Dessa aktörer kan vara köpare med filantropiska syften att minska antalet rätter eller certifikat genom att köpa upp och sedan inte använda sådana. För Östersjöregionen finns det redan aktörer med sådana stimulansåtgärder som är aktiva för att bekämpa övergödningen. En grupp av sådana aktörer är filantropiska individer som väljer att spendera sina pengar på miljöskydd. Andra externa aktörerna kan lockas till

marknaden av ekonomiska skäl genom att vidta kompensationsåtgärder för att minska utsläppen av näringsämnen och sedan sälja genererade certifikat på marknaden.

En skillnad mellan handelssystem för näringsbelastningar med multipla tak och handelssystem med ett tak som t.ex. EU ETS är att det större antalet lokala tak som ökar systemets administrativa kostnader. Även om transaktionskostnaderna för enskilda källor minskas genom användning av elektroniska handelssystem som ger varje källa möjlighet att möta ett pris för sina egna utsläppsenheter, ökar systemets administrativa kostnader i takt med att antalet lokala tak ökar. Att det administrativa arbetet ökar med antal lokala mål gäller dock oavsett vilket styrmedel som används.

10.10 FÖR- OCH NACKDELAR FÖR KÖPARE OCH SÄLJARE I ETT HANDELSSYSTEM

Ett handelssystem kan leda till mer innovativa metoder för att minska näringsämnena inom jordbrukssektorn eftersom jordbruket ges möjlighet att få ersättning för att utveckla ekosystemtjänster som till exempel sänkor för näringsämnen när detta är billigare än att köpa nödvändiga belastningsrätter. Det finns en risk att handel med certifikat kommer att öka kostnaderna för jordbruket. Kostnaderna kommer då att föras vidare till livsmedelskonsumenten som därmed skulle tillhandahålla mer ekonomiska resurser i systemet för att utveckla effektivare metoder.

Om livsmedelskonsumenterna inte accepterar ökade kostnader kan den internationella konkurrensen pressa jordbrukare som redan har en konkurrensnackdel med det kallare nordiska klimatet. En sådan utveckling sågs dock inte i handelssystemet vid Tauposjön i Nya Zeeland, men landets jordbruk är också konkurrenskraftigt på den internationella livsmedelsmarknaden, vilket inte är fallet för de nordiska länderna. I detta fall kan de nuvarande tendenserna till strukturförändringar öka inom jordbrukssektorn, dvs. större gårdar med fler djur per område, samt mer gödsel och näringsämnen per kvadratmeter, och därmed ökat läckage av näringsämnen och minskad biologisk mångfald. Å andra sidan ger mer gödsel som samlats på ett område möjlighet till mer kostnadseffektiv raffinering av naturgödsel.

Även om ett handelssystem erbjuder möjlighet till mer innovativa metoder och mer ekonomiska resurser inom jordbrukssektorn kan det leda till ökat näringsläckage. För att undvika detta resultat skulle ett handelssystem kunna användas som infrastruktur för fortsatt användning av befintliga subventioner, men i detta fall öronmärkt för köp av belastningscertifikat som är knutna till en verifierad uppsättning åtgärder som reducerar utsläppen från diffusa källor.

Många av de fördelar som kan förväntas från ett handelssystem skulle också kunna uppnås genom befintliga politiska styrmedel. Stöd och bidrag till miljöinvesteringar, biogas, våtmarksutveckling och program som LOVA som syftar till att minska övergödning, kan utvecklas ytterligare för att stimulera samma fördelar som ett handelssystem kan uppnå, nämligen effektivare åtgärder och metoder. Eftersom det inte är troligt att dessa ändringar kommer att leda till en kostnadseffektiv fördelning, skulle dock en större reduktion kunna uppnås till samma kostnad och resurser.

10.11 VAD HÄNDER NÄR MÅLEN HAR UPPNÅTTS?

När alla mål inom vatten- och havsmiljöförvaltningen har uppnåtts kan systemet antingen avslutas alternativt justeras för att upprätthålla de belastningsnivåer som bibehåller god miljöstatus. Vilket som är det mest effektiva alternativet beror på hur ofta aktörer som genererar belastningar etableras samt lämnar marknaderna för näringsbelastning. En hög frekvens av in- och utträde innebär ett konstant högt flöde av nya aktörer som kommer in på marknaden och som behöver köpa certifikat av aktörer som lämnar marknaderna eller av aktörer som är villiga att ytterligare reducera sina belastningar när priserna på certifikat ökar till följd av nya inträden på marknaderna. I detta fall skulle ett handelssystem för certifikat kunna bli kvar och säkerställa att miljökvalitetsnormerna och icke-försämringsvilloret fortsatt upprätthålls på ett kostnadseffektivt sätt. Om, å andra sidan, in- och utträde är mer sällsynt kan det vara effektivare att avsluta handelssystemet och i stället upprätthålla miljökvalitetsnormer med enbart befintliga politiska styrmedel.

DEL B: NUVARANDE STYRMEDEL I ÖSTERSJÖLÄNDERNA OCH POTENTIALEN FÖR ETT HANDELSSYSTEM

Östersjöländerna skiljer sig åt i fråga om kultur, inkomstnivå och miljöpolitik, vilket kan påverka möjligheterna till ett internationellt system för utsläppshandel för att minska övergödningen. I del B utvärderas de nuvarande miljöpolitiska styrmedlen och den möjliga roll ett handelssystem för näringsämnen kan spela i Östersjöregionen.

- **Kapitel 11** ger en översikt av utsläppen, källorna och spridningsvägarna till Östersjön.
- **Kapitel 12** kartlägger de nuvarande styrmedlen för att hantera näringsbelastningen i de nio länderna. Kartläggningen baseras på litteraturstudier och intervjuer.
- **Kapitel 13** ger en kvalitativ bedömning av effektiviteten hos befintliga styrmedel och möjligheten att bidra till att nå miljökvalitetsmål för vatten.
- **Kapitel 14** analyserar möjligheterna till samarbete mellan de nio länderna genom att beakta ländernas incitament att delta i ett framtida handelssystem.
- **Kapitel 15** avslutar del B genom att bedöma möjligheterna till ett handelssystem utifrån de utmaningar som är förknippade med befintliga styrmedel och de nio ländernas incitament i ett framtida samarbete för att minska övergödningen av Östersjön.

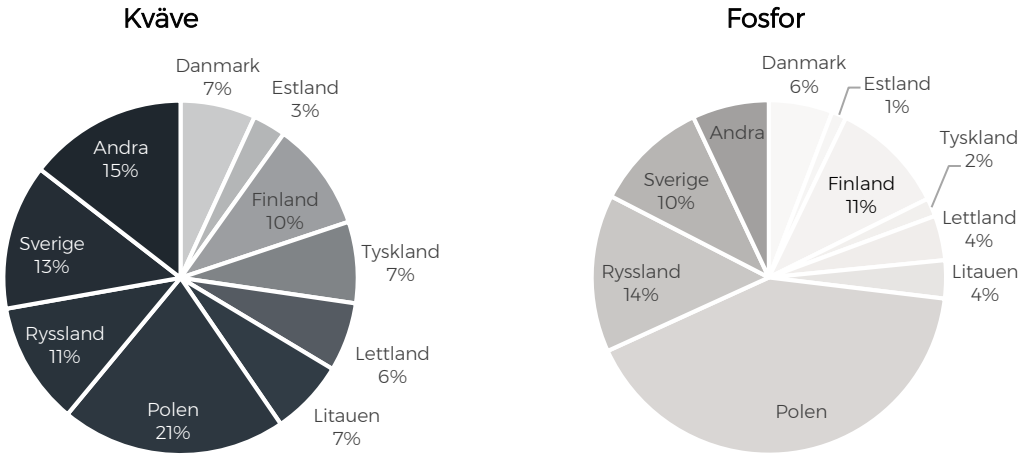
11 MILJÖTILLSTÅNDET I ÖSTERSJÖN

Mänsklig aktivitet utgör den främsta orsaken till övergödningen. Även om det råder viss osäkerhet när det gäller att uppskatta exakta bidrag från enskilda källor (särskilt diffusa källor, vilka inom jordbruket kan variera från år till år beroende på väder- och jordbruksmetoder) visar de aggregerade siffrorna som presenteras i detta kapitel en samstämmig bild av hur de största källorna bidrar till de totala föroreningsbelastningarna och vattenkvaliteten i Östersjön. I detta sammanhang finns flera relevanta frågor:

- Belastning. Hur mycket näringsämnen når Östersjön?
- Spridningsvägar. Hur kommer näringsämnena till Östersjön?
- Källor. Vilka är källorna till näringsbelastningen?
- Status. Hur påverkar näringsbelastningen den nuvarande vattenkvaliteten?

11.1 BELASTNING

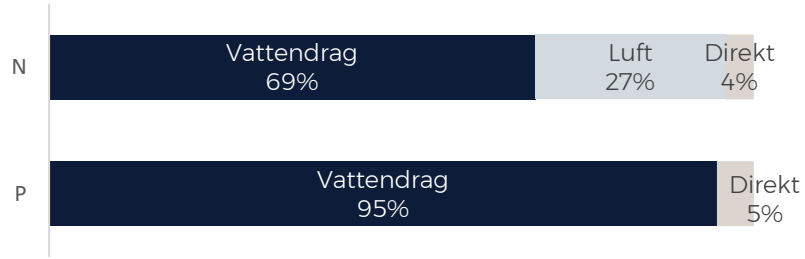
Den första frågan är: Hur mycket näringsämnen når Östersjön? År 2014 uppgick den totala tillförseln från luft och vatten till Östersjön cirka 825 825 ton kväve och cirka 30 949 ton fosfor (Helcom, 2018a). Figur 11.1. visar en översikt över näringsbelastningen till Östersjön, per land. Polen är det land som främst bidrar med tillförsel av näringsämnen till Östersjön, följt av Sverige och Ryssland. Se Bilaga 1 för kvantiteter per land.



Figur 11.1. Andel av tillförsel av näringsämnena kväve och fosfor till Östersjön under 2014 (Helcom, 2018a).

11.2 SPRIDNINGSVÄGAR

Den andra frågan är: Hur kommer näringsämnena till Östersjön? Figur 11.2 visar de *spridningsvägar* genom vilka kväve (N) och fosfor (P) tar sig till Östersjön, inklusive det procentuella bidraget till den totala belastningen. Landbaserade utsläpp av näringsämnen sprider sig främst till Östersjön via luft eller vatten. Huvudvägen är vattendrag (utsläpp kommer in i inlandsvatten i Östersjöns avrinningsområde och transporteras sedan via vattendrag till havet), medan den näst största spridningsvägen för kväve är luft (atmosfäriskt nedfall direkt i Östersjön). Direkta utsläpp till havet (till exempel utsläpp från punktkällor eller avlopp) utgör endast en liten del av den totala belastningen.



Figur 11.2 Spridningsvägar för total mängd kväve (N) och fosfor (P) som tillförs i Östersjön (Helcom, 2018a).

Tabell 11.1 visar hur näringsämnena transporteras till Östersjön i de olika länderna. Figuren visar också att både kväve och fosfor framförallt tillförs till Östersjön via vattendrag. För Tyskland är andelen kväve via luft relativt större eftersom landets korta kustlinje mot Östersjön innebär att det mesta av tillförseln av näringsämnen sker via luft.

Tabell 11.1. Kväve- (N) och fosfortillförsel (P) per land (Helcom, 2018a). Uppgifter från 2014.

Land	Näringsämne	Vattendrag	Luft	Direkt	Totalt
Danmark	N	69,7 %	26,3 %	3,9 %	100 %
	P	83,4 %	–	16,6 %	100 %
Estland	N	87,5 %	10,4 %	2,2 %	100 %
	P	92,6 %	–	7,5 %	100 %
Finland	N	85,5 %	8,3 %	6,2 %	100 %
	P	93,8 %	–	6,2 %	100 %
Lettland	N	94,1 %	4,9 %	1 %	100 %
	P	95,2 %	–	4,8 %	100 %
Litauen	N	92,7 %	7 %	0,3 %	100 %
	P	99 %	–	1 %	100 %
Polen	N	82,6 %	16,9 %	0,5 %	100 %
	P	99,4 %	–	0,6 %	100 %
Ryssland	N	78,4 %	11,9 %	9,7 %	100 %
	P	88,1 %	–	11,9 %	100 %
Tyskland	N	23 %	75,9 %	1,1 %	100 %
	P	88 %	–	12 %	100 %

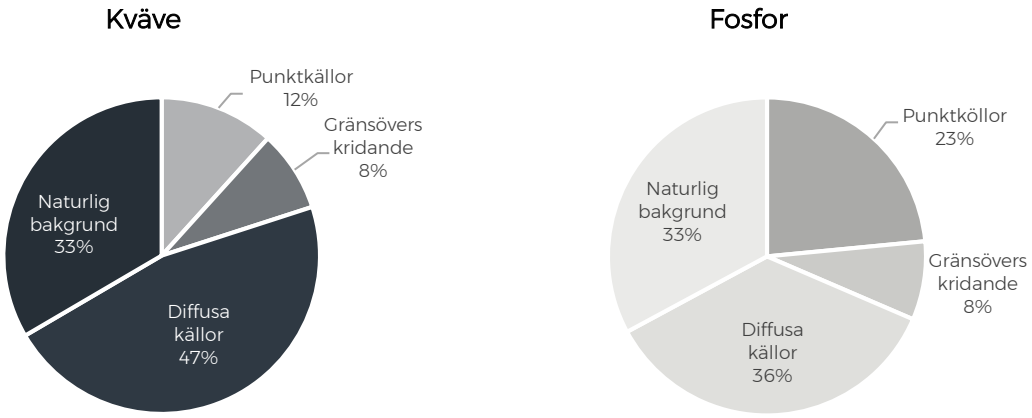
11.3 KÄLLOR

Den tredje frågan är: Vilka är källorna till näringsbelastningen? De primära källorna för tillförsel av kväve och fosfor till Östersjön är följande:

- Atmosfäriska utsläpp av luftburna kväveföreningar som huvudsakligen släpps ut från väg- och båttrafik eller kraftverk, industriprocesser och från växtnäringsmedel, djurgödsel och djurhållning.
- I punktkällor ingår kommunala anläggningar, industrier och fiskodlingar, som släpper ut näringsämnen i inlandsvatten och direkt i Östersjön.
- Diffusa källor utgörs främst av läckage från jordbruket, men även skogsbruk och landsbygd och dagvatten.
- Naturliga bakgrundskällor omfattar erosion och läckage från obrukade markområden samt motsvarande läckage från till exempel jordbruksmark och brukad skogsmark som skulle ha skett oavsett mänsklig aktivitet.

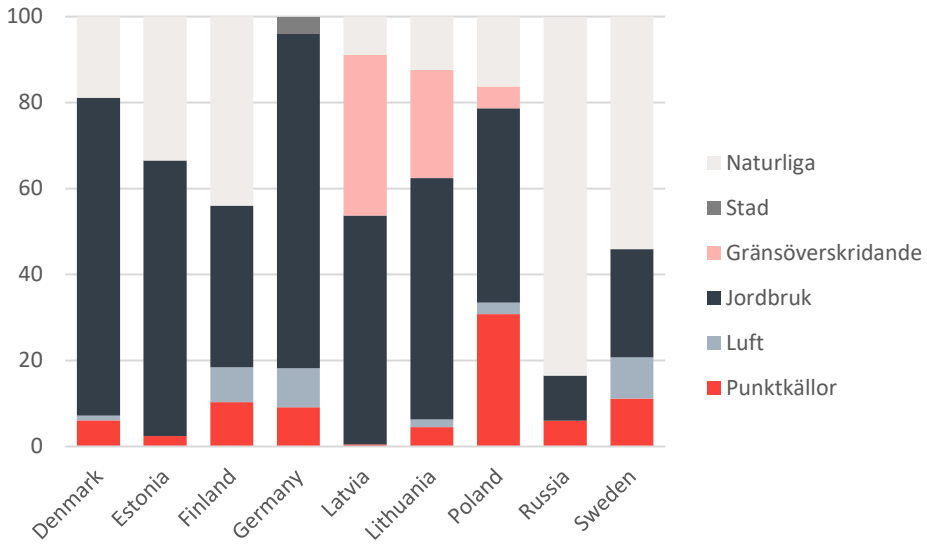
11.3.1 Källor till utsläpp via vattendrag

Naturliga bakgrundshalter av kväve och fosfor utgör omkring en tredjedel av den totala näringsbelastningen som transporteras via vattendrag till Östersjön (Figur 11.3). Bland de antropogena källorna utgör de diffusa källorna (främst från jordbruket) den största delen. Punktkällor utgör 12 procent av den totala kvävebelastningen och 24 procent av den totala fosforbelastningen. Gränsöverskridande källor har sitt ursprung uppströms länder.

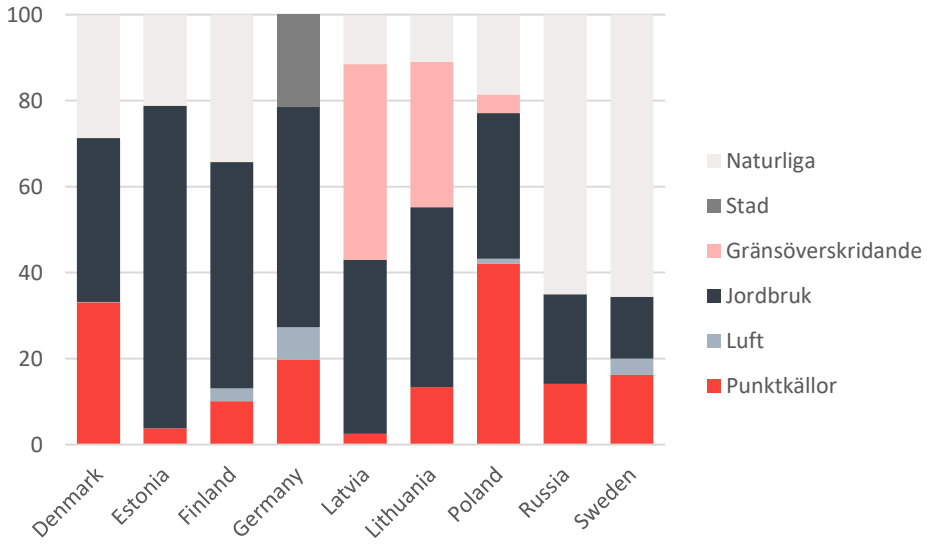


Figur 11.3 Källor till utsläpp via vattendrag (Helcom, 2018a). Uppgifter från 2014.

Figur 11.4 och Figur 11.5 visar källornas utsläpp via vattendrag från respektive land. Jordbruket är den främsta utsläppskällan för de flesta länder och den naturliga bakgrundsnivån är relativt hög för Ryssland och Sverige. Informationen bör dock tolkas med försiktighet eftersom modellen för fördelning av näringsämnen efter källa kan variera från land till land. Detaljerad information om näringskällorna finns endast tillgänglig för Tyskland, Danmark, Finland, Litauen, Polen och Sverige, medan de andra Helcomländerna har rapporterat en mer allmän fördelning av källan (Helcom, 2018a).



Figur 11.4 Belastning via vattendrag av kväve från olika källor (%) (Helcom, 2018a). Uppgifter från 2014. Obs! Estland, Lettland och Ryssland rapporterade diffusa källor, vilka redovisas som jordbruk eftersom den största delen består av diffusa utsläpp kommer från jordbruket.



Figur 11.5. Belastning via vattendrag av fosfor från olika källor (%) (Helcom, 2018a). Uppgifter från 2014. Obs! Estland, Lettland och Ryssland rapporterade diffusa källor, vilka redovisas som jordbruk eftersom den största delen består av diffusa utsläpp kommer från jordbruket.

11.3.2 Källor till luftburna utsläpp

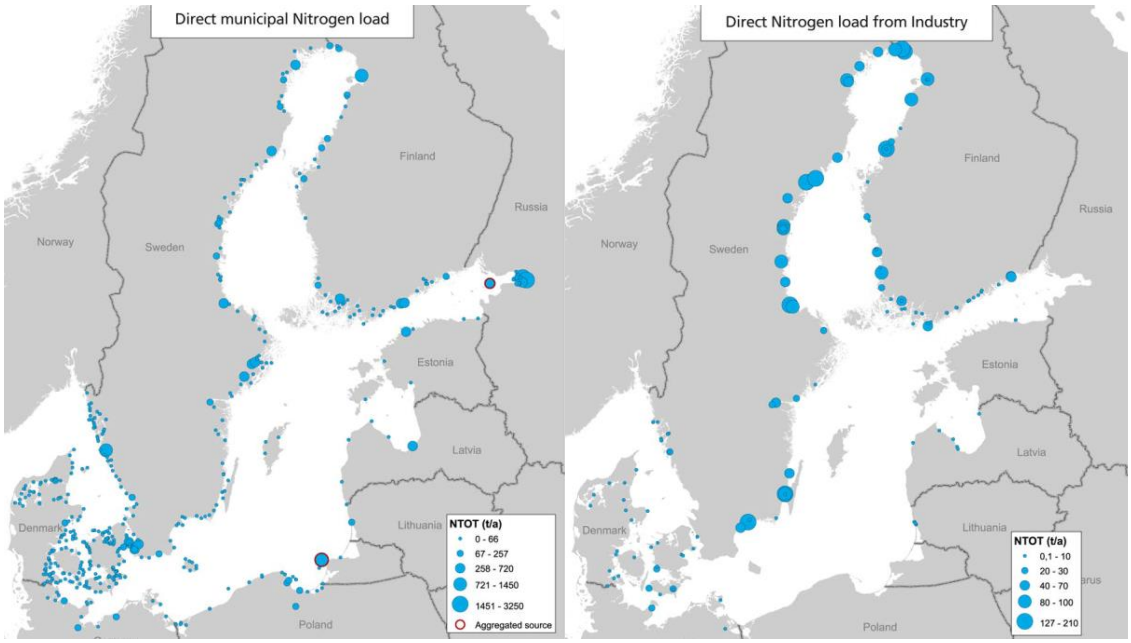
Tabell 11.2 visar källorna till luftburna utsläpp. Endast kväveutsläpp ingår eftersom fosfor huvudsakligen är vattenburen. Transporter och förbränning är de viktigaste källorna för alla länder: Danmark, Litauen och Sverige bidrar mest från transporter, medan Estland, Finland och Polen i stor utsträckning bidrar från förbränningsanläggningar.

Tabell 11.2 Andelen luftburet kväve från olika sektorer (Helcom, 2015).

Land	Transporter	Förbränning	Jordbruk	Annat	Totalt
Danmark	68 %	32 %	<1 %	<1 %	100 %
Estland	52 %	48 %	<1 %	<1 %	100 %
Finland	50 %	46 %	1 %	4 %	100 %
Tyskland	48 %	34 %	11 %	7 %	100 %
Lettland	51 %	37 %	<1 %	12 %	100 %
Litauen	74 %	22 %	0 %	4 %	100 %
Polen	43 %	56 %	0 %	1 %	100 %
Ryssland	52 %	26 %	2 %	9 %	100 %
Sverige	67 %	23 %	0 %	10 %	100 %

11.3.3 Källor till direkta utsläpp till havet

Näringsbelastningen från direkta punktkällor domineras av kommunala avloppsreningsverk (se Figur 11.6, som endast avser direkt utsläpp av kväve). De finska, svenska och danska kustlinjerna har i allmänhet många mindre kommunala avloppsreningsverk, medan andra länder tenderar att ha färre större anläggningar nära kuststäderna. Det finns också stora industriella punktkällor, särskilt längs den svenska kusten och i viss mån längs den finska kusten. Näringsbelastningen från havsvattenbruket kommer främst från Finland, Danmark och i viss mån från Sverige (Helcom, 2018a).



Figur 11.6 Direkta kvävebelastningar från kommunala avloppsreningsverk och industrin. NTOT = Totalkväve (summan av olika former av kväve) (Helcom, 2018a).

11.4 VATTENKVALITETEN I ÖSTERSJÖN IDAG

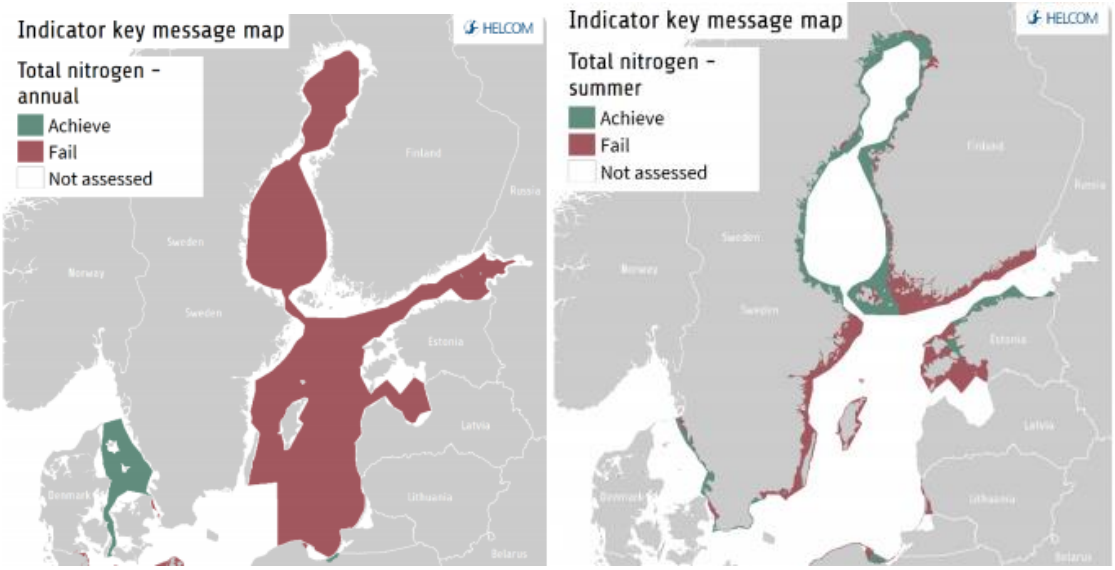
Kombinationen av många källor och stor belastning har lett till dålig vattenkvalitet i Östersjön. Bedömningen baseras på att flera indikatorer för vattenkvalitet inte uppfyller grundläggande nivåer. Vi sammanfattar fyra av dessa nedan (övergödning, fosfor, kväve, ekologisk status).

11.4.1 Övergödning

Östersjön är ett av världens största bräckvattenhav och är, på grund av sina klimatologiska och oceanografiska egenskaper, mycket känslig för näringstillförsel och övergödning (Europeiska Miljöbyrån, 2019). På grund av mänsklig aktivitet är Östersjön utsatt för stora övergödningsproblem, vars första tecken framträdde i början av förra århundradet och nådde sin höjdpunkt nära slutet av det. Dokumenterade förbättringar har identifierats under de senaste 15–20 åren på grund av minskande näringstillskott, men övergödningen är fortfarande ett stort problem. Endast 2 procent av Östersjön har klassificerats som opåverkad av övergödning, medan 98 procent har identifierats som problemområden av Europeiska miljöbyrån (2019). De mest drabbade områdena är Bottenviken, Finska viken, Östersjön och Bornholmsbäckenet som i de flesta fall ligger nedströms områden med hög befolkningstäthet och jordbruksverksamhet. Europeiska miljöbyrån (2019) anser att ytterligare minskningar av näringsämnena krävs för att uppfylla målen i aktionsplanen för Östersjön, vattendirektivet och havsmiljödirektivet.

11.4.2 Koncentrationen av kväve

För totalt kväve studerades 13 havsområden för bedömning av kvävekoncentrationen i öppet hav av Helcom under perioden 2011–2016 (2018c). God status uppnåddes i två bassänger (Kattegatt och det Stora Bält). I kustvatten uppnåddes nästan inga tröskelvärden för god status, även om det fanns vissa undantag för delar av Estland, Finland, Polen och Sverige. Totalt undersöktes 17 bassänger, men för 4 gjordes inga bedömningar-

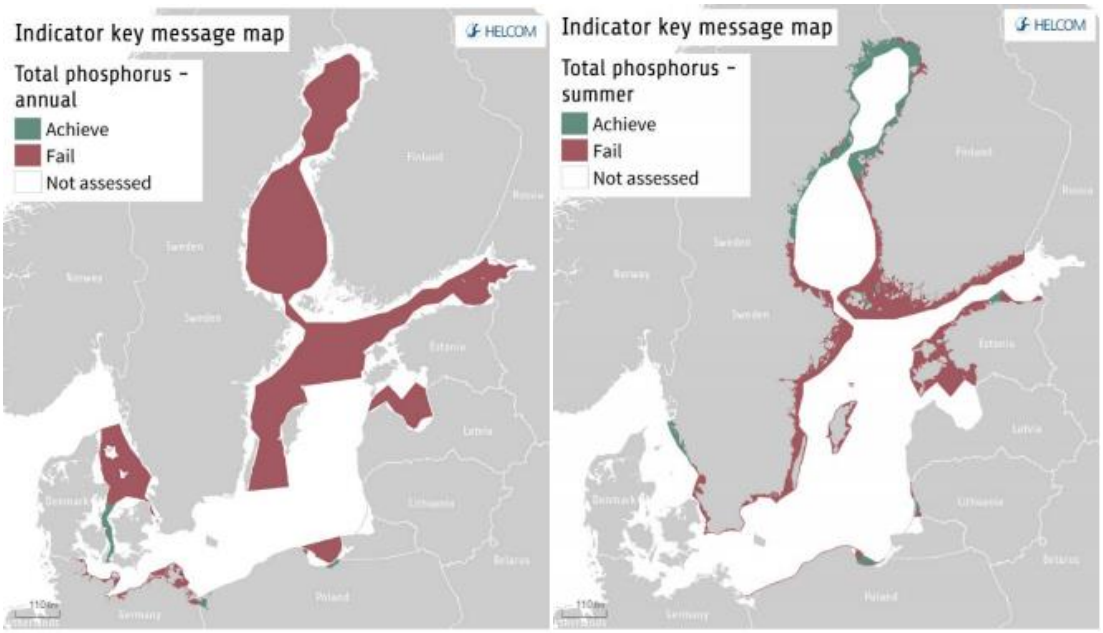


Figur 11.7 Statusbedömning enligt indikatorn för totalkväve – utsjö och kust (Helcom, 2018c)

11.4.3 Koncentrationen av fosfor

Halter av totalfosfor i Östersjön har bedömts med hjälp av genomsnitt för perioden 2011–2016 (Helcom, 2018d) . Endast ett av de 12 öppna havsområdena (Stora Bält) uppnådde

god status (se Figur 11.8). Koncentrationsnivåerna i Kattegatt, Gdanskbukten och Bottenviken låg bara något över tröskelvärdet, medan de flesta kustvattenområden inte nådde god status för fosfor. Av de bedömda områdena hade endast Stora Bält en genomsnittlig koncentration av fosfor som låg under tröskelvärdet.



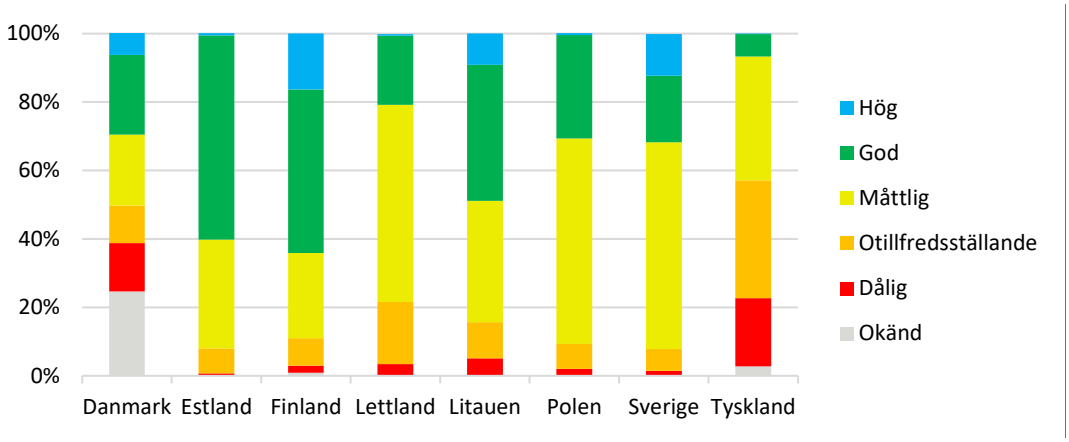
Figur 11.8 Statusbedömning enligt indikatorn för totalfosfor – utsjö och kust (Helcom, 2018d)

11.4.4 Ekologisk status

Ekologisk status enligt vattendirektivet används för att bedöma kvaliteten på ytvattnens ekosystem och illustrerar påverkan av belastningar från föroreningar och försämrade livsmiljöer baserat på ett antal kvalitetsfaktorer. Utifrån biologiska kvalitetsfaktorer och med stöd av fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer fastställs den ekologiska statusen för alla typer av ytvattenförekomster, till exempel floder, vattendrag, sjöar, övergångsvatten och kustvatten.

I många av de länder som omger Östersjön har de flesta vattendrag lägre än god ekologisk status, utom i Finland och Estland (EEA, 2018). Detta illustreras i Figur 11.9, där den ekologiska statusen har delats in i sex kategorier där "hög" representerar den bästa kategorin och "dålig" representerar den sämsta. Det land som har den högsta andelen vattendrag i dåligt skick är Tyskland.

Europeiska kommissionen (2019) rapporterar att Tyskland och Lettland är långt ifrån att uppnå god ekologisk status och andra mål i ramdirektivet för vatten, trots ökade ansträngningar för att övervaka ytvattenförekomster. Den rapporterade ekologiska statusen har försämrats i Danmark, Lettland och Sverige sedan rapporteringen inleddes med de första förvaltningsplanerna för avrinningsområden (men i Sverige beror detta främst på förändringar i klassificeringsmetoderna).



Figur 11.9 Ekologisk status i vattendrag i Östersjöländerna (EEA, 2018).

12 NUVARANDE STYRMEDEL

Detta kapitel ger en översikt över de nio kustländernas strategier och styrmedel för att motverka övergödningen. De olika styrmedlen för att hantera kväve- och fosforföroreningar har kategoriserats och underlag har samlats in genom litteraturstudier och intervjuer med myndigheter. Fokus ligger på styrmedel som berör källor som kan ingå i ett framtida handelssystem för näringsbelastning (vattenburna utsläpp och direkta utsläpp), vilket fångar 73 procent av kvävebelastningen och 100 procent av fosforbelastningen som når Östersjön (Helcom, 2018a). Styrmedel som syftar till att minska luftutsläppen utesluts delvis i detta kapitel eftersom de är svåra att införa i ett system för handel för näringsbelastning (se svårigheter med att mäta slutdestinationen för luftburna föroreningar i avsnitt 6.5).

12.1 GEMENSAMMA MÅL

Det internationella arbetet för att skydda Östersjön inleddes för 50 år sedan. År 1974 undertecknade Östersjöländerna konventionen om skydd av Östersjöns marina miljö. Under 2007 antogs aktionsplanen för Östersjön (BSAP) av de nio kustländerna (dvs. länderna inom Helcom) och reviderades i Helcoms ministerförklaring 2013 (Helcom, 2013). Enligt aktionsplanen för Östersjön är målet att återställa en god miljöstatus i Östersjön senast 2021. Under 2009 antog Europeiska rådet EU:s strategi för Östersjöregionen som bland annat har som mål att rädda havsmiljön vilket inbegriper en reducering av näringsbelastningen, genom att bland annat främja ökat samarbete mellan grannländer.

Genomförandet av Helcom-målen grundar sig på obligatorisk rapportering av strategier för att minska näringsbelastningen (Hassler, 2016). Därför är det rimligt att förvänta sig att de ingående länderna väljer olika strategier och styrmedel för att nå målen. Åtta av de nio Helcomländerna är också medlemsstater i EU (som innebär att de bland annat måste införliva EU-direktiv i den nationella lagstiftningen), vilket gör det troligt att dessa länder har liknande styrmedel.

12.2 NATIONELLA MILJÖSTRATEGIER

Alla länder som gränsar till Östersjön har i varierande grad miljöstrategier som riktar in sig på att minska näringsbelastningen. Detta avsnitt ger en översikt av dessa strategier för att få en indikation om övergödningen får särskild uppmärksamhet. Vi tar också upp möjliga

målkonflikter mellan ett lands jordbruksstrategi och miljöstrategier för att minska näringsbelastningen.

Tabell 12.1 illustrerar att Östersjön anges vara en prioriterad fråga i Finlands, Sveriges, Estlands och Litauens miljöstrategier. Endast Danmark och Lettland hänvisar direkt till EU-direktiven (WFD och MSFD). De andra relevanta EU-medlemsstaterna har formulerat nationella mål i sina miljöstrategier, men det är värt att uppmärksamma att de sällan nämner aktionsplanen för Östersjön (för Estlands del antogs aktionsplanen för Östersjön efter antagandet av den nationella miljöstrategin). Ryssland, som är det enda landet som inte är med i EU, nämner inte Östersjön i sitt federala program ”Rysslands vatten” (även om programmet identifierar övergödningsproblem i andra delar av landet), men det tar upp målprogram för Ladoga och Onega, vilka ligger uppströms floden Neva och därmed i Östersjöns avrinningsområde. De ryska Östersjöregionernas strategier hänvisar till behov av att minska näringsbelastningen i Östersjön, med fokus på avloppsvatten från tät bebyggelse.

Tabell 12.1 Nationella strategier för utsläpp av näringsämnen och övergödning

Land	Översikt över miljöstrategin	Kommentar
Danmark	I mål 23 i den danska nationella strategin för hållbar utveckling från 2014 anges att vatten- och havsmiljöer bör uppfylla god kvalitet enligt EU:s vattendirektiv och havsmiljödirektivet (Danska regeringen, 2014).	Hänvisar till EU-direktiv
Estland	”Miljö- och naturskyddsplanen” implementerar den nationella miljöstrategin till år 2030 (Estlands Miljöministerium, 2007). I planen anges fyra mål för miljön. Syftet med målet för vatten är att uppnå och bibehålla god status för marina vatten, ytvatten och grundvatten.	Hänvisar till det nationella programmet
Finland	Regeringsprogrammet för statsminister Sanna Marins regering (Finska Regeringsprogrammet, 2019) omfattar en strategisk inriktning på skydd av Östersjöområdet inklusive åtgärder för att bekämpa övergödning.	Regeringens nationella prioritet
Lettland	”Strategin för hållbar utveckling” är allmän och omfattar inte övergödning. Vattenkvalitetsförbättringar vilar i hög grad på förvaltningsplaner för avrinningsområden.	Vattenpolitiken bygger på EU-direktiv
Litauen	I programmet för ”Utveckling av vattenresurserna för 2017–2023” nämns särskilt övergödning och definierar relaterade och specifika mål för övergödning i den nationella strategin för skydda av miljön (Litauens Miljöministerium, 2016), se t.ex. riktlinjer för implementering av politiken ”41. Minskning av föroreningarna i Östersjön”.	En del av den nationella miljöskydds-strategin
Polen	”Den statliga ekologiska politiken 2030” omfattar en utvecklingsstrategi inom miljö- och vattenförvaltningsområdet. Tonvikten ligger på att förbättra vattenkvaliteten (Polens miljöministerium, 2019).	En del av den nationella miljöskydds-strategin
Ryssland	Det federala programmet ”Rysslands vatten” är inriktat på målen i den federala vattenstrategin. Dekret om Rysslands nationella utvecklingsmål fram till 2030 (Ryska regeringen, 2020). Ett mål är ”förbättring av vattenförekomsternas ekologiska status”, men Östersjön är inte uppräknad bland prioriterade vatten (andra sjöar i Östersjöns avrinningsområde är dock prioriterade, inklusive Ladoga och Onega. De ryska Östersjöregionerna adresserar övergödningen och uppmärksammar behov av en förbättring av avloppsreningen.	De ryska Östersjöregionerna tar upp övergödningen av Östersjön snarare än den federala nivån
Sverige	”Ingen övergödning” är ett av de 16 svenska miljömålen. Andra relevanta mål är ”Hav i balans samt levande kust och skärgård”. (Naturvårdsverket, 2021)	Ingår i nationella miljömål
Tyskland	Övergödning nämns i miljö- och jordbruksstrategierna. År 2017 publicerade Miljöministeriet den federala regeringens första omfattande kväverapport (BMU, 2017), som betonar behovet av ett program för kväveåtgärder.	Huvudfokus på nitrater

Tabell 12.2 visar att alla länder har som mål att öka jordbruksproduktionens konkurrenskraft. Dessutom tar åtta av de nio ländernas jordbruksstrategier uttryckligen upp att det kan föreligga en målkonflikt, dvs. att det finns ett behov av att anpassa jordbruksmålen för hänsynstagande till näringsbelastning och andra mål. Det enda undantaget är Ryssland, där Leningradregionen uteslutande fokuserar på att öka jordbruksproduktionen (observera dock att Kaliningradregionen prioriterar ”ekologiskt jordbruk” utan att uttryckligen nämna näringsbelastning).

Tabell 12.2 Jordbruksstrategierna och beskrivning av möjlig målkonflikt mot målen för minskning av näringsbelastning (eller andra mål).

Land	Beskrivning av möjlig målkonflikt
Danmark	Syftet med ”Livsmedel- och lantbrukspaketet” är att öka primärproduktionen samtidigt som miljön skyddas. (Danska Miljö- och livsmedelministeriet, 2017)
Estland	I ”Utvecklingsplanen för jordbruk och fiske fram till 2030” fastställs målet att ha ett konkurrenskraftigt jordbruk som är förenligt med miljöskyddet. I utvecklingsplanen anges att näringsbelastning är ett problem som måste åtgärdas. (Ministeriet för Landsbyggdsutveckling, 2020).
Finland	Bio- och cirkulärekonomi betonas som mål för en konkurrenskraftig jordbrukssektor i ”Strategin för skog och jordbruk för 2030” (Finlands Jordbruk- och Skogsbrukministerium, 2019).
Lettland	Fastställer ett mål för ökad jordbruksproduktivitet, samtidigt som man också nämner behovet av att beakta nitratdirektivet när det gäller mjölkproduktion.
Litauen	Fastställer ett mål för ett effektivt och konkurrenskraftigt jordbruk med minskad miljöpåverkan. Dock nämns inte vatten kopplat till jordbruket.
Polen	De viktigaste målen för jordbruket är att öka konkurrenskraft och innovation i ”Strategin för Hållbar Landsbygdsutveckling, Jordbruk och Fiske 2030”. Strategin belyser till exempel rationell hantering av gödselmedel.
Ryssland	Leningradregionen avser fördubbla jordbruksproduktionen till 2024 och Kaliningradregionen förväntas öka jordbruksarealen genom att återta tidigare brukad jordbruksmark. Kaliningradområdet prioriterar ett hållbart ekologiskt jordbruk men tar inte direkt upp frågan om näringsbelastning.
Sverige	Syftet med livsmedelsstrategin är att öka livsmedelsproduktionen samtidigt som miljömålen uppnås.
Tyskland	Jordbrukskommissionen vid den Federala Miljöbyrån (KLU) och BMU betonar behovet av en grönare och mer långtgående gemensam jordbrukspolitik, vad gäller exempelvis kväve.

12.3 KARTLÄGGNING AV BEFINTLIGA STYRMEDEL

I detta avsnitt kartläggs styrmedel per land och efter sektor (avloppsvatten och jordbruk) och den allmänna kategorin av styrmedel.

12.3.1 Kategorier av styrmedel

Styrmedel för en bättre miljö kategoriseras i kartläggningen för att möjliggöra jämförelser mellan länderna. Även om kategoriseringarna varierar något i litteraturen, faller de i allmänhet in i tre huvudkategorier (se till exempel Sterner & Coria (2011)).

- **Information (offentlig medverkan)**. Informationsstyrmedel ger aktörerna information för att påverka eller styra dem mot ett önskvärt miljöresultat. Syftet är vanligtvis att förbättra förståelsen mellan orsak och verkan eller att helt enkelt dela med sig av kunskap om mekanismer för miljöpåverkan där förståelsen är ofullständig (till exempel information till jordbrukare om hur vissa metoder kan påverka deras totala utsläpp av näringsämnen). Exempel på styrmedlet är informationsspridning (till konsumenter eller producenter), märkning, miljöcertifiering av aktörer och/eller att involvera civilsamhället. Användning av information som styrmedel kan ibland innebära samarbetsavtal mellan myndigheter och lokalsamhällen. Exempelvis kan tillhandahållande av information, teknisk vägledning och rådgivning/stöd från myndigheter stimulera frivilliga åtgärder för att minska utsläpp av näringsämnen, snarare än att förlita sig på obligatoriska krav.

- **Administrativa styrmedel (regleringar)**. Ett administrativt styrmedel innebär en uttrycklig begränsning av någon verksamhet (över tid och rum) eller ett gränsvärde som måste upprätthållas. Exempel på detta är zonbegränsningar, reglering av fiske, regler inom skogsbruk för skörd och återplantering, föroreningsnivåer osv. Administrativa styrmedel kan styra *processer* (till exempel krav på en särskild teknik för att minska miljöpåverkan oavsett slutlig miljöeffekt) eller *på resultat* (till exempel krav på att en standard eller ett mål för vattenkvalitet uppfylls, utan att ange hur).

- **Ekonomiska styrmedel**. Ekonomiska styrmedel baseras på ekonomiska incitament för att styra aktörerna mot ett önskvärt miljöresultat i stället för att kräva det eller bara tillhandahålla information. Det finns många olika former av ekonomiska styrmedel, däribland subventioner för att uppmuntra ett beteende (eller avlägsnande av sådana för att motverka ett beteende), miljöavgifter/skatter, koldioxidskatter, avgiftssystem med återbetalning eller miljömarknader. Ekonomiska styrmedel är ofta mångsidiga – ibland drivs de fram av regleringar (handel med koldioxidutsläpp skulle inte existera om kravet på att minska sådana utsläpp saknades) eller kan sammanfalla med frivilliga åtgärder (till exempel subventioner som uppmuntrar, men inte kräver, att jordbrukare bevarar mark/skyddar den biologiska mångfalden, möjligheter för tredje part att köpa utsläppsrätter för att minska de totala utsläppen osv.). I analysen nedan särskiljs tre underkategorier av ekonomiska styrmedel: **Skatter/avgifter**[4] (till

4 Även om sanktioner skulle kunna ses som ekonomiska styrmedel om de ökar i takt med överträdelserna (vilket i viss utsträckning uppmuntrar till minskningar), utesluter vi dem från denna kategori, eftersom de till övervägande del är kopplade till ”reglering” (administrativa styrmedel).

exempel avgifter för utsläpp av avloppsvatten eller föroreningsavgifter och avloppsvattenskatter för att stimulera ny teknik), **subventioner** (till exempel ekonomiskt stöd till jordbrukare som genomför projekt som syftar till att binda växthusgaser) och **marknader** (exempelvis handelssystem för näringsbelastning).

12.3.2 Datakällor

Insamling av material i kartläggningen av befintliga styrmedel har skett i två delar:

- **Skrivbordsstudie**. Den främsta informationskällan har varit en översyn av relevanta EU-dokument och nationella policydokument från de nio länderna. Vidare har vi gjort sökningar i relevant litteratur som rör styrmedel och samlat in dokument från enskilda länder om deras politik för att ta itu med föroreningar av näringsämnen.
- **Intervjuer**. För att komplettera skrivbordsstudien genomfördes intervjuer med 29 personer vid myndigheter som ansvarar för vatten och jordbruk i Estland, Finland, Tyskland, Lettland, Litauen och Polen för att bättre förstå de styrmedel och åtgärder som används för att hantera utsläpp av näringsämnen (se lista i Bilaga 2). I intervjuerna ingick bland annat frågor om viktiga källor till föroreningar, implementerade styrmedel, erfarenheter av ekonomiska styrmedel och utmaningar när det gäller att ta itu med näringsbelastningen. Intervjuerna varade omkring 60 minuter.

12.3.3 Resultat per land

Resultatet av kartläggningen presenteras nedan, där varje lands styrmedel för vattenburna övergödande föroreningar delas in i kategorierna jordbruk och avloppsvatten.

Även om vårt fokus i kartläggningen inriktar sig på styrmedel inom jordbruk och reningsverk, ser vi minst två andra sektorer som är relevanta när det gäller utsläpp av näringsämnen: Sjöfart och dagvatten. Vi utesluter dessa från vår analys eftersom de utgör relativt små bidrag i dag, men vi noterar följande: (1) kontroll av utsläpp från fartyg i Östersjön trädde i kraft genom avtal mellan Helcom och den Internationella sjöfartsorganisationen (IMO) och gäller passagerarfartyg enligt bilaga IV till MARPOL-konventionen. Utsläpp från fartyg skall hanteras i mottagningsanordningar i hamn (gäller nya fartyg från och med 2019 och alla fartyg 2021) och (2) Metoder för att hantera utsläpp av dagvatten omfattar uppgradering av infrastruktur och minskning av föroreningar och håller övergår allt mer till naturbaserade lösningar som till exempel grönområden, dammar, regnträdgårdar och infiltrationsdiken. I flera länder, såsom i Danmark, Sverige och Tyskland, rör sig politiken bort från att kombinera dagvatten- och avloppsnät. Kommunerna ansvarar i allmänhet för genomförandet av dagvattenåtgärder.

DANMARK	
JORDBRUK	
INFORMATION	Utöver gratis rådgivning till jordbrukare har Danmark utsett åtgärdssamordnare (Oplandskonsulenterne) som hjälper jordbrukare med anläggning av våtmarker (Water CoG, 2020).
ADMINISTRATIVA STYRMEDEL	Genomförandet av Nitratdirektivet begränsar när, var och hur gödsel kan spridas och användas. Till exempel är stallgödsel och andra organiska gödningsmedel begränsade till 170 kg kväve per hektar (Danska Miljö- och livsmedelministeriet, 2017). Jordbrukare av en viss storlek måste varje år lämna in uppgifter om sin användning av gödningsmedel uppdelat på användningen av kväve och fosfor. I syfte att balansera användningen av kväve tillämpas dessutom en gödselkvot som beräknas av en central myndighet utifrån optimala nivåer av kvävegödsling, jordtyp, tillgängligt kväve från föregående säsong, gröda och pris på grödor och gödningsmedel för jordbrukare. Dessutom krävs att gårdar över en viss storlek planterar en minimiareal av fånggrödor och de som inte gör detta får en minskning av gödselkvoten. Användningen av organiska gödningsmedel som innehåller mindre än 75 % gödsel (dvs. slam) begränsas till 30 kg fosfor per hektar under en treårsperiod. Sedan 2018 finns det tak för fosforutsläpp i kg fosfor per hektar och som fastställs på gårdsnivå och gäller alla typer av gödselmedel. Strängare tak tillämpas i avrinningsområden med vattensystem som är känsliga för fosforutsläpp. Under 2019–2020 fastställdes detta tak till 30–39 kg per hektar för icke-känsliga områden och 30 kg per hektar i känsliga områden med undantag för djuranläggningar där 35 kg per hektar tillämpas (Laakso & Loustarinen, 2019). Från och med 2007 måste danska djuruppfödare ansöka om ett miljötillstånd för mer än 75 djurenheter (Danska miljöstyrelsen, u.d.). För att följa ramdirektivet för vatten kommer en mer geografiskt inriktad reglering av jordbruket att genomföras, dvs. enskilda jordbruk kan få strängare regler (Danska Miljö- och livsmedelministeriet, 2017). För varje anläggning ges ett utsläppstillstånd för vattenmiljön. Nivån i tillståndet beräknas som maximalt kväveläckage från rotzonen per hektar (kg N per hektar). Varje anläggning inom ett upptagningsområde kommer att få samma nivå per hektar. Jordbrukarna kan själva välja bland vissa åtgärder för att minska läckaget, t.ex. fånggrödor, skyddszoner, minskad kväveanvändning osv. Jordbrukarna kan också kompenseras för kostnader för att uppfylla kraven i tillståndet. Danska jordbrukare är skyldiga att se till att en auktoriserad inspektör kontrollerar sina gödselbehållare (med en kapacitet över 100 m3) vart femte eller tionde år beroende på jordbruksföretagets läge i förhållande till vatten.
EKONOMISKA STYRMEDEL	År 2004 införde Danmark en fosforskatt på djurfoder på 0,5372 euro per kg fosfor (OECD, 2020). För att hobbyodlare (hushåll) ska minska mängden konstgödsel har Danmark en skatt på 0,6715 euro per kg konstgödsel (OECD, 2020). Ett avtal 2015 föranledde statligt finansierade bidrag till jordbrukare när de investerade i följande åtgärder: Upprättande av våtmarker, anläggning av våtmarker, beskogning och ta lågt liggande jordbruksmark ur produktion.
AVLOPPSVATTEN	
ADMINISTRATIVA STYRMEDEL	Danmark har förvaltningsplaner för landets fyra vattendistrikt för att nå de mål som fastställs i EU:s ramdirektiv för vatten och aktionsplanen för Östersjön. Dessa planer innehåller tre åtgärder som syftar till att minska utsläppen av organiska ämnen, samt kväve och fosfor. För det första kommer kommunerna att ge hushållen i glesbygdsområden i uppdrag att införa en fast standard för reningsutrustning för avloppsvatten. För det andra ska kommunerna hantera utsläpp av avloppsvatten från dagvattenutlopp. För det tredje måste kommunerna förbättra avloppsreningsverken för att minska föroreningsnivåerna till vattenförekomster som inte når miljömålen (Danska Miljö- och livsmedelministeriet, 2016). Dessutom krävs det att kommunerna tar fram avloppsplaner som fastställer vilka fastigheter som ska kopplas till det kommunala avloppssystemet och vilka fastigheter som ska ha individuella tillstånd för enskilda avloppsreningssystem. I dessa tillstånd anges kvaliteten på utsläppt vatten med hänsyn till kraven på kväve- och fosforavskiljning samt miljökvalitetsnormerna för enskilda vattenförekomster som fastställs i förvaltningsplanen för vattendistrikten. Danmark har också infört stränga krav på kväve- och fosforavskiljning för alla kommunala avloppsreningsverk som betjänar fler än 10 000 personekvivalenter. Gränsvärdet för bästa tillgängliga teknik (BAT) är 8 mg/l för kväve och 0,4 mg/l för fosfor (Preisner, et al., 2020). Om miljömålen inte uppfylls, trots BAT, leder till strängare utsläppsgränser (Baaner & Tegner Anker, 2013). Det finns separata industriella miljötillstånd för avloppsvatten till

	ytvatten och dessa ställer krav på behandling och sätter gränsvärden för utsläpp. Slam från avloppsreningsverk begränsas till 7 ton torrsubstans per hektar och år.
EKONOMISK STYRMEDEL	Utöver miljötillstånden har Danmark också en avloppsskatt riktad till företag, avloppsreningsverk och bostäder i landsbygdsområden med enskilda avloppsreningssystem. Syftet med denna skatt är att skapa incitament för att förbättra tekniken för att minska föroreningar och mängden vatten som släpps ut. Skatten är beroende av mängden föroreningar av kväve, fosfor och organiskt material som släpps ut. Skattesatserna för renat avloppsvatten gäller tre föroreningar: BOD5 (2,47 euro/kg), total N (4,44 euro/kg) och total P (24,46 euro/kg) (Preisner, et al., 2020). Husen på landsbygden beskattas med en fast skattesats som grundar sig på den reningsteknik som används (Baaner & Tegner Anker, 2013).

ESTLAND

JORDBRUK

INFORMATION	Estland tillhandahåller rådgivningstjänster för jordbrukare och vissa av dem är gratis beroende på EU:s regler. Tillhandahållandet av individuella rådgivningstjänster ersätts upp till 90 procent för rådgivning inom till exempel ekologiskt jordbruk, skogsbruk, miljöskydd och naturskydd. Under intervjuerna har det nämnts att en brist är att Estland inte har jordbruksrådgivare specialiserade på miljöskydd (jämför med Greppa Näringens rådgivare i Sverige). I Estland har rådgivare grundläggande kunskaper om miljöfrågor men specialiserar sig på till exempel odling av grödor eller djurhållning.
ADMINISTRATIVA STYRMEDEL	Användningen av gödningsmedel och gödsel regleras av förbud mot spridning vintertid och när fält översvämmas eller är mättade med vatten. Gränsen per hektar för naturgödsel är 170 kg kväve per år och 25 kg fosfor som ett femårigt genomsnitt enligt vattenlagen (RT I, 22.02.2019, 1, 2019). Från och med 2021 kommer jordbrukare att behöva beräkna näringsbalanser på gårdsnivå för kväve och fosfor, (Riisenberg, 2019). Stora gårdar med 400 djurenheter eller fler är skyldiga att inneha miljötillstånd. Dessa jordbruk är också skyldiga att implementera bästa tillgängliga teknik (BAT). Kravet på bästa tillgängliga teknik för gödsellagring påverkar djurhållningen eftersom kraven för nötkreatur är strängare än de för svin- och fjäderfäuppfödning. År 2023 kommer varje kreatursbyggnad med mer än 5 boskapsenheter att behöva ha en gödsellagringskapacitet på 8 månader. När det gäller föroreningar från diffusa källor måste jordbrukarna enligt vattenlagen följa ”god jordbrukssed”, till exempel odling av vintergrödor. I de nitratkänsliga områdena är det obligatoriskt att plantera 30 procent av åkermarken med vintergrödor. I Estland har vattenskyddszoner (1, 10 eller 20 m) införts genom nya regleringar. De strängaste zonerna rör strandområdena vi Östersjön och Estlands största sjöar. Enligt vattenlagen (§ 119) är odling och användning av gödselmedel förbjuden i vattenskyddsområden.
EKONOMISKA STYRMEDEL	Subventioner: EU-bidrag används för miljöändamål. Subventionerade miljöskyddsåtgärder omfattar till exempel utvidgning av vattenskyddszonerna, uppförande av sedimentationsanläggningar, justerbar dränering för att spara lokala vattenresurser, återanvändning av dräneringsvatten.

AVLOPPSVATTEN

ADMINISTRATIVA STYRMEDEL	Företag och avloppsreningsverk är skyldiga att inneha ett miljötillstånd för utsläpp av föroreningar och behandlat avloppsvatten samt kylvatten (Vattenlagen § 187). Miljötillstånd utfärdas av Miljöstyrelsen (Keskonnaamet) och dessa fastställer gränsvärden för föroreningar. I tätorter med minst 2 000 personekvivalenter (p.e.) ställs krav på att kommunen tillhandahåller offentliga avloppstjänster enligt lagen om Vattenförsörjning och vattenrening (RT I 1999, 25, 363, 1999). Den högsta tillåtna gränsen för näringsinnehåll är 10 mg/l för kväve (Ntot) och 0,5 mg/l för fosfor (Ptot) enligt miljöministerns förordning (RT I 12.11, 2019). I miljötillstånd för avloppsreningsverk baseras kraven på vattenförekomstens status och dess känslighet för näringsbelastning. Om så krävs enligt ramdirektivet för vatten är det möjligt att utfärda strängare tillstånd än vad som fastställs i förordningen.
EKONOMISKA STYRMEDEL	Estland införde miljöavgifter för mer än 20 år sedan och avgifter betalas av dem som är skyldiga att ha miljötillstånd. I vattenavgifterna ingår avgifter för utsläpp av bland annat fosfor och kväve. Avgifterna omfattar endast punktkällor eftersom utsläpp från diffusa källor inte omfattas av miljötillstånd. Jordbrukssektorn betalar i princip inga avgifter, med undantag för jordbrukare som är skyldiga att ha miljötillstånd för luftutsläpp. De betalar

	för luftutsläpp, varav vissa hamnar i vatten, men de betalar inte för sina diffusa utsläpp till vatten. Avgiften för utsläpp av avloppsvattnet är 12,014 euro per ton fosfor och 2,826 euro per ton kväve. De som överskrider gränsvärdena i sina miljötillstånd betalar tio gånger avgiften för de överskridande utsläppen. Estland tillhandahåller investeringsbidrag till VA-infrastruktur. Om ägaren av infrastrukturen saknar medel är det möjligt att ansöka om investeringsstöd. De viktigaste källorna till investeringsstöden är medel ur EU:s sammanhållningsfonder och statens intäkter från miljöavgifterna och samlas KIK:s miljöfonder (KIK står för Environmental Investment Centre)). De bidrag som finns tillgängliga och deras syfte har förändrats något över tiden, nyligen har stöd till hushållen lagts till. Syftet är att tillhandahålla finansiering till hushåll som saknar medel för att ansluta sitt hus till avloppsnätet.
	FINLAND
JORDBRUK	
ADMINISTRATIVA STYRMEDEL	Två viktiga bestämmelser som syftar till att minska belastningen av näringsämnen utgörs av skyddszoner (3–10 m breda om fälten gränsar till ytvatten) och gödselregleringar (särskilt för fosforgödningsmedel). Gödselgränserna fastställs genom miljöprogrammet för jordbruket, som är frivilligt men omfattar en majoritet av jordbrukarna. Marken klassificeras i sju kategorier baserat på fosforhalten i jorden. För spannmålsgrödor är det inte tillåtet att gödsla mark i de högsta kategorierna. För den tredje högsta kategorin kan jordbrukaren använda 5 kg fosfor per hektar, för den fjärde högsta 10 kg per hektar, och de återstående kategorierna 16, 26 respektive 34 kg per hektar. Tanken med dessa gränsvärden är att gradvis minska den alltför höga fosforhalten i jorden, vilket starkt bidrar till fosforbelastningen. Gödslingen gäller också djurgårdar, även om de har vissa undantag från de strikta gränserna. Eftersom deltagarantalet i miljöprogram inom jordbruket traditionellt sett varit högt (omkring 90 procent av jordbruksmarken), förutsätter systemet för miljötillstånd underförstått att jordbrukarna för de största djurgårdarna följer de gränser som fastställs i programmen. Dessutom kan jordbrukarna välja åtgärder, bland annat nedbrukning av gödsel, återbruk av näringsämnen och permanent gröda för att nämna några.
EKONOMISKA STYRMEDEL	I Finland har hela jordbruksarealen rätt till bidrag från ”Mindre gynnsamma områden” (LFA) samt ett omfattande miljöbidragssystem för jordbruket som har upprättats med ett starkt inkomststöd. Mer än 90 % av jordbruksmarken får miljöstöd och de årliga betalningarna för åtgärderna uppgår till mer än 300 miljoner euro. Denna miljöpolitik för jordbruket består dessutom av två sammankopplade enheter: Den gemensamma jordbrukspolitikens program för miljövänligt jordbruk och systemet för miljötillstånd för de största djuranläggningarna. Alla jordbruksföretag inom EU som är berättigade till stöd från den gemensamma jordbrukspolitiken måste uppfylla kraven för tvärvillkor på miljöområdet. Finland avsätter nationella medel till programmet för ”att se till att vattenskyddet är effektivt” med en budget på 69 miljoner euro för perioden 2019–2023. Medlen är avsedda för vattenskyddsåtgärder för att minska belastningen av näringsämnen från land till vatten, förbättra vattenförvaltningen inom jord- och skogsbruk, återställa vattenförekomster, förbättra kontrollen av avrinning från stadsområden och finansiera forskning (Finska miljöministeriet, 2021). Jord- och skogsbruket har tilldelats cirka 34 miljoner euro.
AVLOPPSVATTEN	
INFORMATION	I samband med ”Östersjöutmaningen” har flera städer upprättat och delat planer för att förbättra kontrollen av dagvattenavrinningen från urbana områden för att bättre förstå miljökonsekvenserna, hur de ska kontrolleras och öka allmänhetens medvetenhet.
BESTÄMMELSER	Enligt finsk lagstiftning ska alla avloppsreningsverk som betjänar 100 personer ha miljötillstånd. Dessutom fastställs i miljöskyddslagen (577/2014) minimikrav för avlägsnande av fosfor, medan kraven för avlägsnande av kväve anges per anläggning i tillstånden. I miljöskyddslagen fastställs en gräns för utsläpp från enskilda avlopp. Belastningen på hushållsavloppsvatten måste behandlas så att minst 80 % av den organiska substansen avtar, minst 70 % för total fosfor och minst 30 % för totalt kväve. I spridd bebyggelse tillämpas tekniska standarder som implementerats av kommunerna.

TYSKLAND

JORDBRUK

INFORMATION	Informationsåtgärderna inriktas för det första på att stärka samarbetet inom jordbrukssektorn genom att bygga upp en kommunikationsstruktur för att minska kvävebelastningen i ytvattenförekomster. Detta omfattar även rådgivning och frivilliga certifieringssystem (BMUB, 2016; LAWA, 2015). För det andra ges information för att stimulera forskning, utveckla odling av baljväxter, minska användningen av kemiska gödselmedel och för att producera växtbaserade proteinrika livsmedel. Detta har lett till antagandet av en strategi för vegetabiliska proteingrödor (Bundesregierung, 2016). För det tredje används information till att minska matavfallet och förändra allmänhetens kostvanor, där överdriven köttkonsumtion bäst undviks ur ett kväveperspektiv.
ADMINISTRATIVA STYRMEDEL	Gödselmedel regleras i enlighet med Nitratdirektivet och Direktivet om nationella utsläppstak (DüV, 2017). Förordningen om gödselmedel (DüV) och förordningen om system för hantering av förorenade ämnen i vatten gäller alla jordbruksföretag. I DüV föreskrivs att mängden gödselmedel som används ska beräknas på grundval av grödans näringsbehov och befintliga näringsbestånd i marken. Den högsta mängd kväve som får användas på jordbruksmark får inte överstiga 170 kg per hektar och användningen av kvävegödselmedel bör anpassas till behoven hos de aktuella grödorna samt lokala markförhållanden för att minimera läckage till vattenmiljön. Det finns ingen maximihalt för fosfor, även om det i förordningen föreskrivs att behoven ska beräknas på grundval av lokala förhållanden. I maj 2020 genomfördes omfattade revideringar av förordningen om gödselmedel och vattenlagen med obligatoriska åtgärder i områden med höga nitrathalter i grundvattnet eller i ytvatten som uppvisar övergödningsproblem på grund av fosfor. Revideringarna omfattade exempelvis förlängning perioden med förbud mot gödsling, förbud mot gödselspridning till frusen mark, bredare skyddszoner vid vattenförekomster i områden med lutning och krav på journalföring.
EKONOMSIKA STYRMEDEL	Offentliga myndigheter betalar skogsägare för skogsförvaltning i enlighet med vissa ekologiska kriterier. På liknande sätt kompenserar VA-huvudmän jordbrukare för att vidta åtgärder för vattenskydd. Syftet är att säkerställa dricksvattenkvaliteten och dricksvattenförsörjningen. Initiativet bygger på den federala vattenlagen, men finansieras till största delen av vattentaxan. Det viktigaste federala styrmedlet för att främja jordbruket kallas Nationella Fonden för Förbättring av jordbruks- och kustskyddet, vars årliga budget uppgår till ungefär 1,5 miljarder euro. Fondens uppdrag regleras genom lag och administreras på federal nivå av Ministeriet för livsmedel och jordbruk och genomförs i stor utsträckning av de federativa staterna. En finansiell plan med en fyraårig spännvidd upprättas regelbundet i samarbete mellan de federativa staterna och den federala regeringen. I planen 2019–2022 ingick finansieringsstöd för övergödningsrelaterade åtgärder exempelvis låg kväveanvändning vid gödsling (30 kg/ha), diversifiering av grödor, helt avstå från gödselmedel som innehåller kväve i vissa områden eller under vissa förhållanden, samt upprättande och förvaltning av naturliga landskapselement, så som buffertar, (BMEL, 2019).

AVLOPPSVATTEN

INFORMATION	Tysklands insatser för att minska mängden kväve i avloppsvatten omfattar bland annat att påverka allmänhetens kostvanor för mer växtbaserade livsmedel genom att utveckla verktyg som kan användas för att beräkna det individuella kväveavtrycket samt genomföra åtgärder för att öka medvetenheten om detta, särskilt i skolor och bland allmänheten. Dessutom syftar informationen till ökad återvinning av avloppsslam, efter det att kväve och fosfor har separerats, för användning som gödningsmedel (UBA, 2014).
BESTÄMMELSER	Rening av avloppsvatten regleras av ”Förordningen om avloppsvatten”, där hela landet betraktas som ett känsligt område som enligt Avloppsdirektivet ställer krav på att minst 75 procent av den totala mängden kväve och fosfor avlägsnas. Dessutom ändrades den federala förordningen om avloppsslam 2017 till att förbjuda användningen av oreglerat avloppsslam på jordbruksmark, och istället krävde att producenter av avloppsslam rapporterar sina planerade och genomförda åtgärder för att säkerställa att fosfor återvinns senast 2023. Sedan 1980 har Tyskland reglerat fosforhalten i tvätt- och rengöringsmedel i både textil- och diskmaskintvättmedel. Från och med 2005 stöds den nationella lagstiftningen på området för tvätt- och rengöringsmedel av EU-förordningen (648/2004/EG).
EKONOMISKA STYRMEDEL	Enligt lagen om avgifter för avloppsvatten (AbwAG) ska avgifter betalas för utsläpp av avloppsvatten, inklusive dagvatten, i vattenförekomster. Lagen gäller avloppsvatten från hushåll, jordbruk eller annan kommersiell verksamhet, dagvatten från stadsområden och

	lakvatten från avfallsanläggningar. Avgiften betalas av den privata aktör som släpper ut avloppsvattnet, men de federala staterna kan besluta om att överföra detta ansvar till offentliga bolag. Själva avgiften beräknas utifrån mängden föroreningar, där en skadlig enhet av totalt kväve motsvarar 25 kg och 3 kg fosfor. Varje skadlig enhet är lika med en avgift på 35,79 euro per år, som tas ut av de federala staterna.
	LETTLAND
JORDBRUK	
ADMINISTRATIVA STYRMEDEL	År 2014 införde Lettland en tvådelad lagstiftning för att följa nitratdirektivet, den ena reglerar användningen av gödselmedel och den andra lagringen av naturgödsel Detta istället för att anta ett handlingsprogram som ofta används i andra EU-medlemsstater. Det är förbjudet att använda gödningsmedel på frusen, vattenmättad och snötäckt mark samt i översvämningsområden. Mineralgödsel kan inte användas utanför växtperioden och måste användas strax före sådd eller plantering. Stallgödsel begränsas till 170 kg kväve per hektar och om en jordbruksföretaget producerar för stora mängder måste det transporteras och spridas på en annan gård. Lettland har inga krav på maximal tillåten fosforgödning (Laakso & Loustarinen, 2019). Områden med höga nivåer av upplöst kväve i mark- och ytvatten, eller som uppvisar tecken på övergödning klassas som områden som är känsliga för nitrat. I sådana områden är spridning av stallgödsel och mineralgödsel förbjuden under fem månader under vintern och hösten. I nitratkänsliga områden måste minst 50 procent av jordbruksmarken på en gård täckas av en vintergröda (EU-kommissionen, 2019b). På fält med en lutning mot ett vattendrag regleras användningen av gödselmedel särskilt när det gäller tidpunkten för spridning i samband med plantering eller jordbearbetning. På frilagd mark, mark i träda och i branta sluttningar är gödsling förbjuden. Det finns också bestämmelser som riktar sig till djuranläggningar med mer än 10 djurenheter (5 djurenheter i nitratkänsliga områden). Byggmaterial som används för dränering och golv ska vara vattentäta, ett system för dränering och förvaring av flytgödsel ska installeras och fast gödsel ska förvaras inomhus på en vattentät grund. Vid förvaring utomhus får mängden inte överstiga vad som är nödvändigt för ordinarie fält, grunden bör vara vattentät eller bestå av minst 30 cm absorberande material, inte lokaliseras i närheten av vattenförekomster och får lagras under högst fem månader. Om lagringskapaciteten överskrids måste överskottsgödsel överföras till en annan anläggning.
AVLOPPSVATTEN	
ADMINISTRATIVA STYRMEDEL	I förordningarna om utsläpp av förorenande ämnen i vatten beskrivs de utsläppsstandarder som föreskrivs för avloppsreningsverk. Den utsläppsnivå som krävs beror på antalet personekvivalenter som är anslutna till avloppsreningsverket, där kraven ökar med större befolkning. I tät bebyggelse med personekvivalenter som överstiger 10 000 ska reningsverk beakta de tekniska möjligheterna att införa ytterligare separation av totalkväve och totalfosfor. Utsläppsnivåerna bör utvärderas årligen och det dagliga genomsnittet får inte överstiga 20 mg kväve per liter. Högre krav på behandling av avloppsvatten och föroreningar från jordbruksverksamhet gäller i mycket känsliga områden.
EKONOMISKA STYRMEDEL	Sedan 1991 har Lettland en naturresursskatt, där fosforutsläppen beskattas med 270 euro per ton (Likumi, 2020). Skatten är endast avsedd för punktkällor och betalas av klass A- och B-innehavare av integrerade miljötillstånd som krävs enligt EU:s direktiv om industriutsläpp. Avloppsreningsverk och industrier är skyldiga att betala skatten och samma skattesats gäller för både klass A- och B-verksamheter. När bästa tillgängliga teknik används och utsläppsnivåerna är i enlighet med den högsta tillåtna nivån i tillstånden tillämpas standardskattesatsen. Om tillståndet inte uppfylls höjs nivån tio gånger. Även om det är kommunerna som ansvarar för VA-verksamheten kan de inte tvinga hushåll att ansluta sig till kommunalt vatten och avlopp. Enligt intervjuer kan viss samfinansiering göras tillgänglig för anslutningskostnader för att uppmuntra hushåll att ansluta sig.

LITAUEN	
JORDBRUK	
ADMINISTRATIVA STYRMEDEL	Tillstånd för integrerat skydd och kontroll av föroreningar (IPPC) är obligatoriska för jordbrukare som föder upp en viss mängd fjäderfä, nötkreatur eller driftsanläggningar som överstiger en viss kapacitet. Det är förbjudet att använda gödningsmedel, särskilt spridning av organiska gödningsmedel på frusen, snötäckt eller vattenloggad jord. Användning av organiska gödningsmedel är tillåten mellan den 1 april och den 15 november men bara mellan den 15 juni och den 1 augusti på trädesmark, ängar, betesmarker eller i områden som används för odling av vintergrödor. Den maximala mängden gödsel som används på jordbruksmark får inte överstiga 170 kg kväve per hektar. Djurtätheten på jordbruksmark är begränsad till 1,7 djurenheter (en djurenhet motsvarar 100 kg totalt kväve) per hektar. Om djurtätheten överstiger denna gräns måste arealen ökas eller så skall gödselöverskottet transporteras till andra gårdar som inte överskrider gränsen. Litauen tillämpar dessutom bindande åtgärder i enlighet med nitratdirektivet på hela sitt territorium (EU-kommissionen, 2019c). Användningen av fosfor regleras inte (Laakso & Loustarinen, 2019).
EKONOMISKA STYRMEDEL	Innehavare av IPPC-tillstånd betalar miljöskatt och för jordbrukare med ett visst antal djurenheter beräknas skatten för varje enhet utsläpp av förorenande ämnen Skatten betalas i slutet av varje kalenderår. När de tillåtna föroreningsgränserna överskrids tillämpas avgifter för bristande efterlevnad, vilka varierar beroende på typ av utsläpp (OECD, 2019).
AVLOPPSVATTEN	
ADMINISTRATIVA STYRMEDEL	I enlighet med Miljöskyddslagen är lokala myndigheter skyldiga att förvalta naturresurserna, vilket inbegriper vatten. Enligt Vattenlagen måste avloppsvatten samlas in och behandlas med bästa tillgängliga teknik, släppas ut så att lägsta miljöpåverkan uppstår och att det är förbjudet att släppa ut vatten direkt i underjordiska vattenförekomster. Dessutom måste IPPC-tillstånd (Integrated Pollution Protection and Control) innehas av aktörer som släpper ut avloppsvatten. IPPC-tillståndet utfärdas av den myndighet som utsetts av den litauiska regeringen. Det anger gränsvärden för kväve men inte för fosfor, men enskilda avloppsreningsverk kan ha bestämmelser för tillåtna utsläpp av totalkväve och totalfosfor.
EKONOMISKA STYRMEDEL	Innehavare av IPPC-tillstånd är i de flesta fall också skyldiga att betala miljöskatt. Skatten baseras på mängden föroreningar som släpps ut och betalas i euro per ton. Till exempel uppgår skattesatsen för totalfosfor och totalkväve till 1 007 euro per ton respektive 208 euro per ton.
POLEN	
JORDBRUK	
INFORMATION	Polen har genomfört en informationskampanj som kallas ”Rationell gödselhantering” och som syftar till att ge jordbrukarna, särskilt i nitratkänsliga områden, information om behovet av en ändamålsenlig hantering av gödselmedel. Kampanjen syftar särskilt till att ge information om medveten näringshantering i fält, på gården, i regionen och i landet för att kunna uppnå en optimal jordbruksproduktion samtidigt som näringsnivåerna i mark och vatten inte ökar utan bibehålls.
ADMINISTRATIVA STYRMEDEL	Lagen om gödningsmedel och gödsling reglerar villkor och principer för försäljning av gödselmedel på marknaden, användning av gödsel och jordförbättringsmedel, bruk av avloppsslam som gödningsmedel, bortskaffande av stallgödsel och krav på en gödselplan. Dessutom regleras användningen och lagringen av gödselmedel. Det är förbjudet att förvara ammoniumnitrat och andra gödselmedel i bulk som innehåller över 28 procent ammoniumnitrat. Slurry och flytgödsel skall förvaras i slutna tankar och andra naturliga gödselmedel förvaras i behållare med ogenomträngliga plattor som säkras på ett sådant sätt att spill inte kan tränga in i marken. I enlighet med nitratdirektivet finns det begränsningar för användningen av gödselmedel baserat på mark- och väderförhållanden, avstånd till vattenförekomster och markens lutning. Dessutom begränsas användningen av stallgödsel på åkermark till perioden mellan den 1 mars och den 31 oktober. För fleråriga och permanenta gräsgrödor förlängs denna period till den 30 november. För flytgödsel och kväveinnehållande mineralgödsel, är användningen och spridningen på åkermark beroende på region. I större delen av Polen kan gödselmedel användas mellan 1 mars och 25 oktober. I nordöstra Polen och bergiga

	regioner kan gödningsmedel användas mellan den 1 mars och den 15 oktober, och i östra Polen förlängs denna period till den 20 oktober. Den maximala mängden gödsel på jordbruksmark får inte överstiga 170 kg kväve per hektar per år. Normer för maximal mängd fosfordoser i stallgödsel håller på att utvecklas (Laakso & Loustarinen, 2019).
EKONOMISKA STYRMEDEL	I enlighet med miljöprogrammet för jordbruket och klimatprogrammet, avsnitt 4.1, kan jordbruksföretag få investeringsstöd och delfinansiering för byggande eller modernisering av lagringstankar för flytande stallgödsel.

AVLOPPSVATTEN

INFORMATION	En Internetkampanj, riktad till operatörerna av avloppsreningsverk, genomförs för att öka medvetenheten om vikten av att minska utsläppen av fosfor och att främja Helcoms rekommendationer. I jämförelse med kväveutsläpp kan ytterligare fosforrening uppnås till relativt låg kostnad vid reningsverk som redan är utrustade med fosforbehandlingsanläggning.
ADMINISTRATIVA STYRMEDEL	De högsta tillåtna värdena för förorenande ämnen i avloppsvatten från reningsverk beror på antalet påkopplade personekvivalenter i reningsverken och sträcker sig från 10 mg kväve till 30 mg kväve per liter. För totalfosfor är dessa värden mellan 1 mg och 5 mg per liter. Utsläpp från vattenreningsverk i tät bebyggelse beror också på antalet personekvivalenter som vattenreningsverken betjänar. För kväve fastställs gränsvärden på mellan 10 mg och 15 mg kväve per liter. Motsvarande nivå för fosfor är satt till mellan 1 mg och 2 mg per liter.
EKONOMISKA STYRMEDEL	Polen har infört vattenavgifter för uttag av grund- och ytvatten samt för utsläpp av avloppsvatten. Avgiften för avloppsvatten betalas av aktörer vars verksamhet kräver miljötillstånd, avgifterna gäller biokemisk syreförbrukning (BOD) och kemiska föroreningar, men inte utsläpp av kväve och fosfor (Paquel, 2017).

RYSSLAND

JORDBRUK

ADMINISTRATIVA STYRMEDEL	I den ”Federala avfallsklassningkatalogen” klassificeras gödsel från djur och fjäderfä samt vidareförädlade produkter i olika riskklasser, från måttligt till ofarligt. Alla företag är skyldiga att ha tillstånd för att generera, samla in, transportera, hantera, avyttra, neutralisera och placera gödsel eller andra vidareförädlade produkter. Dessutom måste företagen rapportera förfarandet till myndigheterna som en del av en rapport om miljökontroll. I dokumentet hygienregler anges att gödsel och fjäderfä som innehåller kväve och fosfor som används för att berika marken måste genomgå en preliminär neutralisering och uppfylla kraven i regleringsdokumenten om sammansättning och egenskaper. Dessutom måste naturgödsel som används för att framställa organiska gödselmedel utvecklas och godkännas individuellt i enlighet med tekniska regleringar (för miljövänlig bearbetning av djur- och fjäderfägödsel som skall användas som organiskt gödningsmedel), som anses vara en rättsakt. De tekniska regleringarna utarbetas i enlighet med metodrekommendationer som godkänts av den Ryska Federationens Jordbruksministerium. Enligt Helcoms bestämmelser bör den maximala mängden gödsel som används under ett år, inklusive djuravföring under bete, inte överstiga 170 kg/ha för kväve och 25 kg/ha för fosfor. Dessutom reglerar den ryska lagstiftningen den årliga gödningen för kväve beroende på gröda och tillåter högre värden än Helcom. Bland åtgärderna för att minska läckage av näringsämnen förbjuder bestämmelserna i ”Allmänna krav för skydd av yt- och grundvatten mot föroreningar” destruktion och rengöring av behållare för gödningsämnen i sanitära skyddszoner, användning av gödselmedel under översvämningar, på frusen och snötäckt mark och tillsättning av konstgödsel med bevattningsvatten. Dessutom är det förbjudet att använda flygbesprutning av gödselmedel i sanitära skyddszoner och när vindhastigheten överstiger 10 m/s. Det är också förbjudet att tvätta behållare, maskiner och utrustning som förorenats med gödselmedel i vattenförekomster. I den allmänna tekniska regleringen för avlopp anges också de nödvändiga nivåerna av kväve och fosfor i avloppsslam som skall användas som gödselmedel med minst 0,6 procent torrsubstans för kväve och minst 1,5 procent torrsubstans för fosfor. De hygieniska kraven som ställs vid användning av avloppsvatten och avloppsslam för markbevattning och gödsling ställer krav på den totala mängden kväve till 300 kg/ha per år.

AVLOPPSVATTEN	
ADMINISTRATIVA STYRMEDEL	Fysiska och juridiska personer måste ha tillstånd för att släppa ut avloppsvatten i ytvatten i enlighet med "Water Use Agreement". Avtalen innehåller detaljerad information om platser, tillåtna volymer av avloppsvatten och vattenkvalitetskrav i vattenförekomster vid utsläppspunkter. Dessa avtal övervakas av den Ryska Federala Myndigheten för Vattenresurser som också bestämmer normerna för tillåtna nivåer av mineralutsläpp och organiska utsläpp på grundval av miljöstandarder och uppgifter om avloppsvatten från användarna. Enligt ryska Vattenlagen är det förbjudet att släppa ut avloppsvatten som inte sanerats och dekontaminerats till vatten. "The General Technical Regulation about Sewerage" definierar acceptabla nivåer av kväve och fosfor i avloppsvatten efter behandling, med början från reningsverk som betjänar områden med 2 000–50 000 personekvivalenter. De strängaste gränserna gäller vid 250 000 personekvivalenter eller mer där gränsen är 1,25 mg/liter för totalfosfor och 8 mg/liter för totalkväve i icke-känsliga respektive 1,1 och 5 i känsliga områden. Kraven på avloppsrening trädde i kraft 2020. I enlighet med lagen är det förbjudet att släppa ut avloppsvatten som inte uppfyller de föreskrivna nivåerna. Vidare föreskrivs i förordningen att avloppsvattnets kvalitet under 2026 måste uppfylla vattenkvalitetsindikatorer för vattenförekomster. Reglerna för tillförsel och rening av kallt vatten fastställer högsta tillåtna nivåer av kväve och fosfor i avloppsvatten som kommer till avloppssystemet före behandling för att förhindra skador på avloppsnätet och reningsverken. Dessa nivåer uppgår till 50 mg/liter för totalkväve och 12 mg/liter för totalfosfor. I S:t Petersburg tillämpas Helcom-reglerna, som är strängare än de federala bestämmelserna. Under 2013 antogs dessutom en plan för byggande/återuppbyggnad av avloppssystemet i staden. Syftet med denna plan är att helt upphöra med utsläpp av obehandlat avloppsvatten från industri och hushåll senast 2023. År 2030 måste alla bosättningar på landsbygden med en befolkning på över 1 000 personer förses med ett centraliserat system för vattenförsörjning och avloppsrening, inklusive avloppsreningsverk.
EKONOMISKA STYRMEDEL	I enlighet med avtalet om vattenanvändning finns det avgifter för användning av särskilda vattenförekomster för utsläpp av avloppsvatten och eventuella påföljder vid försenade avgifter. Enligt den federala lagen N7-FZ (2002) skall en avgift tas ut för utsläpp av föroreningar, mikroorganismer och andra ämnen i ytvattenförekomster, grundvattenförekomster och avrinningsområden. Nivån anges i Water Use Agreement och den fastställs individuellt och betraktas som en avgift snarare än en skatt.
	SVERIGE
JORDBRUK	
INFORMATION	Projektet "Greppa Näringen" ger gratis rådgivning för att motivera och inspirera jordbrukare att minska miljöpåverkan från sin verksamhet. Det är Jordbruksverket som samordnar de lokala rådgivningstjänsterna som berör allt från växtnäringsbalans, klimat och stallmiljö till våtmarksplanering. År 2018–2021 driver Sverige ett projekt med åtgärdssamordnare i 20 pilotområden som hjälper jordbrukare att genomföra projekt för bättre vattenkvalitet. Dessutom tar Jordbruksverket fram information och publikationer om näringsämnen och hantering av naturgödsel samt ett simuleringsprogram som kan användas som ett verktyg för att minska övergödningen (Grimvall, et al., 2017).
ADMINISTRATIVA STYRMEDEL	Miljöbalken (SFS 1998:808) anger att jordbrukarna bör ta hänsyn till miljön vilket definieras ytterligare i förordningarna (SFS 1998:915) och (Jordbruksverket) som innehåller information om vinter- och höstgrödor, krav på spridning av naturgödsel samt beskrivningar av bästa praxis. Kommuner och länsstyrelser ansvarar för uppföljning av genomförandet genom tillsyn och inspektioner. Viss djurhållning klassificeras som miljöfarlig verksamhet och kräver miljötillstånd. För gårdar med mer än 400 djurenheter krävs tillstånd av länsstyrelsen. För jordbruksföretag med mellan 100 och 400 djurenheter behövs rapportering till kommunen men inte ett krav på tillstånd. För odling av grödor krävs inga tillstånd, men verksamheten bör tillämpa bästa praxis och följa bestämmelserna för spridning av gödsel (Förordning SJVFS 2004:62 och SJVFS2015:21). Jordbrukare får sprida stallgödsel och andra organiska gödselmedel som motsvarar ett genomsnitt på max 22 kg fosfor per hektar spridningsareal och år,

	under en femårsperiod (Jordbruksverket, 2020a). För att hålla reda på gödsling och hantering av gödsel förväntas jordbrukare tillämpa planering av växtföljd. Reglering av utsläpp till följd av spridning av naturgödsel är beroende av plats. I nitratkänsliga områden fastställs en gräns på högst 170 kg kväve per hektar per år. Ytterligare begränsningar gäller gödsling. Under hösten gäller gräns för kväve i lättillgänglig form med 60 kg/ha för oljeväxtfrö och 40 kg/ha för andra grödor. Spridningen av naturgödsel begränsas också över året. I nitratkänsliga områden är det förbjudet att sprida gödsel mellan den 1 november och den 28 februari och utanför nitratkänsliga områden gäller denna begränsning mellan den 1 december och den 28 februari. Vidare gäller att spridning av fastgödsel ska brukas ner till minst 10 centimeters djup inom 12 timmar från spridningstillfället (Jordbruksverket, 2020b). Bestämmelserna för lagring av stallgödsel beror på antalet djur och var gården är lokaliserad. Anläggningar med mer än 100 djurenheter är skyldiga att lagra stallgödsel som motsvarar gödselproduktionen i åtta månader (nötkreatur, hästar, får eller getter) eller tio månader för andra djur. För anläggningar med fler än 10 djur i nitratkänsliga områden, gäller samma villkor som ovan. Gårdar med mer än 10 djur i ett icke-nitratkänsligt område är det skyldiga att lagra naturgödsel i sex månader (nötkreatur, häst, får eller get) eller tio månader för andra djur. Gårdar med mindre än 10 djur och lokaliserade i ett nitratkänsligt område är skyldiga att lagra gödselproduktion i sex månader (förordning 1998:915, avsnitt 6).
EKONOMISKA STYRMEDEL	Det svenska Jordbruksverket ger stöd för olika åtgärder som jordbrukare och markägare kan delta i genom Landsbygdsprogrammet 2014–2020. Stöd för minskning av näringsläckage omfattar odling i skyddszoner, odling av fånggrödor, vårbruk och vallodlingar (Grimvall, et al., 2017). Ytterligare stöd för åtgärder inom Landsbygdsprogrammet består av riktade skyddszoner, kontrollerad dränering för att styra grundvattennivån, strukturkalkning samt anläggande och återställande av våtmarker. Finansieringen ges av EU och den svenska regeringen (Jordbruksverket, 2020c). Dessutom erbjuder den svenska regeringen statligt stöd till lokala vattenåtgärder för att förbättra, återställa, planera och skydda havs- och vattenförekomster genom LOVA (förordning 2009:381 om offentlig finansiering). Ett annat program är LONA och kan användas för våtmarksprojekt som administreras av kommuner och där 90 procent av totalkostnaden kan finansieras av stöd. Endast myndigheter och ideella organisationer kan tilldelas LOVA- och LONA-medel men det är också vanligt att kommuner använder medlen för att finansiera vattenprojekt, vilket omfattar projekt som inbegriper jordbrukare. Dessa två program finansieras genom statsbudgeten.
AVLOPPSVATTEN	
ADMINISTRATIVA STYRMEDEL	Avloppsreningsverk som betjänar fler än 2 000 personekvivalenter är skyldiga att inneha miljötillstånd. Om det är färre än 2 000 men fler än 200 måste anläggningen rapportera sin verksamhet. Miljötillstånd utfärdas av olika offentliga instanser beroende på hur många personekvivalenter som anläggningen omfattar. De tillstånd som utfärdas till avloppsreningsverk innehåller särskilda krav på tillåtna utsläpp av fosfor, som varierar beroende på anläggningens läge och storlek. Alla avloppsreningsverk som är större än för 10 000 personer och vars utsläpp når kusten mellan Norrtälje och Strömstad har krav på att minska utsläppen av kväve. Den högsta tillåtna mängden kväveutsläpp i havet är följande: 15 mg kväve/ liter i områden med 10 000–100 000 personekvivalenter och 10 mg kväve/ liter i områden med mer än 100 000 personekvivalenter. För avloppsreningsverk som betjänar 10 000 personekvivalenter eller mer är minimikravet en minskning av kväveutsläppen med 70 procent eller mer som ett årligt genomsnitt.

12.3.4 Sammanfattning av kartläggningen av styrmedel

Nedan sammanfattar vi resultaten av styrmedelskartläggningen och ger (1) en översikt över våra resultat per sektor (jordbruk och avloppsvatten) och sammanställer (2) de mest använda styrmedelkategorierna per land, vilket bidrar till att belysa vilka styrmedelstyper som är vanliga och vilka som är underutnyttjade.

Jordbruk

Hantering av naturgödsel inom jordbruket adresseras i alla länder genom administrativa styrmedel. Stora jordbruksföretag (75–400 djurenheter) kontrollerass genom tillståndskrav i EU-länderna, medan Ryssland kräver tillstånd att hantera gödsel från alla jordbruksföretag. På grundval av nitratdirektivet tillämpar EU-länderna regler för maximal användning av naturgödsel på jordbruksmark, i allmänhet 170 kg kväve per hektar och år. I vissa EU-länder implementeras dessa nivåer endast i de nitratkänsliga områdena och i andra länder gäller de för hela territoriet. Ryssland tillåter större mängder kväve. Även om nitratdirektivet inte reglerar fosfor har Helcom rekommenderat en gräns för tillåten fosfor från gödsel på 25 kg/ha, men endast Estland och Sverige reglerar enligt denna gräns. Danmark och Tyskland har infört mindre strikta gränser, medan det saknas krav i Finland, Lettland, Litauen, Polen och Ryssland. Laakso & Luostarinen (2019, p. 62) rapporterar att man i den ryska delen av Östersjöns avrinningsområde ”till största delen beaktar” gränsen för fosfor i naturgödsel. Andra förordningar som gäller i EU-länderna omfattar krav på skyddszoner på jordbruksmark som gränsar till ytvatten och krav på att odla fånggrödor och vintergrödor.

Informationsverksamheten kanaliseras främst genom rådgivning till jordbruksföretag, vilket erbjuds i alla EU-länder, i allmänhet kostnadsfritt. Syftet är att hjälpa jordbrukarna att bättre förstå och uppfylla EU:s regler för miljö, folkhälsa och djurhälsa, djurskydd och att uppnå goda jordbruks- och miljöförhållanden (EU-kommissionen, u.d.). I syfte att minska näringsbelastningen har Danmark utsett specialiserade åtgärdssamordnare (Oplandskonsulenterne) för att hjälpa jordbrukare att genomföra vattenskyddsåtgärder och i Sverige har lokala näringsrådgivare (Greppa Näringen) i mer än tio år gett jordbrukarna instruktioner om näringshantering.

Användning av ekonomiska styrmedel som skatter och avgifter för näringsämnen är ovanligt. Danmark har en skatt på fosforhalten i djurfoder och i Litauen betalar jordbrukare med ett visst antal djurenheter en skatt per enhet förorening. Å andra sidan är subventioner ett viktigt politiskt instrument i alla EU-länder. Medlen från den gemensamma jordbrukspolitiken används i olika grad för miljöändamål, till exempel genomförande av vattenskyddsåtgärder utöver de rättsliga kraven (större än de föreskrivna skyddszonerna), odling av gräsmarker eller upprättande av våtmarker.

Avloppsvatten

Informationsåtgärder är sällsynta inom avloppsvattensektorn, men Polens åtgärdsprogram i havsmiljödirektivet omfattar en internetkampanj som vänder sig till operatörerna av avloppsreningsverk för att få dem att reducera fosforutsläppen ner till den gräns som förordas av Helcom (KPOWM, 2016, p. 105). Styrmedlet förutsätter att marknadsföringskampanjen uppmuntrar till att reningsverken frivilligt ökar fosforreduktionen från 1 till 0,5 mg P/l. Tyskland använder information för att minska mängden kväve i avloppsvatten genom att främja kostvanor i riktning mot mer växtbaserade livsmedel och tillhandahåller verktyg för att beräkna kvävefotavtryck, samt kampanjer för att öka

medvetenheten i förskolor, skolor och bland allmänheten. I Finland genomför flera städer offentliga kampanjer för att öka medvetenheten om miljöeffekterna av ytavrinning i urban miljö.

Alla länder reglerar reningsverk för avloppsvatten med hjälp av administrativa styrmedel genom att utfärda miljötillstånd. I tillstånden anges kraven för kväve- och fosforgränser. Enligt direktivet om rening av avloppsvatten från tät bebyggelse kan kraven antingen anges som koncentrationer (mg/l) eller andel reduktion i förhållande till belastningen av inflödet. Gränsvärdena kan antingen vara enhetliga i hela landet (varierar endast med avseende på antalet personekvivalenter)[5] eller kan fastställas med avseende på vattenförekomstens miljöstatus. Tabell 12.3 visar gränser baserat på tillgängliga uppgifter per land.

Tabell 12.3 Koncentrationsgränser för totalkväve (mg/l) och totalfosfor (mg/l) (data från rapporter och intervjuer).

Land	Totalkväve (mg/l)	Totalfosfor (mg/l)	Gäller där befolkningslasten överskrider antal personekvivalenter
UWWTD1	10	1	100 000
Helcom	10	0,5	100 000
Danmark	8	0,4	100 000
Estland	10	0,5	100 000
Finland	*	0,3	100 000
Tyskland	13	1	100 000
Lettland	10	1	100 000
Litauen	10	1	100 000
Polen	10	1	100 000
S:t Petersburg	10	0,5	100 000
Resten av Ryssland	8 [5]	1,25 [1,1]	250 000
Sverige	10	0,3**	100 000

Anmärkning: [1] Avloppsdirektivet, * ≥80 % minskning i förhållande till inströmningsbelastningen, ** varierar mellan olika vattenförekomster, för närvarande 0,3 mg/l vid Henriksdals avloppsreningsverk i Stockholm. Parenteser [ ] betecknar gräns i sårbar zon i Ryssland.

Danmark, Finland och Sverige har strängare koncentrationer för fosfor än vad som föreskrivs i avloppsdirektivet. Hänsyn till den mottagande vattenförekomstens miljöstatus kan dock kräva strängare gränsvärden. I Finland är det möjligt att uppfylla kraven för mycket (dvs. att de obligatoriska kraven överskrids). Frivilliga program i Borgå, Åbo och Helsingfors har gjort det möjligt för avloppsreningsverken att neutralisera sina fosforutsläpp genom att finansiera utsläppsminskningar på annat håll. Det finns exempel på kompensationsåtgärder i investeringar i jordbruk och behandling av avloppsvatten i Vitryssland. Det finns också exempel på mindre strikta gränser. I Finland behöver reningsverk uppströms från Bottenviken inte uppfylla kvävegränserna. Detta synsätt har likheter med de svenska kvävekraven eftersom de inte gäller norr om Norrtälje på den svenska ostkusten.

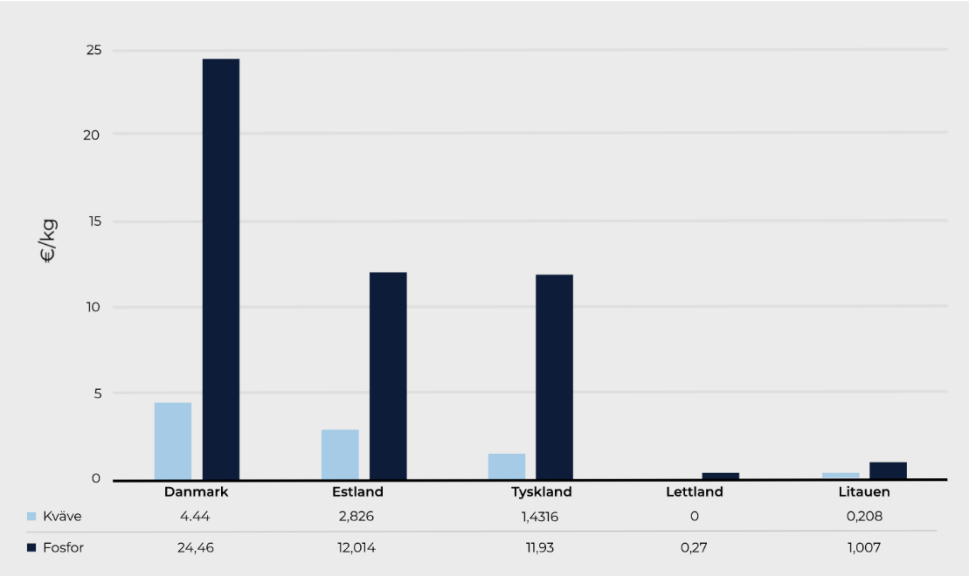
Enligt den lagstiftning som blev bindande 2020 har Ryssland infört kväve- och fosforgränser (N 284072-4, 2011). Gränsvärdena för kväve är strängare än i EU-länderna (baserat på direktivet om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse), men mindre stränga när det gäller fosfor.

5 Ett personekvivalenter motsvarar den föroreningsbelastning av avloppsvatten som genereras av en invånare.

Även om gränserna skiljer sig från de i EU:s krav har staden Sankt Petersburg antagit Helcoms gränser (Vodokanal, 2018).

I EU-länderna föreskrivs i direktivet om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse att alla tätorter med över 2 000 personekvivalenter antingen måste ha insamlingssystem eller ett annat avloppssystem som erbjuder samma nivå av miljöskydd (Europeiska revisionsrätten, 2016). Ryssland tillämpar också reglering avloppsreningsverk från och med 2 000 personekvivalenter. Direkta utsläpp av obehandlat avloppsvatten sker dock i Ryssland från avloppsverk som inte har reningsutrustning. Om avloppsverken saknar reningsutrustning finns det ingen rättslig skyldighet att behandla avloppsvattnet (Inchagov, 2020).

Som visas i Figur 12.1 tillämpar fem länder skatter eller avgifter utöver administrativa styrmedel för att reglera utsläpp av kväve och fosfor. I praktiken berör dessa skatter och avgifter verksamheter som har krav på att ha miljötillstånd (industriföretag och avloppsreningsverk). Alla fem länder tar ut en högre skatt för fosfor än för kväve som ligger på mellan fem till åtta gånger högre än skatten på kväve. Danmark har de högsta skattesatserna för båda näringsämnena, följt av Estland och Tyskland. Skatterna är relativt låga i Lettland och Litauen.



Figur 12.1 Skattenivåer för punktkällor, euro per kg kväve och fosfor (data från rapporter och intervjuer).

Utöver styrningen via skatten, ökar avgiften med 10 gånger i Estland om förorenaren överskrider gränsvärdena i miljötillståndet. Om gränsvärdena i det avtappade avloppsvattnet är lägre än eller lika med gränsvärdena i miljötillståndet multipliceras skatten med 0,5. I praktiken innebär det således att Estland tillämpar lägre skatter än Tyskland. I Litauen är stationära källor som vidtar åtgärder som minskar föroreningarna med minst 5 procent befriade från att betala utsläppsavgifterna under en treårsperiod.

12.4 KATEGORIER AV STYRMEDEL

För att belysa både vanliga och underutnyttjade styrmedel redovisas styrmedelskategorier per land i Tabell 12.4. I tabellen sammanfattas kategorierna av styrmedel som används för att hantera näringsbelastningen i avloppsvatten och inom jordbruket efter land.

Tabell 12.4 Sammanfattning av kategorier av styrmedel efter land som syftar till att minska näringsbelastningen från avloppsvatten och jordbruket. ***Informationen är baserad på bästa tillgängliga data och kan ha missat styrmedel.***

Land	Sektor	Kategori av styrmedel				
		Information	Administrativa	Ekonomiska		
				Skatter/avgifter	Subventioner	Marknader
Danmark	Jordbruk	☒	☒	☒	☒	☐
	Avloppsvatten	☐	☒	☒	☐	☐
Estland	Jordbruk	☒	☒	☐	☒	☐
	Avloppsvatten	☐	☒	☒	☒	☐
Finland	Jordbruk	☒	☒	☐	☒	☐
	Avloppsvatten	☒	☒	☐	☐	☐
Tyskland	Jordbruk	☒	☒	☐	☒	☐
	Avloppsvatten	☒	☒	☒	☐	☐
Lettland	Jordbruk	☒	☒	☐	☐	☐
	Avloppsvatten	☐	☒	☒	☒	☐
Litauen	Jordbruk	☒	☒	☒	☐	☐
	Avloppsvatten	☐	☒	☒	☐	☐
Polen	Jordbruk	☒	☒	☐	☒	☐
	Avloppsvatten	☒	☒	☐	☐	☐
Ryssland	Jordbruk	☐	☒	☒	☐	☐
	Avloppsvatten	☐	☒	☒	☐	☐
Sverige	Jordbruk	☒	☒	☐	☒	☐
	Avloppsvatten	☐	☒	☐	☐	☐

Några av de viktigaste slutsatserna, rangordnade efter betydelse enligt vår egen analys, är följande:

1. **Alla nio länder använder administrativa styrmedel för att reglera jordbruks- och avloppsvattensektorn, men inget av länderna är beroende av marknader inom någon av sektorerna.** Anledningen kan vara att det finns en lång tradition av att använda administrativa styrmedel för miljöändamål och därmed råder det brist på erfarenhet i Europa om hur marknadsbaserade styrmedel kan bidra till att minska näringsbelastningen. Eftersom både Helcoms rekommendationer och EU-direktiven ger tydliga gränsvärden kan det dessutom uppmuntra till fortsatt användning av dessa styrmedel i den nationella lagstiftningen.
2. **Informationsstyrmedel är vanligare inom jordbrukssektorn, medan skatter och avgifter är vanligare för att reglera näringsämnen i avloppsvatten.** Alla EU-länder tillhandahåller informationsstyrmedel när det gäller jordbruksrådgivning. De relativt rikare länderna (SE, FI, DK, DE) verkar lägga mycket mer resurser på dessa styrmedel jämfört med övriga länder, särskilt inom jordbruket där det finns särskilda rådgivningstjänster för

näringsreducerande åtgärder i jordbruket. Ett skäl kan vara att dessa länder redan har infört stränga administrativa styrmedel och att acceptansen kan vara större för informationsstyrmedel jämfört med att ytterligare skärpa bestämmelserna. Informationsstyrmedel är inte lika vanliga för avloppsvatten där skatter och avgifter är vanligare (se punkt 3 nedan). Ekonomiska styrmedel kan vara svårare att införa för diffusa källor, eftersom det ofta är svårt att koppla föroreningarna till källan (se t.ex. Danmarks fosforskatt på foder som är inriktat på att beskatta insatsvaror snarare än utsläpp).

3. **Användningen av skatter/avgifter och subventioner varierar kraftigt mellan sektorerna.** Två länder beskattar kväve och fosfor från jordbruksverksamhet och fem länder beskattar näringsämnen i utsläpp av avloppsvatten. De flesta länder har infört subventioner till jordbruket, medan subventioner är mindre vanliga inom avloppssektorn.

13 BEDÖMNING AV STYRMEDEL

I detta kapitel görs en bedömning av effektiviteten hos de styrmedel som beskrivits i föregående kapitel. Tillvägagångssättet, som bygger på liknande informationskällor som det föregående kapitlet, utgörs av en kvalitativ bedömning av huruvida befintliga styrmedel kan bidra till att uppnå vattenkvalitetsmålen. Detta för att dra allmänna slutsatser om huruvida nya styrmedel kan vara motiverade. I analysen används om möjligt kvantitativ information – till exempel har vissa, men inte alla länder gjort en egen bedömning av befintliga styrmedel och beräknat kostnader för att nå nuvarande mål. Fokus ligger på att skapa en övergripande bild av hur ländernas styrmedel står sig i jämförelse med varandra och att överväga det bästa sättet att integrera befintliga styrmedel med ett handelssystem.

De viktigaste frågorna som behandlas i bedömningen är följande:

- Utmaningar. Vilka är de stora utmaningarna med nuvarande styrmedel?
- Effektivitet. Är befintliga styrmedel effektiva? Vilka eventuella brister finns?
- Behov. Finns det behov av nya styrmedel eller är det troligt att de befintliga kan hantera de nuvarande utmaningarna?
- Integrering. Är det möjligt att integrera ett handelssystem med befintliga styrmedel?
- Analysen är teoretisk och fokuserar huvudsakligen på kvalitativa bedömningar av styrmedel med avseende på mål, såsom möjligheten att uppnå vattenkvalitetsmål, kostnader, fördelningseffekter osv. Med tanke på bedömningens art kan vi inte kvantitativt utvärdera de avvägningar som kan finnas mellan olika mål (ett land kan t.ex. i teorin uppnå mer när det gäller vattenkvalitetsmål genom att spendera mer pengar, men väljer att inte göra det).

13.1 RESULTAT

Våra resultat tyder på att de nuvarande styrmedlen inte är tillräckliga för att uppnå mål för vattenkvalitet (avsnitt 13.1.1). Dessutom finns flera ekonomiska och politiska utmaningar med befintliga styrmedel, enligt beskrivningen i avsnitt 13.1.2 och 0. Med tanke på de aktuella utmaningarna överväger vi slutligen andra sätt (förutom ett handelssystem för näringsbelastning) att förbättra styrmedels träffsäkerhet och kostnadseffektivitet. De viktigaste resultaten rangordnas (1–7) efter relativ betydelse utifrån vår analys.

13.1.1 Nuvarande styrmedel är otillräckliga för att nå målen

Även om EU-länderna genom sina åtgärdsprogram har gett underförstådda löften om att uppnå en god status återstår det att se hur och om detta kommer att uppnås. Avsaknaden av tydliga bevis från varje land om att deras åtgärdsprogram i själva verket kommer att leda till att målen uppnås fullt ut, tillsammans med de uppgifter som vi har samlat in i denna analys, får oss att dra slutsatsen att de nuvarande styrmedlen sannolikt är otillräckliga för att nå vattenkvalitetsmålen. Den övergripande slutsatsen är följande:

1. Även om det är osäkert om befintliga styrmedel kommer att uppnå målen, tyder vår analys och datainsamling på att det kan vara svårt att nå dem och att "mindre justeringar" av befintliga styrmedel sannolikt inte är tillräckliga.

Resultaten av utvärderingen av genomförandet av BSAP tyder på att befintliga styrmedel och samarbete inte har varit tillräckliga eftersom Helcom har medgett att många av de mål för vattenkvalitet som fastställts för 2021 inte kommer att uppnås (Helcom, 2018b). De internationella avtalen mellan å ena sidan Helcom och aktionsplanen BSAP och de som, å andra sidan är knutna till EU: s ramdirektiv för vatten är inte direkt jämförbara – den förstnämnda är en internationell konvention, medan den senare utgör ett överstatligt organ som kan besluta om nationell lagstiftning. De senaste uppgifterna från Helcom om att målen inte har uppnåtts skulle dock kunna tolkas som ett tecken på kommande åtgärder kopplat till målen i ramdirektivet för vatten till 2027. Redan nu finns indikationer på att det kommer att behövas mer tid för att uppfylla målen i ramdirektivet. För att genomföra nödvändiga åtgärder inom jordbruket har de svenska Vattenmyndigheterna föreslagit en förlängning fram till 2033 (Vattenmyndigheterna, 2020d).

13.1.2 Ekonomiska utmaningar med befintliga styrmedel

Detta avsnitt ger en sammanfattning av de viktigaste ekonomiska utmaningarna (Se även Tabell 13.1 för mer detaljerad information).

2. Dagens styrmedel är kostsamma, saknar ofta tillräcklig finansiering och har höga transaktionskostnader.

Sveriges beräknade kostnader för att uppnå målen i ramdirektivet för vatten är betydande och motsvarar nästan 50 procent av landets totala miljöbudget för ett givet år (dvs. 9 miljarder). Utifrån uppgifter från Vattenmyndigheterna beräknas kostnaden för att genomföra den nya svenska förvaltningsplanen för vattendistrikten 2021–2027 att uppgå till cirka 5 miljarder kronor per år [6] (Vattenmyndigheterna, 2020a). En liknande jämförelse visar att Estlands beräknade kostnader för föregående förvaltningsplan motsvarade nästan två års statliga utgifter inom miljöområdet.

Omkring 55 procent av Sveriges kostnader finansieras av skattebetalarna via den offentliga sektorn (t.ex. tillhandahållande av information, tillsyn, stöd för jordbruksåtgärder, renovering av vägtrummor, kommunal vattenförvaltning), medan omkring 45 procent betalas av hushåll och den privata sektorn (t.ex. högre vattenavgifter, restriktioner för jordbruksproduktion,

6 Baserat på beräkningar från WSP

investeringar i utrustning för utsläppsreduktion) (Vattenmyndigheterna, 2020b). Även om vissa av dessa kostnader är oundvikliga (till exempel åtgärder för kontroll av vattenföroreningar), kan andra minskas genom effektivare styrmedel. Medan administrativa styrmedel ofta är kostsamma då de kan ange exempelvis teknik för utsläppsminskning förbättrar ekonomiska styrmedel såsom skatter eller handelssystem kostnadseffektiviteten genom att tillåta flexibilitet avseende exempelvis val av teknik. Ekonomiska styrmedel tenderar dessutom att minska transaktionskostnaderna, tillföra privat finansiering och minska de totala kostnaderna.

Bristen på finansiering är en utmaning, även bland de mer välbärgade länderna i Östersjöregionen. Flera av regeringens rapporter har visat att det saknas finansiering för att kunna nå mål som rör vattenkvaliteten i Sverige (Vattenförvaltningsutredningen, p. 150). Den offentliga finansieringen till nationella stöd (LOVA) och investeringsstöd till vattenkvalitetsåtgärder från den gemensamma jordbrukspolitiken uppgår till cirka 250 miljoner kronor per år.[7] Detta är mindre än de 500 miljoner som de svenska Vattenmyndigheterna har angett som nödvändiga för jordbruksåtgärder (Vattenmyndigheterna, 2020e).

Betungande rapporteringskrav och omfattande byråkrati leder till höga transaktionskostnader. Flera länder rapporterar att ansökningar och rapporteringskrav kan anses vara en kostsam administrativ börda för både myndigheter och reglerade verksamheter. Översyn av miljötillstånd är en viktig fråga eftersom det medför höga administrativa kostnader för myndigheterna att påbörja en sådan process. Detta beror på att myndigheterna måste lägga fram bevis för att inleda en process för att införa nya strängare gränser, vilket kräver informationsutbyte från reglerade aktörer som i sin tur inte har incitament att dela information och därmed riskerar att bromsa processen (Naturvårdsverket, 2012, pp. 168-). I Ryssland hänger en ytterligare börda samman med en lång beslutskedja, vilket gör att framstegen går långsammare: federal – regional – lokal nivå. Till följd av de höga sökkostnaderna för att effektivt kunna rikta åtgärder till rätt platser leder ofta genomförandet till ineffektiva lösningar (Övergödningsutredningen, 2020:10) (Naturvårdsverket, 2012). Utmaningen är av största betydelse när det gäller åtgärder för att minska näringsbelastningen från diffusa källor inom jordbruket, eftersom näringsläckage från jordbruksmark beror på flera faktorer, bland annat val av gröda, rotation av grödor, tillförsel av gödningsmedel och gödsel, jordbearbetning och på naturliga förhållanden som jord, topografi, temperatur och nederbörd.

[7] DEN S.K. miljövattenåtgärden för jordbruket uppgår till cirka 50 miljoner kronor per år enligt budgeten 2014–2020, plus 200 miljoner kronor I LOVA-bidrag 2019.

Tabell 13.1 Ekonomiska utmaningar avseende befintliga styrmedel som syftar till att minska näringsbelastningen i nio Östersjöländer. Översynen omfattar alla nio länder och alla kategorier av styrmedel som används idag.

Ekonomiska utmaningar	Beskrivning
Dyr implementering	• Kostnaden för att genomföra den förnyade svenska förvaltningsplanen för vattendistrikten 2021–2027 uppskattas till 48 miljarder. (Vattenmyndigheterna, 2020b), vilket är högre än tidigare beräknat på 6 miljarder kronor. (Havs- och vattenmyndigheten, 2015a). Kostnaden för genomförandet under 2021–2027 cirka 5 miljarder kronor per år. Som jämförelse uppgår de statliga utgifterna inom miljöområdet till cirka 9 miljarder kronor per år. • Ek & Persson (2016) finner att Sveriges genomförande av målen i vattendirektivet inte är kostnadseffektivt, eftersom de nuvarande åtgärderna lämnar litet utrymme för flexibilitet, t.ex. att miljötillstånden ofta är alltför detaljerade för verksamhetsutövaren att besluta om hur man ska minska utsläppen. Regleringen medför en kostnad för företaget för att minska utsläppen, medan en skatt medför en kostnad för de utsläpp som inte är åtgärdade. • Uppskattningen av kostnaderna för Estlands förvaltningsplan för vattendistrikten beräknades till 363 miljoner euro 2015–2021. Jämförelsevis var de årliga miljöutgifterna i statsbudgeten 190 miljoner euro år 2021 • Den beräknade kostnaden (2014) för återuppbyggnad av avloppssystem och reningsanläggningar i S:t Petersburg och dess förorter (2015–2030) är 210 500 miljarder rubel. • Polens första åtgärdsprogram (2009–2015) omfattar en total investering på 10 780 miljoner euro för att genomföra gemenskapens lagstiftning om vattenskydd och 37,39 miljoner euro för åtgärdsprogrammets övriga åtgärder. (PL) (SWD, 2019)
Brist på finansiering	• Brist på personal för internationellt samarbete, en person vid ministeriet som arbetar direkt med Östersjöfrågorna, har svårt att täcka allt (LT, PL). I en nyligen genomförd utredning uppskattades behov av ytterligare 80 åtgärdssamordnare för att effektivt nå jordbrukets mål i Sverige (Övergödningsutredningen, 2020:10, p. 179) • Brist på finansiering för att kunna uppnå mål relaterade till vattenkvalitet i Sverige (Vattenförvaltningsutredningen, p. 150) • Mer forskning behövs för att förstå problemet, men data och resurser saknas (LT) • Finansieringen är starkt beroende av hur den federala budgeten fördelas (RU, Leningrad och Kaliningrad).
Höga transaktions-kostnader	• Tillståndsansökningar och rapporteringskrav identifieras som en kostsam administrativ börda för både myndigheter och reglerade samhällen. (EE, SE) • Nuvarande inriktning är att minska byråkratin, digitalisera rapporteringen och minska kraven på tillståndsansökningarna (EE). • Tung byråkrati, en lång process för beslutsfattande gör framsteg långsamma: federala – regionala – lokala nivåer (RU) • Begränsad informationsdelning med Ryssland (EE, LV), nästan inget gränsöverskridande samarbete • Kostsamt att sammanställa information om var det är bäst att genomföra frivilliga åtgärder så att de får bästa möjliga miljöpåverkan (Övergödningsutredningen, 2020:10) (Naturvårdsverket, 2012, p. 46)

13.1.3 Politiska utmaningar med befintliga styrmedel

Detta avsnitt ger en sammanfattning av de viktigaste politiska utmaningarna (Se även tabell 13.2 för detaljerade resultat).

3. Det finns gott om stöd för att de nuvarande styrmedlen helt enkelt inte är adekvata eller tillräckliga och att det behövs antingen fler eller nya styrmedel

Både intervjuer och studier har antytt att befintliga styrmedel är ineffektiva. Dessutom identifierar det svenska Naturvårdsverket (2020) i sin senaste miljömålsuppföljning att det finns både ett åtgärds- och genomförandegap. Åtgärdsgapet innebär att befintliga åtgärdsprogram inte innehåller tillräckligt många övergödningsåtgärder för att nå miljömålet Ingen Övergödning.

4. Dagens styrmedel innebär en skev fördelning av kostnader och nyttor mellan enskilda aktörer och mellan olika länder.

Befintliga regleringsstrategier medför en skev fördelning av bördor för aktörerna (till exempel länder, sektorer och/eller anläggningar) och här kan ett handelssystem bidra till att omfördela kostnaderna genom att möjliggöra effektivare val för ytterligare utsläppsminskningar

(dvs. de med lägre marginalkostnader). (Ek & Persson, 2016). Att dela kostnaderna mer effektivt innebär att fördelningseffekterna av finansieringen av minskad övergödning inte faller oproportionerligt på vissa aktörer. Även om omfördelningen är effektivare kan den ändå leda till att det uppkommer både vinnare och förlorare. En potentiell risk med ett handelssystem är därför ”läckage” av utsläppen om omfördelningen har en negativ nettoeffekt på vissa aktörer som ser det vara fördelaktigt att flytta verksamheten utanför handelsområdet.

5. Vissa anser att de befintliga styrmedlen är otillräckliga, men många hävdar att de befintliga styrmedlen helt enkelt måste implementeras och kommuniceras mer effektivt

Dagens utformning av stöd till jordbrukare för åtgärder som minskar näringsbelastningen ger inte vägledning om var åtgärderna ger störst effekt, delvis eftersom den information som krävs är kostsam att ta fram. Ett handelssystem tillhandahåller sådan information via prissignalen.

Till och med de nuvarande ekonomiska styrmedlen verkar vara ineffektiva. Till exempel har fem länder infört skatter på utsläpp av näringsämnen från punktkällor, men nivåer varierar avsevärt mellan olika länder, vilket väcker frågor om de skulle kunna ha en liknande effekt på utsläppen (Figur 12.1 visar skattesatserna i euro per kg per land).

De låga skattenivåerna i Lettland och Litauen innebär att incitamenten kanske inte är tillräckliga för att öka reningen av näringsämnen i avloppsvatten, vilket delvis bekräftas av Hautakangas et al. (2014). Hautakangas och hans medförfattare bedömde marginalkostnaderna för reningsverk i Östersjöregionen. Enligt uppskattningarna uppgår den marginella kvävereningskostnaden till cirka 5,5 euro per kg vid 70 procents minskning i ett stort avloppsreningsverk (>500 000 p.e.) och till 9,5 euro per kg i en liten anläggning (10 000–80 000 p.e.) vid motsvarande reningsgrad. vilket indikerar att nuvarande skattenivåer inte ger incitament till ytterligare minskning av kväveutsläpp i något av länderna. Kostnaderna för att minska fosforhalten är generellt lägre, eftersom minskningen till största delen består av kostnader för kemikalier. En minskning av fosforutsläpp från 70 till 95 procent har en marginell kostnad på 1 euro per kg vid ett stort avloppsreningsverk, medan marginalkostnaden är cirka

1,5 euro per kg fosfor i ett litet avloppsreningsverk. Dessa nivåer är högre än Lettlands, i nivå med Litauens fosforskatt, medan fosforskatterna i Danmark, Estland och Tyskland är tillräckligt höga för att stimulera ytterligare minskningar. Om man jämför skattenivåerna med minskningskostnaderna tyder det på att de låga nivåerna inte är tillräckliga för att öka minskningen i Lettland och Litauen, medan det motsatta gäller fosforskatter i Danmark, Estland och Tyskland.

Skatter på punktkällor tar dock inte hänsyn till föroreningar från diffusa källor, vilket innebär att de nuvarande skatterna inte har någon möjlighet att uppnå kostnadseffektivitet mellan olika källor. Den bästa lösningen för kostnadseffektivitet skulle vara att beskatta punkt- och diffusa källor med skattesats. Den danska fosforskatten på djurfoder visar hur beskattningen kan utvidgas, men skattenivån på 0,5 euro per kg ligger långt under skattesatsen för de danska punktkällorna som är 24,5 euro per kg (se Figur 12.1).

6. Många aktörer accepterar inte att det finns ett problem vilket tyder på att information om vem som orsakar näringsbelastningen antingen saknas eller inte är trovärdig

Detta skulle innebära ett behov av mer information eller bättre sätt att sprida den. Flera intervjupersoner menade att de befintliga kommunikationsstrategierna var otillräckliga och några noterade att införandet av marknadsbaserade ekonomiska styrmedel kommer att kräva förbättringar av hur information formuleras och delas med berörda aktörer. Samtidigt är det fortsatt en utmaning att ta fram bevis på näringsläckage eftersom det inte är möjligt att mäta diffusa utsläpp från jordbruksmark. En ytterligare komplikation är att utsläppen varierar avsevärt mellan och inom odlingsfält.

7. Rapporter, och vissa av intervjupersonerna, antyder att problemet ligger i organiseringen av miljömyndigheterna eller den politiska viljan snarare än i de befintliga styrmedlen (eller bristen på sådana).

Till exempel har en svensk utredning föreslagit en omorganisation av vattenförvaltningen på grund av det delade ansvaret mellan de myndigheter som har ansvar för att ta itu med övergödningsproblemet (Vattenförvaltningsutredningen). I vissa fall saknas politiskt stöd för att förbättra tillsyn och kontroll av vattenföroreningar. En del av de intervjuade pekar på bristen på studier för att avgöra om det är styrmedlen eller organisationen som är mindre effektiv.

Tabell 13.2 Politiska utmaningar med befintliga styrmedel som syftar till minskad övergödning i nio Östersjöländer. Översynen omfattar alla nio länder och alla kategorier av styrmedel som används idag

Politiska utmaningar	Beskrivning
Brist på lämpliga eller tillräckliga styrmedel (behov av fler eller nya styrmedel)	• När det gäller övergödningsåtgärder finns det både ett åtgärds- och genomförandegap. Åtgärdsgapet innebär att befintliga åtgärdsprogram inte innehåller tillräckligt många övergödningsåtgärder för att nå miljömålet Ingen Övergödning. (SE) (Naturvårdsverket, 2020) • Befintliga styrmedel räcker inte till för att ta itu med övergödningen (EE, LT, SE) • Befintliga subventioner bygger på frivillighet i genomförandet av åtgärder, men genom krav kan åtgärderna göras bindande för att uppnå bättre effekt (DE) • Det danska avtalet om Grön tillväxt grundade sig på lagkrav om ambitiösa åtgärder men drogs tillbaka på grund av de bindande åtgärdernas bristande hänsyn till de lokala förutsättningarna (DK). (Jacobsen, et al., 2017) • Vissa länder har utvärderat nuvarande styrmedel för att fastställa ett eventuellt behov av nya styrmedel. Bång och hans medförfattare föreslår resultatbaserade ersättningar (Bång, et al., 2018), den tyska motsvarigheten till Naturvårdsverket föreslår i en studie nya skatter som svar på det svenska Naturvårdsverkets förslag om ett handelssystem mot näringsbelastning från 2008 (Naturvårdsverket, 2008). Den tyska studien visar att ett handelssystem för näringsbelastning inte är förenligt med ramdirektivet för vatten och med havsmiljödirektivet (SE, DE). • Övergödningsutredningen konstaterar att de befintliga frivilliga åtgärderna inom jordbrukssektorn som finansieras av staten inte fungerar tillräckligt väl eftersom de inte leder till åtgärder på platser där de har störst effekt. (Övergödningsutredningen, 2020:10) • I orter med 2 000 eller fler invånare kräver lagen att allt avloppsvatten behandlas, men det finns ett hål i lagstiftningen som leder till att obehandlat avloppsvatten släpps ut. Om avloppsverket saknar reningsutrustning har de ingen rättslig skyldighet att behandla avloppsvattnet (RU). (Inchagov, 2020). • Allt fokus ligger på att förbättra regleringen av punktkällor (avloppssystem), eftersom styrningen för närvarande inte är tillräcklig. Det saknas idag utrymme för styrmedel som är inriktade på jordbruk och är något som behöver hanteras i framtiden (RU). • Mer ambitiösa åtgärdsprogram behövs för att minska utsläppen av näringsämnen till sjöar, vattendrag, kuster och hav till nivåer som kan leda till en vattenmiljö som är fri från övergödning på lång sikt. Dessutom behövs det styrmedel för att kostnadseffektiva åtgärder i jordbruket ska genomföras och för att nå målet ingen övergödning (SE). (Havs- och vattenmyndigheten, 2019b).
Dåligt genomförande av *befintliga* styrmedel	• Frivilliga informations- och rådgivningsåtgärder som riktar sig till jordbruket används inte alltid av reglerade aktörer (DE, SE) eller i andra fall når de inte målgruppen (EE, FI) på ett tillfredsställande sätt. • Dålig erfarenhet av genomförandet av tidigare skatter (LV). Vidare menar vissa att de befintliga skatterna är för låga för att få effekt, men inga uppföljningsstudier har gjorts för att bedöma effektiviteten (LT, RU). (OECD, 2013) • Brist på information för att tydligt koppla förekomsten av diffusa utsläpp till specifika källor inom jordbrukssektorn gör det svårt att bedöma om regler följs (DE, SE): • Befintliga styrmedel saknar tillräckligt hårda krav för att ge effekt (t.ex. reglering av användningen av gödselmedel) (DE). • Dåligt/otillräckligt genomförande av EU-direktiv, där vissa länder riskerar påföljder från EU (DE, PL, SE) • Brist på information för att koppla samman åtgärder med senare förbättringar gör det svårt att informera allmänheten om vikten och behovet av styrmedel (DE). Kommunikationen är ännu svårare när det gäller ekonomiska styrmedel. • Lång erfarenhet av miljöavgifter, men tveksamhet till att föreslå skatt på gödselmedel (EE)

	• Utmaningen är att införa lösningar som passar alla när föroreningarna av näringsämnen varierar mellan regioner och jordbruk (DE), t.ex. att större jordbruk får frivilliga bidrag eftersom de har resurser att ansöka, anpassa sig och genomföra åtgärder medan små jordbruk har svårt att göra det
Sneddrivna fördelningseffekter och ”lobbying”	• Orättvis fördelning av kostnaderna för utsläppsminskning – inklusive negativa effekter på konkurrensen – vilket anses leda till motstånd och lobbyverksamhet från reglerade aktörer (PL, DE, EE, LV, RU, LT) • Internationella avtal kan medföra orättvisa minskningskrav för vissa länder, t.ex. länder med historiskt stora utsläpp tenderar att ha en fördel i förhandlingarna, eftersom deras minskningsbörda annars skulle vara större än för länder som för närvarande har små utsläpp (EE). • En oro att fler styrmedel och ökade avgifter skulle skada de små jordbrukarna ekonomiskt (EE, PL).
Acceptans av problemet	• Brist på acceptans av att det finns ett problem, till stor del från jordbrukssektorn (PL, LT, DE SE). Behov av bättre kommunikation och ömsesidig förståelse för att undvika konflikter med jordbrukssektorn (LT, FI, EE, RU) • Okunskap eller en ovilja att tro att de bidrar till problemet, gäller främst jordbruket (PL), men i vissa länder ökar viljan att acceptera att det finns ett faktiskt problem inom vissa lobbygrupper (LT, DE), även om aktörerna är heterogena och svåra att klassificera.
Ineffektiv organisation eller avsaknad av prioritet för att ta itu med problem	• Det finns ett delat ansvar mellan myndigheter i vattenförvaltningen och åtgärdsplaneringen i Sverige, omorganisation för att matcha befintliga institutionella strukturer har föreslagits för att förbättra effektiviteten (SE) (Vattenförvaltningsutredningen). • Antalet enskilda avlopp som behöver uppgraderas ökar varje år med nuvarande takt på åtgärder (ca 1–2 %). Med den här takten kommer det att ta cirka 70 år att uppgradera alla enskilda avlopp. (SE) (Havs- och vattenmyndigheten, 2013, p. 56). Takten på uppgraderingarna har ökat. De senaste uppgifterna tyder på att det kommer att ta 49 år att uppgradera alla enskilda avlopp (VVS-fabrikanternas råd, 2020). • Att förnya alla miljötillstånd i avloppsreningsverk kan ta 15 till 30 år. (Naturvårdsverket, 2012). • Brist på information eller studier om hur effektiva de nuvarande styrmedlen är, eller i vissa fall finns pågående studier, men resultaten används inte (LT, FI, PL). Tyskland undersökte nya ekonomiska styrmedel och rekommenderade avgifter/skatter snarare än ett handelssystem för näringsbelastning men motståndet från jordbruksgemenskapen har förhindrat nya skatteförslag (DE). • Övergödningen behandlas endast som en av många miljöutmaningar utan att få särskild uppmärksamhet (RU). • Jordbrukets påverkan prioriteras inte utan fokus ligger på punktkällor (RU). • Brist på samordning mellan lokala och regionala myndigheter där de senare är långsamma med att tillhandahålla centraliserad förvaltning och finansiering (RU).

13.2 DISKUSSION

Resultaten tyder på att de nuvarande styrmedlen är otillräckliga. Detta väcker två frågor: (1) vad mer kan göras för att förbättra de nuvarande styrmedlen förutom att skapa ett framtida handelssystem? och (2) om vi förlitar oss på ett framtida handelssystem, hur kan det integreras med nuvarande styrmedel?

13.2.1 Andra sätt att förbättra befintliga styrmedel

Handelssystem med näringsbelastningar skulle kunna hantera många av de utmaningar som anges ovan, men är inte det enda sättet att uppnå en bättre fördelning av åtgärder med avseende på kostnadseffektivitet eller fördelningseffekter. Detta skulle till exempel kunna uppnås genom en beskattning av utsläpp på näringsämnen som, om beskattningen utformas väl, skulle den kunna hantera de ekonomiska utmaningar som diskuteras ovan (se även kapitel 4). Svenska Naturvårdsverket (2012) har jämfört olika ekonomiska styrmedel för att minska utsläppen av näringsämnen från kommunala avloppsreningsverk som överstiger 2 000 p.e. Slutsatsen var att en skärpning av den nuvarande regleringen med miljötillstånd går långsammare än vad skatter eller ett handelssystem för näringsbelastning skulle göra: 15–30 år i jämförelse med 10–20 respektive 10–15 år. I motsats till administrativa styrmedel skulle både skatter och handel med belastningsrätter leda till ett kostnadseffektivt val av åtgärder på anläggningsnivå. Eftersom endast vissa av länderna för närvarande tillämpar skatt på vattenföroreningar finns det en betydande potential att förbättra kostnadseffektiviteten.

Även om flera länder förlitar sig på beskattning av punktkällor hanteras inte andra källor. Beskattning av föroreningar som inte kommer från punktkällor är möjlig men betydligt mer komplicerad än beskattning av punktkällor. Diffusa utsläpp kan hanteras antingen genom skatter på insatsvaror eller skatter som baseras på en uppskattning av föroreningsläckage från jordbruk med hjälp av matematisk modellering (den senare är dock en utmaning). Om man ökar omfattningen av näringsbeskattningen så att den täcker in andra sektorer skulle kostnadseffektiviteten förbättras och möjligheterna förbättras för att uppnå målen för vattenkvalitet. Slutligen är det värt att notera att även om Tyskland för närvarande inte beskattar näringsföroreningar från jordbruket används miljöavgifter på utsläpp av kväve och fosfor i avloppsvatten. Vidare tyder intervjuer inom denna studie på att Tyskland har övervägt att använda miljöskatter för att hantera överskott av näringsämnen och minska användningen av mineralgödsel.

En annat alternativ skulle kunna vara att förbättra precisionen och kostnadseffektiviteten hos de åtgärder som berör jordbruket genom att ändra utformningen av styrmedlen. De nuvarande subventionerna ersätter jordbrukarna för deras kostnader. Detta leder till incitament för jordbrukare att genomföra åtgärder med låga kostnader och på mark med låg produktivitet i stället för att optimera miljöfördelarna (Sidemo-Holm, et al., 2018). Resultatbaserade ersättningar skulle i stället kunna kompensera jordbrukarna i proportion till de miljöfördelar de tillskapar. Effektiva resultatbaserade ersättningar kräver dock information om hur placeringen av åtgärder för att minska föroreningar faktiskt påverkar utsläppen av näringsämnen, men denna information är ofta svår att få tag på (Bång, et al., 2018). Det är till exempel svårt att mäta vattenkvaliteten och särskilt svårt att uppskatta hur förändringar i vattenkvaliteten beror på jordbruksmetoder eftersom näringsläckage från fält beror på både jordbrukarnas åtgärder (inklusive jordbearbetning och gödsling, som är svåra att övervaka) och på naturliga omständigheter (t.ex. väderförhållanden). Indikatorer bör därför

baseras på tidigare forskning om hur kväve- och fosforföroreningar påverkas av åtgärder för att minska utsläppen inom jordbruket.

Bång et al. (2018) drar slutsatsen att matematisk modellering av åtgärdernas beräknade effekter på fältnivå kan ligga till grund för resultatbaserade ersättningar (se även avsnitt 7.7 om data och modellering). Författarnas analyser visar att det går att ta fram resultatbaserade indikatorer för sex åtgärder (fånggrödor, vårbearbetning, skyddszoner, anpassade skyddszoner, strukturkalkning samt våtmarker och dammar).

Samtliga sex åtgärder är berättigade miljöstöd inom jordbruket och två av dem (strukturkalkning och våtmarker/dammar) är också berättigade finansiering via LOVA (Lokala vattenvårdsåtgärder). Författarna föreslår att resultatbaserade ersättningar ska testas i en pilotstudie innan implementering. Om betalningar kan baseras på värde ska alla sex åtgärderna inkluderas. Om betalningarna bara kan baseras på kostnader, vilket är fallet med EU-medel för perioden 2014–2020, anser författarna att det föreslagna systemet har begränsade fördelar när det gäller förbättrade incitament. Författarna diskuterar dock inte möjligheten att använda andra medel, till exempel finansiering från LOVA.

13.2.2 Integrering med befintliga styrmedel

Om man i stället förlitar sig på ett framtida handelssystem för att ta itu med utmaningarna med befintliga styrmedel är en fråga hur man bäst integrerar det med befintliga styrmedel? Även om det kommer att behövas en mer omfattande analys av hur, och om, befintliga styrmedel kan ersättas innan man går vidare med ett handelssystem, tyder vår korta analys av utmaningarna och möjligheterna till integration på att befintliga styrmedel ibland kan integreras relativt enkelt genom att omdefiniera eller anpassa dem, men i andra fall kan befintliga styrmedel behöva tas bort eller ersättas. Några exempel på viktiga överväganden är:

- **Information om aktörer.** Alla länder använder miljötillstånd med krav på utsläppskontroll från punktkällor (av en viss storlek). Eftersom miljötillstånd baseras på registrering och mätning av föroreningsmängder utgör de utgångpunkten i ett framtida handelssystem. Observera dock att det kan saknas omfattande data för diffusa källor vilket kan bli en utmaning beroende på hur stor marknad som behövs. Även om det kan finnas information om jordbruksföretagen är utsläppen från jordbruksmark inte möjliga att övervaka och de kan variera avsevärt mellan olika fält och inom fält.

- **Informationsstyrmedel kan vara relativt lättare att integrera med ett handelssystem.** Rådgivningstjänster för jordbruket och informationsbroschyrer som belyser orsaker och effekter kan sannolikt vara kvar inom ett framtida handelssystem. I själva verket kan rådgivare ta på sig en ny roll eftersom de kan bidra till att sprida kunskap om handelssystemet och därigenom främja åtgärder för att minska näringsbelastningen.

- **Utforma handelssystemet för att möta de utmaningar som ett överlapp med kvantitetsreglering kan innebära.** Alla länder tillämpar kvantitetsreglering på punktkällor. I miljötillstånd definieras vanligen den högsta gränsen för den årliga belastningen av föroreningar som källan kan släppa ut i en vattenförekomst, t.ex. i kg fosfor och kg kväve per år. Ett handelssystem för näringsbelastning reglerar således också de föroreningar som omfattas av miljötillstånden. Att tillämpa båda typerna av styrmedel skapar osäkerhet kring vilket utsläppsvillkor som gäller: Utsläppsvillkoret i miljötillståndet eller i handelssystemet? Om det går att fastställa att det strängaste

utsläppsvillkoret gäller och om källan har färre belastningsrätter än utsläppsvillkoret i miljötillståndet, skulle det innebära att handelssystemet är bindande. Om ett strängare utsläppsvillkor gäller i miljötillståndet kommer förorenaren att ha belastningsrätter som överstiger den bindande volymen. I det senare fallet kommer förorenaren att sälja belastningsrätterna på marknaden. Om miljötillstånden systematiskt har strängare utsläppsvillkor än utbudet av belastningsrätter kan detta undergräva möjligheten för handelssystemet att pressa ner priserna (Naturvårdsverket, 2012).

Eftersom det inte är realistiskt att tro att EU-länderna skulle avskaffa gränsvärdena måste utformningen av ett handelssystem för näringsbelastning säkerställa att handelssystemet är bindande, dvs. att det sker kontinuerliga minskningar av mängden belastningsrätter. Utmaningarna med tekniska standarder som bästa tillgängliga teknik kan vara en annan utmaning eftersom tekniska standarder minskar flexibiliteten och därför inte kan garantera kostnadseffektivitet. Å andra sidan reglerar teknikstandarder i allmänhet flera andra föroreningar, förutom fosfor och kväve. Att avskaffa nuvarande tekniska standarder skulle således äventyra rening av andra föroreningar och riskera måluppfyllelse.

- **Risk för överlapp med skatter.** Länder som för närvarande använder skatter och avgifter måste sannolikt ersätta dem med ett annat ekonomiskt styrmedel: handelssystemet. Annars finns det risk för överlapp som kan leda till en rad svårigheter. Genom att kombinera dagens avgifter och skatter med ett handelssystem kan till exempel priset på belastningsrätter sjunka och därmed försvaga de incitament som genereras av handelssystemet. Erfarenheterna från koldioxidhandelssystemen tyder på att kombinationer av pris- (skatter) och kvantitetsinstrument (tillstånd) kräver en översyn. Om skatten eller avgiften ska vara kvar, kan den revideras för att hantera prisvolatiliteten på utsläppsmarknaden genom att den blir ett pristak eller ett lägstapris (Fankhauser, et al., 2011). Ett lägstapris innebär att aktörerna betalar en avgift utöver belastningsrättspriset när priserna faller över en viss förutbestämd nivå, medan ett pristak antyder att ytterligare belastningsrätter behöver göras tillgängliga när priserna blir för höga.

- **Subventioner.** Subventioner som reglerar samma utsläpp som handelssystemet är sannolikt inte förenliga med varandra. I princip kan subventioner påverka handelssystemet genom att antingen sänka belastningsrättspriserna eller ge en extra ersättning till aktörer på marknaden (Fankhauser, et al., 2011). Å andra sidan har de nuvarande offentliga medlen och miljöstödet till jordbruket potential att komplettera ett handelssystem för näringsbelastning. För att undvika ”tunna marknader” kan det finnas ett behov av att omdirigera offentliga medel mot näringsbelastningshandel, dvs. i stället för att finansiera åtgärder via subventioner köper aktörer inom den offentliga sektorn belastningsrätter via handelssystemet vilket liknar resultatbaserade ersättningar. Nuvarande subventioner till jordbrukare för åtgärder som minskar näringsbelastningen är ineffektiva eftersom jordbrukare bara ges incitament att genomföra åtgärder med låga kostnader, men inte att optimera miljöfördelarna (Sidemo-Holm, et al., 2018). Ett framtida handelssystem har potential att förbättra lokaliseringen av de åtgärder som vidtas och därmed ge större miljönytta.

14 LÄNDERNAS INCITAMENT ATT DELTA I ETT HANDELSSYSTEM

En analys har genomförts för att bedöma ländernas incitament att delta i ett framtida handelssystem. Denna analys innefattade utveckling av en teoriram för att bättre förstå existerande incitamentsstrukturer och hur dessa kan påverka framtida förhandlingar. De viktigaste resultaten och slutsatserna sammanfattas i detta kapitel.

Analysen tog upp två nyckelfrågor:

- Vilka är incitamenten för enskilda Östersjöländer att samarbeta mer intensivt i syfte att minska övergödningen av Östersjön?
- Mot bakgrund av dessa incitament, vilka vägar framåt kan förmodas öka sannolikheten för deltagande i ett framtida system för handel med näringsbelastning (med alla eller en del av länderna)?

Ländernas incitament att samarbeta för att minska föroreningarna beror i huvudsak av hur föroreningar från andra länder förväntas påverka nationella intressen. Dessa uppskattningar är osäkra, inte bara i biofysiska termer, utan också i förhållande till politiska ståndpunkter och människors farhågor. Det faktum att Helcomländerna har visat en historisk vilja att samarbeta kring mål för att minska näringsbelastning innebär inte nödvändigtvis att alla kommer att delta i ett *specifikt* handelssystem. Detta gäller särskilt med tanke på att ett handelssystem behöver ha en hög grad av legitimitet i de deltagande länderna.

Även om framtida ageranden av enskilda länder inte kan preciseras i detalj i föreliggande analys – ett stort antal politiska, ekonomiska, och sociala faktorer kan påverka ageranden – är det ändå möjligt att kartlägga och bedöma utvalda faktorer som kan förmodas påverka ett lands incitament, och härigenom belysa tänkbara konsekvenser av ett deltagande i ett framtida handelssystem för näringsbelastning.

14.1 TEORIRAM FÖR ANALYS AV SAMARBETE

En teoretisk ram har utvecklats för att underlätta analysen av incitament för internationellt samarbete för minskning av föroreningar orsakade av näringsämnen. Teoriramen syftar till att tydliggöra (1) de varierande incitament som Östersjöländerna har att ta hänsyn till när det gäller aktionsplanen för Östersjön och (2) varför samarbete krävs för att uppnå aktionsplanens mål. Teoriramen kan även stödja framtida förhandlingar genom att identifiera strategier som kan ge fördelar för alla deltagande länder genom så kallade ”win-set”. I följande avsnitt beskrivs kollektiva åtgärder (samarbete) och hur idén om ett win-set kan hjälpa till att identifiera förhandlingslösningar som ger en positiv nettonytta för alla medverkande länder.

14.1.1 Fördelarna med ett internationellt samarbete

Alla länder kan förmodas balansera nationella kostnader och fördelar av minskad övergödning i Östersjön, men faktorer som varierar mellan olika länder – t.ex. ekonomisk tillväxt, teknisk utveckling, attityder bland väljare, förändringar i intresseorganisationers ställningstaganden och inflytande och kunskap – kan påverka incitament att agera mer kraftfullt. Teoriramen kan underlätta en kartläggning av incitament för att bättre förstå samarbetets förutsättningar, men det syftar inte till att formulera konkreta förhandlingsstrategier, vilka kan påverkas av kontextuella faktorer som inte kan tas i beaktande i föreliggande analys.

En så kallad tvånivåansats är användbar i det här sammanhanget, eftersom den skiljer mellan inhemska (första nivån) och internationella incitamentsstrukturer (andra nivån). De två nivåerna skiljer sig åt, men kan under särskilda förhållanden jämkas samman i ett gemensamt avtal (Putnam, 1988). Det underliggande antagandet är att det inhemska intresset är den främsta drivkraften för enskilda länder, men eftersom samarbete på regional nivå kan ge ytterligare fördelar är även samverkan med andra länder av relevans (internationell nivå). Samarbetslösningar är möjliga när länder anser att de kan dra nytta av samarbetet, men för att frivilligt samarbete ska kunna upprätthållas måste varje enskilt land tro att det kommer att tjäna på samarbetet. Nettovinster från att minska övergödningen på regional nivå är därför en nödvändig, men inte tillräckligt, förutsättning för samarbete. Därutöver måste varje land balansera inhemska krav och förväntningar mot förväntade fördelar av kollektiva åtgärder, och komma fram till att fördelarna överväger.

En komplicerande faktor i detta sammanhang är att minskade föroreningar leder till kostnader och fördelar som fördelas ojämnt, inte bara mellan olika sektorer inom länder, utan även mellan olika länder. Även om fördelarna med att minska näringsföroreningarna i ett land direkt gynnar nationella intressen, leder de även till att andra Östersjöländer gynnas. Det land som minskar föroreningarna förväntas dock inte beakta dessa kollektiva fördelar, de gynnar inte direkta, nationella intressen, och väljer därför att minska föroreningarna i mindre grad än de skulle ha gjort om de även hade räknat med de positiva effekterna för andra länder. Därmed kommer de sammantagna minskningarna av föroreningar att bli mindre än vad som varit optimalt från ett regionalt perspektiv.[8] Den praktiska innebörden av detta är att alla deltagande länder uppnår en lägre nettonytta än vad som hade varit möjligt om alla positiva effekter ingått i ländernas nationella avvägningar mellan nytta och kostnad. Således finns det goda skäl ur ett regionalt och samhälleligt perspektiv att verka för samarbetslösningar. Men hur bör samarbetet utformas för att gynna alla länder, om än i olika omfattning, när utgångspunkten är att vissa länder står inför stora kostnader, men begränsade nyttor, medan det omvända råder för andra?

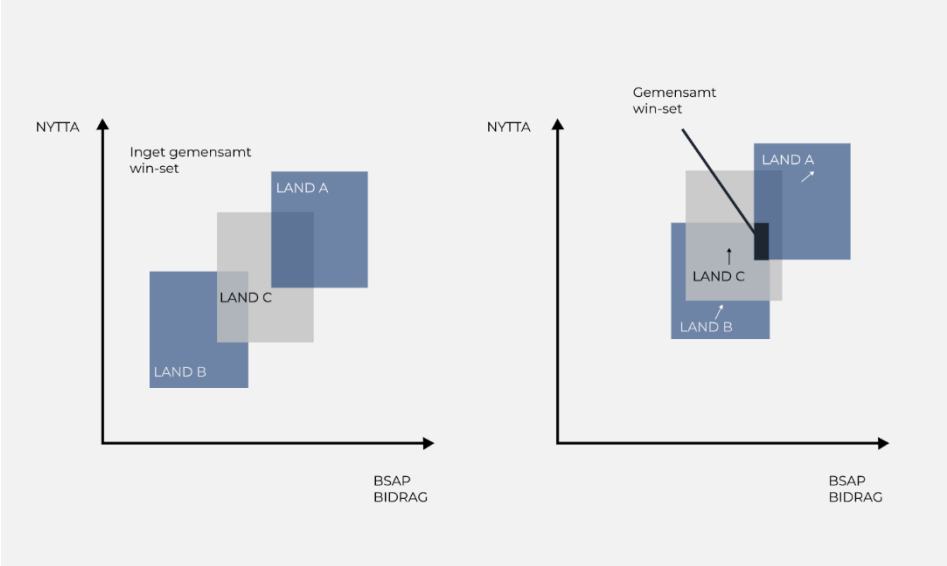
14.1.2 Att skapa och utvidga win-set

Politiska förslag som antas accepteras på nationell nivå, dvs. vinna en majoritet bland väljarna, definierar ett win-sets gränser. Förslag inom ett sådant win-set kan förväntas vara relevant och trovärdigt i en internationell förhandling, tack vare den legitimitet dessa vilar på. Även om det inte fult ut går att definiera win-set i förväg, kan de kartläggas och analyseras för att bättre förstå andra länders sannolika förhandlingspositioner. När det gäller ett handelssystem för näringsbelastning behöver ståndpunkter som sannolikt kommer att tas av det inhemska jordbrukets branschorganisationer, miljöorganisationer, icke-statliga organisationer, politiska partier etc. inhämtas och vägas mot varandra. En sådan kunskap kan bidra till att identifiera gemensamma win-set bland länderna som kan utgöra grund för en kommande.

En relevant fråga är hur man kan skapa, eller utvidga, win-sets där sådana inte redan existerar dvs. omfördela kostnader och nyttor mellan länderna på ett sådant sätt att fördelarna med kollektiva åtgärder kan förverkligas.

[8] Rena kollektiva nyttigheter gynnar alla aktörer på samma sätt, medan blandade kollektiva gynnar vissa aktörer mer än andra.

Figur 14.1 två typer av situationer: den vänstra visar en situation där det inte finns något gemensamt win-set mellan de tre länderna, eftersom det inte finns någon area där nettonyttorna för länderna överlappar varandra (Y-axeln representerar fördelar och X-axeln representerar kostnader – i detta fall i samband med genomförandet av aktionsplanen för Östersjön, BSAP). Fyrkanterna representerar inhemska win-set, det vill säga politiska överenskommelser som antas ha stöd inom landet. Situationen till höger illustrerar en situation där nettonyttorna för länderna kan överlappa – ett gemensam win-set existerar[9] – vilket betyder att alla länder skulle kunna vinna på en överenskommelse. Mer specifikt handlar det om en situation där land A beslutar att överföra resurser till land B, i syfte att stärka land B:s incitament att bidra till att målen i aktionsplanen för Östersjön uppnås.



Figur 14.1 Schematisk bild av en situation där det inte finns något gemensamt win-set (till vänster) och där ett gemensamt win-set erhölls genom att land A subventionerade land B (land A ger bidrag till land B, men har fortfarande en positiv nettonytta, land B bidrar mer än tidigare, inom ramarna för positiv nettonytta, och land C gynnas "gratis" tack vare positiva bieffekter från de ökade insatserna från länderna A och B).

Ett gemensamt win-set kan utvecklas över tid, till exempel genom skillnader i ekonomisk tillväxt mellan länder och förändringar i den allmänna opinionen, men kan också *skapas* genom strategiskt agerande. Om ett land vill främja samarbete – till exempel deltagande i ett regionalt handelssystem för näringsbelastning – men det är osannolikt att det finns ett gemensamt win-set, kan följande strategier[10] för att skapa eller utvidga win-set tillämpas:

1. Expandera eller skapa nya inhemska win-set. Uppmärksamheten kan riktas inåt, i syfte att förbättra de politiska möjligheterna på nationell nivå genom att hitta en balans mellan motstridiga intressen, t.ex. mellan parter som föredrar ett politiskt styrmedel framför ett annat eller mellan sektoriella intressen. Det sistnämnda är vanligt. Exempelvis kan jordbrukssektorn kompenseras för potentiella förluster i

[9] Många faktorer kan påverka storleken på och, omfattningen av, en ett gemensamt win-set. Den överlappande arean visar till exempel bara utfall som är godtagbara, men säger ingenting om vilken del av denna area som föredras av respektive land.
[10] Det kan innebära en kombination av dessa strategier, som alla skulle dra nytta av empiriskt välinformerade uppskattningar av andra parters vinstuppsättningar. Därför är det viktigt att kartlägga alla parters incitament.

samband med ökade miljöskyddsåtgärder, med motiveringen att nyttan av mindre näringsläckage överstiger kostnaden för kompensationen.

2. **Utöka andra parters win-set.** Alternativt kan uppmärksamheten riktas utåt genom att stärka andra länders incitament att samarbeta, till exempel genom riktade stödåtgärder eller genom att koppla samman samarbeten på olika områden, kan storleken på gemensamma win-set påverkas. Riktade stödåtgärder innebär vanligtvis monetära betalningar eller delfinansiering för ett visst ändamål, i utbyte mot mottagarlandets deltagande i ett avtal. Sammankoppling av samarbeten på olika områden kan till exempel handla om att stöd till inrättande av naturskyddsområden i mottagarlandet villkoras mot minskade läckage av näringsämnen.
3. **Förändra gruppsammansättning.** En annan strategi kan vara att fokusera på att minska gruppen av länder som samarbetar, eftersom kollektiva åtgärder tenderar att vara mer komplicerade ju större antalet deltagare är, eller ju mer olika ländernas intressen ser ut (Hassler, et al., 2019) (Olson, 1965). Med andra ord tenderar transaktionskostnaderna att minska med mindre grupper av mer likartade länder. Detta kan ske genom att man till exempel definierar ett mindre geografiskt område, att samarbetet omfattar färre näringsföroreningar, eller att färre deltagare bjuds in. Detta tillvägagångssätt kan vara ett användbart som ett första steg i ett samarbete som syftar till att fördjupa och bredda samarbetet över tid.

14.2 ANALYS

Den översiktliga analys av de nio Östersjöländernas nationella intressen som genomförts inom projektet, visar att intressen, och därmed incitament, varierar avsevärt. Utifrån denna analys och resonmenaget ovan om win-set kan olika förhandlingsstrategier övervägas.

Nyckelfaktorer som påverkar incitament att samarbeta

Figur 14.1 identifierar åtta faktorer som kan säga något om länders incitament att samarbeta. Till exempel (Figur 14.1, faktor 1) kommer länder som SE, DK och FI sannolikt att ha ett relativt starkt politiskt stöd för samarbete på grund av en betydande betalningsvilja i dessa länder för att minska övergödningen av Östersjön. Däremot tyder en lägre betalningsvilja i RU och PL på ett svagare inhemskt stöd, allt annat lika.

Kustresursernas ekonomiska betydelse (Figur 14.1, faktor 3), till exempel sjöfart, ekosystemtjänster osv. kan grovt uppskattas av ”kustlinjens relativa längd” (kustlinjens längd i förhållande till landets storlek). Länder med längre relativa kustlinjer tenderar att drabbas mer av negativa konsekvenser av övergödning, och kan därför vara mer benägna att samarbeta om lösningar – allt annat lika. Den relativa längden på kustlinjen tyder på att DE, LT, PL och RU indikerar relativt svaga incitament för dessa länder att utveckla ett mer omfattande samarbete.

Ytterligare faktorer som kan påverka incitamenten att samarbeta beskrivs i Figur 14.1. Även om dessa faktorer inte säger så mycket var och en, kan de tillsammans göra det möjligt att identifiera troliga incitamentsstrukturer.

Tabell 14.1 Faktorer som kan påverka enskilda länders incitament att samarbeta kring utsläppsminskningar.

Faktorer som påverkar nationella incitament att samarbeta	Empirisk bedömning	Sannolikhet för samarbete
1. Nationellt offentligt stöd	Genomsnittlig WTP för minskade föroreningar som markör för inhemska politiskt stöd för samarbete (Ahtiainen, et al., 2012)	(+) SE, DK, FI (-) RU, PL (också de största bidragsgivarna till föroreningar**)
2. Medborgarnas prioritering av miljöskydd	Den miljööro som uttrycks i attitydenkäter (Franzen & Vogl, 2013)	(+) DK, EE, FI, DE, SE (-) LV, LT, PL, RU
3. Kustresursernas ekonomiska betydelse	Kustlinjens relativa längd, som markör för värdering av övergödningens konsekvenser (Hassler, 2003)	(+) FI, SE, LV, EE, DK, (-) LT, PL, RU, DE
4. Potential för resursmobilisering	Bruttonationalinkomst per capita [11]	(+) FI, SE, DE, DK (-) EE, LV, LT, PL, RU
5. Konkurrens mellan sektorer	Styrkeförhållanden mellan jordbruks- och miljöskyddsintressen baserade på intervjuer (se Bilaga 2)	(+) FI, SE (-) DK, EE, DE, LV, LT, PL, RU
6. Inställning till handelssystem som styrmedel	Positiv inställning till handelssystemet för näringsbelastning som grundar sig på tidigare erfarenhet av liknande system	(+) FI, SE (-) DK, EE, DE, LV, LT, PL, RU
7. Historiska bilaterala miljösamarbeten	Tidigare miljöstöd till Baltikum, Polen och Ryssland (Hassler, 2003)	(+) FI, SE, EE, LV, LT, PL, RU, DK, DE (-) (ingen)
8. Synergier mellan olika kategorier av regleringar	EU-medlem, bunden av EU-direktiv (Hassler, 2016)	(+) 8 EU-länder (-) Ryssland

[b] (+) anger att det är mer sannolikt att dessa länder samarbetar, medan a (–) visar att det är mindre sannolikt.

Trots de många olikheterna mellan länderna urskiljer sig ett mönster i form av incitament som tenderar att dela upp de nio länderna i två grupper: *Grupp ett* representerar de mer resursstarkare länderna (DK, FI, DE, SE) och *grupp två* representerar de mindre resursstarka länderna (LV, LT, PL, RU, EE). Länderna i *Grupp ett* visar en högre betalningsvilja för att minska övergödningen, de är rikare (mer resurser tillgängliga för att minska näringsföroreningarna) och kan bättre kompensera jordbrukare för att minska föroreningar. Dessutom har alla länder i grupp ett utom DE en relativt lång Östersjökustlinje. Slutligen hade alla länder i *Grupp ett*, om än på olika sätt och i olika utsträckning, program med åtgärder för att ta itu med miljöproblem efter Sovjetunionens kollaps i början av 1990-talet i länder i Grupp två (Hassler, 2003). Det finns därför historiska prejudikat för stöd till miljöinvesteringar och gränsöverskridande samarbete som riktar sig till länderna i Grupp två – vilket i viss mån skulle kunna underlätta det framtida samarbetet för att minska föroreningar av näringsämnen.

Även om incitamenten i sig inte bestämmer nationella strategier påverkar de ändå förutsättningarna för framgångsrika samarbeten. De utgör därför en viktig grund för att kunna analysera och föreslå förhandlingsstrategier för ett framtida handelssystem för näringsbelastning i Östersjön.

[11] Alla BNI -uppgifter baserade på köpkraftsparitet i den nuvarande internationella dollarn (en liknande mängd varor och tjänster i alla länder som en US-dollar skulle köpa i USA under det året). BNI per capita var enligt Världsbanken (2020) i Östersjöländerna 2019: Danmark: 62 000, Estland: 38 000, Finland: 52 000, Tyskland 58 000, Lettland 30 000, Litauen: 37 000, Polen: 33 000 och Ryssland: 28 000.

14.2.1 Hur man ökar sannolikheten för framgångsrikt samarbete

Eftersom det är osannolikt att det kommer att finnas ett win-set som omfattar alla nio Östersjöländer, följer två viktiga konsekvenser: För det första kommer kompensationer eller kopplingar mellan olika förhandlingsområden sannolikt att bli nödvändiga för att uppnå en tillräckligt hög grad av samarbete; för det andra finns det sannolikt gemensamma win-set endast för en mindre undergrupp av länder. Detta ger i sin tur tre möjliga alternativ för en svensk förhandlingsstrategi:

I. Deltagande av alla länder genom kompensationer eller genom koppling mellan olika förhandlingsområden,

II. Samarbetet begränsas till en mindre grupp av länder med likartade intressen där kompensationer inte behövs

III. Ett nationellt handelssystem inrättas i Sverige, som sedan succesivt utvidgas genom riktade kompensationer och/eller koppling mellan olika förhandlingsområden vid behov.

Dessa tre alternativ utvecklas i Tabell 14.2, som bygger på övergripande kompromisser mellan *effektivitetsvinster* och *praktisk genomförbarhet*.

Alternativ I prioriterar inkludering genom expansion av gemensamma win-sets. Resursstarka länder som förväntar sig stora nettofördelar av minskad övergödning kan finansiera minskade utsläpp i andra länder där marginalkostnaderna är jämförelsevis låga, och ändå sammantaget vinna på samarbetet. Även om detta alternativ är komplicerat, skapar det störst potentiella effektivitetsvinster. Genom att inkludera alla länder minskar risken för ”läckage” av utsläpp från länder som väljer att inte delta. Detta alternativ är emellertid komplicerat (kommer sannolikt att kräva betydande bidrag från de länder som kan dra nytta av deltagandet) och riskerar att aldrig komma i gång på grund av utmaningar i förhandlingarna med så många aktörer, med sinsemellan olikartade intressen.

Alternativ II utgör den enklaste vägen framåt ur ett praktiskt genomförbarhetsperspektiv, eftersom den omfattar ett begränsat antal länder med liknande intressen och därför inte kräver kompensationer (till exempel Sverige-Finland). Detta ger möjlighet att successivt hantera utmaningar i ett handelssystem för näringsbelastning, innan det utvidgas i ett senare skede. En nackdel är emellertid att likartade marginalkostnader för utsläppsminskning innebär att effektivitetsvinsterna sannolikt blir begränsade.

Alternativ III bygger på en strategi för gradvis utvidgning som först inriktas på ett nationellt handelssystem i Sverige, för att sedan utvidgas till länder med starka incitament att samarbeta och slutligen till länder med låga marginalkostnader för utsläppsminskning (kräver sannolikt kompensationer eller koppling av förhandlingsområden). En viktig komponent i detta alternativ är att bygga upp förtroende och acceptans från länder som inledningsvis är skeptiska till ett handelssystem, men som kan komma att ansluta sig om de övertygas om systemets fördelar. Ett annat möjligt mål skulle kunna vara att testa ett pilotprojekt med kompensationer och/eller kopplingar av förhandlingsområden, för att kunna dra lärdomar om ett eventuellt kommande, mer inkluderande, handelssystem.

Tabell 14.2 Möjliga vägar framåt, baserat på analyser av ländernas incitament och win-set

Attribut	Alternativ I: Alla länder deltar	Alternativ II: Mindre grupp av länder	Alternativ III: Gradvis utvidgning
Fokus	Effektivitetsvinster	Praktisk genomförbarhet	Kompromiss mellan genomförbarhet och effektivitet
Motivering	Fokusera på att uppnå de främsta fördelarna med ett handelssystem: Övergripande kostnadseffektivitet	Fokusera på det som är möjligt idag, samtidigt som vissa effektivitetsvinster kan uppnås	Fokusera på successiv inlärning genom att börja i det jämförelsevis enkla, för att sedan bredda och fördjupa systemet
Gruppens initiala storlek och sammansättning	Stor (SE, FI, DE, DK, EE, LV, LT, PL, RU)	Liten (t.ex. SE, FI)	Gradvis utvidgning (SE först, följt av FI och senare LT och/eller PL)
Tidshorisont	Bjud in alla länder från start och hantera utmaningar parallellt	Ta det långsamt – Bjud in likartade länder, visa upp systemet för att locka intresse, sikta på en senare utvidgning	Bygg upp förtroende och acceptans före expansion. Expansionshastighet svår att bestämma i förväg
Kostnad	Hög: Länder med starka incitament att samarbeta måste täcka kostnader för riktade kompensationer och/eller sammankoppling av förhandlingsområden	Låg: Inget behov av riktade kompensationer och/eller sammankoppling av förhandlingsområden	Medium: Tidskrävande att bygga upp förtroende för ett stabilt deltagande. Riktade kompensationer och/eller sammankoppling av förhandlingsområden kan komma att krävas
Fördelar	Stora: Kan potentiellt leda till betydande effektivitetsvinster	Begränsade: Att utesluta länder med låga kostnader för att minska kostnaderna innebär låga effektivitetsvinster	Medium: Utvidgningen ka n ge fördelar men måste genomföras i successiva steg.
Risk	Hög: Risk att misslyckas om länder vägrar att gå med; hög risk för snålskjuts	Låg: Kan vara funktionell, men leder inte till full kostnadseffektivitet	Medium: Riktade kompensationer och/eller sammankoppling av förhandlingsområden kan komma att misslyckas

Den analys som redovisats i detta avsnitt pekar mot att ett förstärkt samarbete om minskning av näringsföroreningar, inklusive ett handelssystem för näringsbelastning, är möjligt, men sannolikt kommer att kräva riktade kompensationer och/eller sammankoppling av förhandlingsområden. Samarbetet kommer sannolikt att begränsas till en mindre av länder, åtminstone på kort sikt.

Den mest rimliga vägen framåt är troligen att Sverige först utvecklar ett nationellt handelssystem och sedan bjuder in Finland till bilateralt samarbete om tillhandahållande av kompensationer till Polen och/eller Litauen. Sverige och Finland har starka och likartade incitament att bidra till ett utvidgat system. Dessutom kan båda länderna dra nytta av effektivitetsvinster från insatser i Polen och/eller Litauen. Genom att inkludera Polen kan de ekonomiska och miljömässiga fördelarna med ett framtida handelssystem bli stora, med tanke på landets storlek och nuvarande bidrag till övergödning. Å andra sidan kan Litauen, med sin relativt större vilja att betala för miljöförbättringar, vara mer intresserade att ingå i ett handelssystem utan större kompensationer. En annan möjlighet med stora potentiella

effektivitetsvinster skulle vara att bjuda in Ryssland, men det faktum att landet inte är medlem i EU skapar sannolikt betydande utmaningar.

15 SLUTSATSER – NUVARANDE STYRMEDEL OCH HANDELSSYSTEMETS MÖJLIGA ROLL

I detta kapitel sammanfattas möjligheterna till att införa ett handelssystem med tanke på de utmaningar som är förknippade med befintliga styrmedel och de olika ländernas incitament för framtida samarbete.

15.1 NUVARANDE STYRMEDEL

Föroreningsnivåerna gör Östersjön till ett av de mest förorenade och känsliga innanhaven. För att ta itu med övergödningsproblematiken pågår samarbete mellan länderna, de har enats om gemensamma mål och upprättat nationella/regionala strategier. I aktionsplanen för Östersjön fastställs mål för minskningar av näringsbelastningen, med det övergripande målet att uppnå god ekologisk status i Östersjön. I ramdirektivet för vatten och havsmiljödirektivet fastställs dessutom höga krav på vattenkvaliteten i inlandsvatten, övergångs- och kustvatten samt marina vatten i EU-länderna. Som svar på detta har alla EU-länder utvecklat strategier samt tagit fram förvaltningsplaner och åtgärdsprogram för att uppnå de gemensamma målen.

De nio kustländerna runt Östersjön adresserar övergödningen i sina nationella miljöstrategier (även om Rysslands nationella strategi för att förbättra statusen i landets vattenförekomster inte nämner Östersjön). Danmark och Sverige har särskilda mål för att uppnå en vattenkvalitet som är opåverkad av övergödning. Därutöver har de nio länderna som mål att öka jordbrukets konkurrenskraft och alla utom Ryssland tar uttryckligen upp att detta kan strida mot miljömål genom att notera vikten av att minska förlusterna av näringsämnen från jordbruket.

De nio länderna har infört olika kategorier av styrmedel för att hantera problematiken, med en tendens till användning av subventioner och administrativa styrmedel i jordbrukssektorn och användning av administrativa styrmedel i avloppssektorn. Den omfattande användningen av regleringar beror troligen på en lång tradition av att använda administrativa styrmedel för att nå miljömål, medan användningen av jordbruksstöd huvudsakligen är en följd av miljöstödet för jordbruket inom EU:s gemensamma jordbrukspolitik. Informationsstyrmedlen verkar något vanligare bland de relativt rikare länderna, vilket kan bero på att de har strängare krav eller på att acceptansen kan vara större för informationsstyrmedel. Fem länder beskattar utsläpp av näringsämnen i avloppsvatten, men användningen av skatter och avgifter inom jordbruket är mer begränsad och tenderar vara beroende av att beskatta insatsvaror (till exempel den danska fosforskatten på djurfoder). Trots en mängd alternativa angreppssätt, förlitar sig få länder på ekonomiska styrmedel och ingen använder marknadsbaserade styrmedel. Kartläggningen av de nuvarande styrmedlen tyder således på att länderna inte använder alla ”verktyg i verktygslådan”.

15.2 UTMANINGAR MED BEFINTLIGA STYRMEDEL

De nuvarande styrmedlen är sannolikt otillräckliga för att nå vattenkvalitetsmålen. Resultaten från utvärderingen av aktionsplanen för Östersjön tyder på att befintliga styrmedel och samarbetet inte har varit tillräckliga. Kort sagt, Helcom har medgett att många av de mål

för vattenkvalitet som sattes för 2021 inte kommer att uppfyllas. Vår analys och datainsamling tyder på att ”mindre justeringar” av befintliga styrmedel sannolikt är otillräckliga.

Den omfattande användningen av administrativa styrmedel tyder på att genomförandet är mer kostsamt än nödvändigt. Hanteringen av subventioner och långa processer för att förnya miljötillstånd är en stark bidragande orsak till höga transaktionskostnader. Dessutom tenderar jordbruksstöd till åtgärder som syftar till att minska näringsbelastningen att inte ta hänsyn till var sådana åtgärder ger störst miljönytta, delvis på grund av att den information som krävs är kostsam att samla in. Dagens styrmedel ger dessutom en skev fördelning av kostnader och fördelar mellan enskilda aktörer och mellan länder, vilket skulle kunna hanteras genom ett framtida handelssystem.

Vissa hävdar att befintliga styrmedel helt enkelt måste implementeras och kommuniceras mer effektivt. Många aktörer anser exempelvis att det inte finns något problem, vilket understryker behovet av effektiv kommunikation om orsakerna till övergödningen. Andra anser att frivilliga åtgärder bör göras bindande. Om man jämför skattenivåerna med kostnaderna för rening av avloppsvatten tyder det dessutom på att de låga nivåerna på fosforskatterna i Lettland och Litauen inte räcker för att öka minskningen, medan det motsatta gäller liknande skatter i Danmark, Estland och Tyskland.

Det har också antytts att problemet ligger i organiseringen av miljömyndigheterna, eller i den politiska viljan, snarare än på befintliga styrmedel (eller bristen på sådana). Till exempel har en utredning föreslagit en omorganisation av det delade ansvaret i den svenska vattenförvaltningen för att hantera övergödningen och bättre matcha befintliga institutionella strukturer. I vissa fall saknas det politiskt stöd för att förbättra kontrollen av vattenföroreningar och ibland saknas studier för att avgöra om styrmedel är effektiva.

Den senaste utvärderingen av de svenska miljömålen drar slutsatsen att målet ingen övergödning inte kommer att nås och detta på grund av *både* ett genomförandegap *och* ett åtgärdsgap. När det gäller styrmedel beskattar endast fem av Östersjöländerna näringsföroreningar från punktkällor. Dessutom ifrågasätter både informanterna i intervjuerna och den tidigare forskningen effektiviteten i de nuvarande skatterna – inte bara skillnaden i skattenivå mellan länderna (se ovan), utan också det faktum att de inte är kostnadseffektiva eftersom de inte behandlar punktkällor och diffusa källor lika.

Införande av ett handelssystem för näringsbelastning är inte den enda möjligheten att ta itu med några av de utmaningar som vi identifierat med de nuvarande styrmedlen. Som redan nämnts kan införande alternativt en höjning av skatterna på utsläpp av näringsämnen förbättra effektiviteten och kostnadseffektiviteten, liksom ge en likabehandling av punktkällor och diffusa källor. Ett annat alternativ skulle kunna vara att göra om nuvarande subventioner till jordbrukare genom att basera betalningarna på resultat snarare än på kostnader, och på så sätt ge incitament till val av åtgärder med bättre miljönytta. Eftersom resultatbaserade ersättningar behöver baseras på biofysisk modellering utgör varje erfarenhet av resultatbaserade ersättningar, även pilottest, viktiga bidrag till att utveckla ett framtida handelssystem för näringsbelastning.

15.3 LÄNDERNAS INCITAMENT ATT DELTA I ETT HANDELSSYSTEM

Samarbete om minskade föroreningar kommer sannolikt att leda till nettofördelar på aggregerad nivå, men för att ett handelssystem ska vara stabilt måste alla deltagande länder förvänta sig nettofördelar. De nio Östersjöländerna har olika nationella intressen och därmed

olika incitament att samarbeta i ett handelssystem för näringsbelastning. Vi har kartlagt nio faktorer som påverkar incitamenten, däribland miljöaspekter (t.ex. allmänhetens stöd för att minska utsläppen), ekonomiska aspekter (ett lands ekonomiska beroende av Östersjön som resurs) och andra (t.ex. konkurrens mellan miljömål och andra politiska mål). Analysen av dessa faktorer tyder på att två grupper av länder kan identifieras – de relativt rikare länderna (DK, FI, DE, SE) och de mindre rika länderna (LV, LT, PL, RU, EE), där den förstnämnda gruppen visar en högre betalningsvilja för nya initiativ för att minska övergödningen eftersom de har mer resurser tillgängliga för att minska utsläppen av näringsämnen och kan bättre kompensera landets jordbrukare.

Ett fullständigt samarbete mellan alla nio länder är osannolikt enligt analysen av potentiella ”win-sets”, som antyder att kompensation eller sammankopplingar av förhandlingsområden kommer att behövas för att utvidga koalitionen. Ett mer begränsat samarbete mellan de relativt rikare länderna med starka incitament för att minska övergödningen av Östersjön skulle förmodligen vara lättare att etablera, men det skulle leda till relativt små effektivitetsvinster (dvs. när marginalkostnaderna för utsläppsminskningar i olika länder är likartade leder det bara till små vinster från handeln).

En föreslagen väg framåt som kallas ”gradvis utvidgning” skulle därför kunna vara lovande. Denna väg skulle först inriktas på att införa ett nationellt handelssystem i Sverige, för att sedan utvidgas till länder med starka incitament att samarbeta och slutligen till länder med låga marginalkostnader för utsläppsminskning. Exempel kan Sverige bjuda in Finland till bilateralt samarbete om tillhandahållande av kompensationer till Polen och/eller Litauen (en annan möjlighet skulle kunna vara att bjuda in Ryssland, men detta skulle vara mer utmanande eftersom Ryssland inte är en EU-medlem).

15.4 ROLLEN FÖR ETT HANDELSSYSTEM

Översynen och utvärderingen av befintliga styrmedel tyder på en möjlig roll för ett framtida handelssystem. Med tanke på att få länder för närvarande är beroende av ekonomiska styrmedel, och att vissa av de nuvarande utmaningarna teoretiskt sett kan hanteras genom ett ”marknadsbaserat” handelssystem, kan denna typ av system spela en viktig roll. Fördelarna med ett handelssystem är att (1) de totala kostnaderna för åtgärderna sannolikt kommer att minska (2) finansieringen av åtgärderna kommer sannolikt att flyttas från offentliga till privata aktörer, (3) negativa fördelningseffekter kan hanteras genom mekanismer för kostnadsdelning och (4) transaktionskostnaderna kommer sannolikt att minska på lång sikt (även om de ökar något inledningsvis). Ett viktigt bidrag är att resurser kan användas mer kostnadseffektivt genom ett handelssystem, eftersom administrativa resurser kommer att frigöras för användning inom områden som för närvarande är underfinansierade.

Det är viktigt att notera att inte alla utmaningar med de befintliga styrmedlen kan hanteras genom ett handelssystem (eller något annat ekonomiskt styrmedel). Till exempel kommer potentiellt betungande rapporteringskrav att kvarstå eftersom denna information behövs oavsett vilket styrmedel som används. Ett lands organisatoriska utmaningar kan inte heller lösas med ett handelssystem.

Även om vissa befintliga styrmedel kan integreras med ett framtida handelssystem – i vissa fall är de nödvändiga förutsättningar – kan andra styrmedel behöva ändras eller tas bort innan ett handelssystem införs. Ekonomiska styrmedel bör antingen tas bort eller göras om för att stödja

ett handelssystem för näringsbelastning. Skatter bör tas bort eller utformas så att de blir golv- och pristak för att kontrollera prisvolatiliteten på marknaden för belastningsrätter. Subventioner kan omorienteras för att stödja handelssystemets funktion genom att den offentliga sektorn kanaliserar betalningarna till åtgärder genom handelssystemet i syfte att minska risken för tunna marknader. Sannolikt kan inte de nuvarande kvantitetsbaserade administrativa styrmedlen tas bort på grund av bristande acceptans bland beslutsfattare. Det är dock relativt lätt att integrera kvantitetsbaserad reglering, förutsatt att utformningen av handelssystemet säkerställer att handelssystemet är bindande. Även om det kommer att behövas en mer detaljerad och omfattande analys av hur och om befintliga styrmedel ska integreras innan man går vidare, kan information och reglering genom miljötillstånd vara relativt lättare att integrera än de ekonomiska styrmedlen.

Det finns flera utmaningar och risker vid införandet av ett handelssystem, inte minst den pedagogiska utmaningen att förklara nyttorna och syftet för potentiella deltagare som kan vara skeptiska. Intervjuerna ger skäl för att tro att införandet av en marknad utgör en kommunikationsutmaning, eftersom det kräver ett enkelt och lättbegripligt språk för att motverka desinformation och missuppfattningar om marknadsbaserade styrmedel.

DEL C: RÄTTSLIG RAM

I del C granskas den rättsliga ram som kommer att påverka utformningen av handelssystemet, såsom internationella konventioner, vattendirektivet och havsmiljödirektivet m.m.

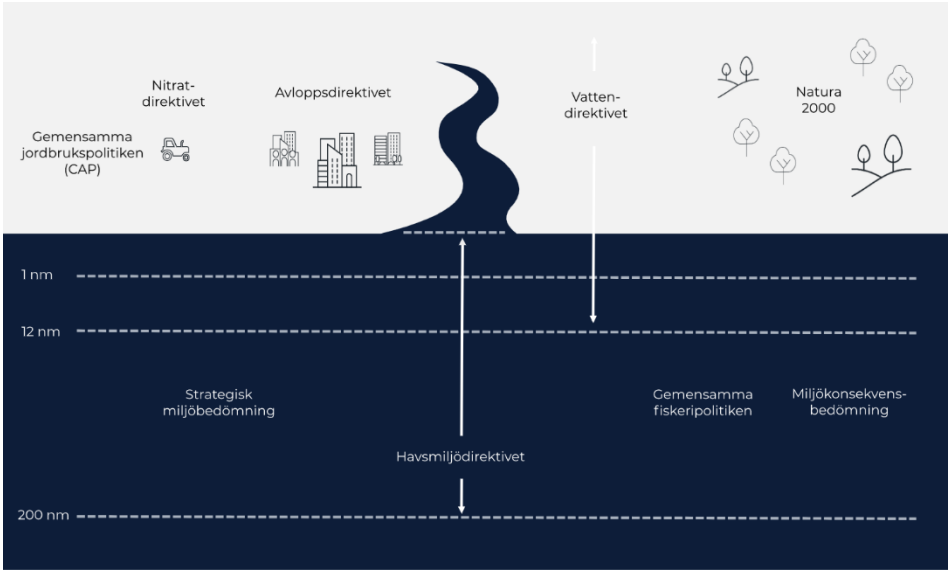
- **I kapitel 16** beskrivs miljöpolitiken i Östersjöområdet.
- **I kapitel 17** presenteras EU:s och medlemsstaternas befogenheter att lagstifta och frågan om lagkonflikter.
- **I kapitel 18** beskrivs EU:s rättsliga befogenheter att förhandla om och ingå internationella avtal.
- **Kapitel 19** presenterar Helcom.
- **I kapitel 20** presenteras och analyseras vattendirektivet.
- **I kapitel 21** presenteras och analyseras havsmiljödirektivet.

16 MILJÖPOLITIK OCH ÖSTERSJÖN

Miljöpolitiken är en betydande fråga för offentliga myndigheter och alla sektorer i ekonomin idag. Det är också ett ämne som oroar allmänheten, eftersom det direkt påverkar samhällets hälsa och välfärd. Sedan 1970-talet har miljöproblemen resulterat i en rad EU-initiativ som inneburit att miljön blivit ett viktigt politikområde för EU. Detta har lett till en stor mängd rättsakter och domstolsbeslut inom miljöområdet.

Alla länder runt Östersjön, utom Ryssland, är EU-medlemmar, vilket innebär att EU: s lagstiftning och skyldigheter måste beaktas. EU:s lagstiftning för att skydda den marina miljön har genomförts på många områden. I synnerhet genom vattendirektivet, som bl.a. behandlar tillförsel av näringsämnen och kemikalier till vatten, och havsmiljödirektivet (MSFD). Havsmiljödirektivet fokus är att skydda marin miljön och naturresurser samt skapa en ram för hållbar användning av våra marina vatten. Figur 16.1 presenterar en del av lagstiftningen och de verktyg som kan användas för att hantera problemet med övergödning i ett visst geografiskt område

Figur 16.1 Geografisk räckvidd och befogenheter bland vissa exempel på EU-lagstiftning.



Källa: (Boyes, et al., 2016).

EU:s strategi för Östersjöregionen omfattar en rad frågor, bland annat välstånd, säkerhet och tillgänglighet, men framför allt att återställa god ekologisk status i Östersjön. Miljöåtgärderna stödjer direkt det arbete som sker inom Helcom för att uppnå detta. Åtgärder för hållbart jordbruk och fiske, sjösäkerhet och Östersjöforskning är nära knutna till Helcom.

År 2007 antogs Helcoms aktionsplan för Östersjön (Helcom, 2007), med fyra prioriterade områden:

- Östersjön ska inte påverkas av övergödning
- Östersjön ska inte störas av farliga ämnen
- Östersjön ska uppnå en gynnsam status när det gäller biologisk mångfald
- Aktionsplanen skall stödja miljövänlig sjöfartsverksamhet

Det finns dock ett antal utmaningar på olika förvaltningsnivåer, inklusive (Wulff, et al., 2007):

- skillnader mellan kustländer när det gäller miljöförhållanden och miljömedvetenhet
- policys på olika nivåer som överlappar varandra
- brist på tillräcklig spatial och tidsmässig specificering av olika policys
- brist på politisk integration

De historiskt rotade skillnaderna mellan länderna i Östersjöregionen, de socioekonomiska faktorerna och förmågan att anpassa olika åtgärder är en utmaning för en effektiv styrning av Östersjöregionen och för att minska övergödningen.

17 BEFOGENHETER INOM EUROPEISKA UNIONEN

EU:s befogenheter (även kallad kompetens) regleras av Europeiska unionens fördrag (principen om tilldelade befogenheter), som i detta sammanhang omfattar alla områden där EU kan föreslå ny lagstiftning eller fatta beslut.

Enligt denna princip får EU endast agera inom gränserna för de befogenheter som har tilldelats dem i fördragen och för att nå de mål som anges där. De befogenheter som inte tilldelats EU förblir hos medlemsstaterna. Lissabonfördraget klargör uppdelningen av befogenheter mellan EU och medlemsstaterna och omfattar tre huvudkategorier: Exklusiva befogenheter, delade befogenheter och stödjande befogenheter.

17.1.1 Exklusiva befogenheter

Enligt artikel 3 i EUF-fördraget (fördraget om Europeiska unionens funktionssätt) omfattar den exklusiva befogenheten områden där EU ensamt kan lagstifta och anta bindande rättsakter (Europeiska revisionsrätten, 2016). I dessa fall kan EU-länderna själva implementera rättsakter under delegerad befogenhet från EU. EU har exklusiv befogenhet på följande områden: Tullunionen, fastställande av regler för konkurrens som är nödvändiga för att den inre marknadens funktion, monetär politik för länderna i euroområdet, bevarande av marina biologiska resurser inom ramen för den gemensamma fiskeripolitiken, gemensam handelspolitik, ingående av internationella avtal enligt vissa villkor.

17.1.2 Delade befogenheter

Enligt artikel 4 i EUF-fördraget är delade befogenheter det som EU och EU-länderna kan lagstifta om och anta rättsligt bindande akter om. EU-länderna utövar egen befogenhet när EU inte utövar, eller har beslutat att inte utöva, sin egen befogenhet. Delad befogenhet mellan EU och EU-länderna gäller på följande områden: Inre marknaden, socialpolitik, men endast för de aspekter som särskilt definieras i fördraget, ekonomisk, social och territoriell sammanhållning (regionalpolitik), jordbruk och fiske (utom bevarande av marina biologiska resurser), miljö, konsumentskydd, transport, transeuropeiska nät, energi, området med frihet, säkerhet och rättvisa, gemensamma frågor om säkerheten på folkhälsoområdet (begränsade till de aspekter som definieras i EUF-fördraget), forskning, teknisk utveckling, rymden, utvecklingssamarbete och humanitärt bistånd.

17.1.3 Stödjande befogenheter

Enligt artikel 6 i EUF-fördraget avses stödjande befogenheter när kan EU endast vidta åtgärder för att stödja, samordna eller komplettera EU-ländernas insatser. Rättsligt bindande EU-

akter kan inte kräva harmonisering av EU-ländernas lagar och förordningar. Stödjande befogenheter avser följande politikområden: Skydd och förbättring av människors hälsa, industri, kultur, turism, utbildning, yrkesutbildning, ungdom och idrott, räddningstjänst, administrativt samarbete.

17.1.4 Särskilda institutionella aspekter

EU kan också vidta åtgärder för att se till att EU-länderna samordnar sin ekonomiska, sociala och sysselsättningsrelaterade politik på EU-nivå.

EU:s gemensamma utrikes- och säkerhetspolitik kännetecknas av särskilda institutionella inslag, såsom Europeiska kommissionens och Europaparlamentets begränsade deltagande i beslutsprocessen och att de är uteslutna från all lagstiftningsverksamhet. Denna politik definieras och genomförs av Europeiska rådet (bestående av stats- och regeringscheferna i EU-länderna) och av rådet (bestående av en företrädare för varje EU-land på ministernivå). Europeiska rådets ordförande och unionens höga representant för utrikes- och säkerhetspolitik företräder EU i frågor som rör den gemensamma utrikes- och säkerhetspolitiken.

Utövandet av EU:s befogenheter omfattas av två grundläggande principer som fastställs i artikel 5 i EUF-fördraget:

- **Proportionalitet:** Innehållet i och omfattningen av EU:s åtgärder får inte gå utöver vad som är nödvändigt för att uppnå målen i fördragen.
- **Subsidiaritet:** På de områden där EU inte har exklusiv befogenhet får EU vidta en åtgärd endast om – och i den mån som – målen för den planerade åtgärden inte i tillräcklig utsträckning kan uppnås av EU-länderna och därför bättre kan uppnås på EU-nivå.

17.2 KAN EN MEDLEMSSTAT FÖRESLÅ KONKURRERANDE LAGSTIFTNING?

I artikel 4 i EUF-fördraget visas de rättsliga begränsningar hos medlemsstaterna och hur stora de är beror på djupet i EU:s engagemang inom området. Detta kan iakttas i mål C-129/96 *Vallonie, Rec.* 1997, s. 7411, punkt 45, som förbjuder medlemsstaterna att ”vidta åtgärder som kan äventyra det resultat som föreskrivs” i direktivet. Det har påpekats att en konflikt med nationell lagstiftning endast kan uppstå efter en viss tidpunkt, dvs. i slutet av perioden för införlivande och vid utövande av gemenskapens befogenhet. Eftersom det inte finns några rättsakter som väntar på att antas av medlemsstaterna eller pågående lagstiftningsarbete i rådet gällande näringsämnen, bör det inte vara ett problem att införa ett framtida handelssystem för näringsbelastning. En nationell författning kan dock inte strida mot en EU-rättsakt, vilket innebär att ett framtida handelssystem måste vara i linje med EU :s regelverk och rättspraxis.

18 INTERNATIONELLA AVTAL

I följande artiklar fastställs EU:s rättsliga befogenheter att förhandla om och ingå internationella avtal samt dess befogenhet, vare sig den är exklusiv eller delad, att ingå sådana avtal: Artikel 3 i fördraget om Europeiska unionens funktionssätt (EUF-fördraget), artikel 4 i EUF-fördraget, artikel 207 i EUF-fördraget och artikel 216 i EUF-fördraget.

Internationella avtal med länder utanför EU eller med internationella organisationer är en integrerad del av EU:s lagstiftning. Dessa avtal är skilda från primärrätten och sekundärrätten och utgör en form av *sui generis*. Enligt vissa domar från Europeiska unionens domstol (CJEU) kan de ha direkt effekt och i den rättsliga hierarkin kommer de före sekundärrätten, vilket ställer krav på anpassning.

Internationella avtal är fördrag enligt allmän internationell rätt och skapar rättigheter och skyldigheter för de avtalsslutande parterna. Till skillnad från unilaterala rättsakter är konventioner och avtal inte resultatet av lagstiftningsförfarande eller en institutions vilja. I artikel 216 i EUF-fördraget nämns de fall där EU har rätt att ingå sådana avtal. Efter att ha förhandlats och undertecknats, och beroende på det aktuella ämnet, kan avtalet kräva ratificering genom sekundärrätten.

Internationella avtal måste tillämpas konsekvent i hela EU. De har en rättsverkan som är överordnad sekundärrätten, vilket ställer krav på en anpassning av den.

EU är en juridisk person och därför också ett internationellt rättssubjekt som kan förhandla och ingå internationella avtal för egen räkning. Det innebär att EU har befogenheter inom de områden som EU tilldelats genom fördragen. Fördelningen av befogenheter mellan EU och EU-länderna gäller också på internationell nivå. När EU förhandlar om och sluter ett internationellt avtal har EU antingen exklusiv befogenhet eller befogenhet som delas med EU-länderna.

När EU har exklusiv befogenhet har EU ensam behörighet att förhandla om och ingå avtal. I artikel 3 i EUF-fördraget anges de områden där EU har exklusiv befogenhet att ingå internationella avtal, inklusive handelsavtal.

Om EU:s befogenhet delas med medlemsstaterna förhandlas och ingås avtalet både av EU och av medlemsstaterna. Det är därför ett blandat avtal som EU-länderna måste ge sitt samtycke till. Blandade avtal kan också kräva att en EU-rättsakt antas för att fördela skyldigheterna mellan EU-länderna och EU. I artikel 4 i EUF-fördraget anges vilka befogenheter som delas. 1992 års konvention om skydd av Östersjöområdets marina miljö (Helsingforskonventionen reviderades 1992) är ett exempel på ett blandat avtal.

19 HELCOM

Helsingforskonventionen, Helcom, undertecknades den 9 april 1992 och trädde i kraft den 17 januari 2000. Syftet med konventionen är att upprätta ett ramverk för regionalt samarbete i Östersjön för att minska och förebygga föroreningar i regionen och främja återställandet av Östersjöns marina miljö och bevara dess ekologiska balans. I enlighet med försiktighetsprincipen och principerna om att ”förorenaren betalar” (polluters pays principle) samt hållbar förvaltning enades parterna om att anta rättsliga, administrativa eller andra relevanta åtgärder för att uppnå dessa mål.

Konventionen om skydd av den marina miljön i Östersjöområdet (Helsingforskonventionen som reviderad 1992) ingicks på gemenskapens vägnar genom rådets beslut av den 21 februari 1994., EGT L 73, 16.3.1994, s. 19. Konventionen offentliggjordes i EGT L 73, 16.3.1994, s. 20, den 16 mars 1994. Den rättsliga grunden var artikel 130r i fördraget och befogenheten är blandad.

Den internationella organisation som inrättades genom fördraget kallas för Helsingforskommissionen och förvaltningsorganet benämns Baltic Marine Environment Protection Commission (Kommissionen för skydd av Östersjöns marina miljö) – men Helcom eller Helsingforskommissionen är det namn som används i störst utsträckning (artikel 19). Helcom är en mellanstatlig organisation bestående av tio avtalsslutande parter: Danmark, Estland, Europeiska unionen, Finland, Tyskland, Lettland, Litauen, Polen, Ryssland och Sverige.

Helcom omfattar hela Östersjöområdet, inklusive inre vatten, vattenförekomster och havsbotten. Åtgärder ska också vidtas i hela Östersjöns avrinningsområde för att minska föroreningar från landbaserade källor.

Baltic Sea Action Plan (BSAP), den gemensamma aktionsplanenen för Östersjöns miljö, som antogs 2007, är ett regionalt åtgärdsprogram för en sund marin miljö. BSAP stöds vidare av systemet för minskning av näringstillförsel inom Helcom, ett regionalt angreppssätt för att dela på bördan av näringsminskningar som behövs för att uppnå BSAP-målet ”Östersjön påverkas inte av övergödning”. Det finns två huvudkomponenter i systemet för att tillförseln av näringsämnen ska minska:

- Maximalt tillåten näringstillförsel (maximum allowable inputs - MAI), vilket anger den maximala nivån av tillförsel av vatten- och luftburet kväve och fosfor till Östersjöns delbassänger som kan tillåtas samtidigt som målen att Östersjön inte ska påverkas av övergödning fortfarande uppfylls,
- Landspecifika minskningsmål (country-allocated reduction targets - CART), som anger hur stor minskning av näringstillförsel som varje Helcom-land behöver bidra med, i relation till en referensperiod (1997–2003).

Även om BSAP:s övergripande mål i dagsläget är att uppnå en god miljöstatus i Östersjön senast 2021, så kommer det målet inte att nås. BSAP-målen har dock lett till en minskning av näringstillförseln till havet, vilket har lett till förbättrad biologisk mångfald och en minskning av antalet incidenter och utsläpp som påverkar Östersjöns miljöstatus. Under 2018 beslutade Helcom-ministrarna därför att uppdatera aktionsplanen senast i slutet av 2021, vilket innebär att det finns en möjlighet att anpassa målen och att andra utmaningar som inte har tagits hänsyn till tidigare nu kan tas i beaktning.

Inför uppdateringen av BSAP 2021 är det nuvarande förslaget att miljökvalitetsnormerna, målen och nivåerna för den maximalt tillåtna näringstillförseln förblir desamma som i den nuvarande planen, men de landspecifika minskningsmålen kommer att bytas ut mot utsläppstak (Nutrient Input Ceilings – NIC) för alla länder. Detta görs för att åtgärda det återkommande problemet med att jämföra minskningen av näringsämnen över tiden, inklusive behovet av att ha en stabil utgångspunkt för jämförelsen. Befintliga baslinjer ändras allt eftersom nya data och modeller generar nya resultat. Genom att i stället förlita sig på utsläppstak för näringsämnen skulle fokus ligga på maxgränser för hur många länder som får släppa ut, oavsett vilken basnivå som jämförs med (Baltic Marine Environment Protection Commission, representerad av Tyskland, 2020), (Östersjöcentrum, 2020).

19.1 KONSEKVENSER AV DELAD BEHÖRIGHET NÄR DET GÄLLER FÖRSLAG OM KONVENTIONEN OM SKYDD AV ÖSTERSJÖOMRÅDETS MARINA MILJÖ, 1992

Eftersom befogenheten inom Helcom delas mellan EU-länderna och då det finns en intern EU-rättsakt som antar konventionen, är EU-länderna skyldiga att överväga sina möjligheter att agera självständigt när det gäller konventionen. I målet *Europeiska kommissionen mot Konungariket Sverige*, fördragöverträdelse av artiklarna 10 i EG-fördraget och 300.1 (ECJ, 2010), uppgav generaladvokaten att varken medlemsstaterna eller EU kan hindra den andra från att uppnå en högre miljöskyddsnivå, eftersom den fördelning av befogenheter som fördraget tillämpar gynnar åtgärder. Generaladvokaten motiverade att både Europeiska gemenskapens regelverk som Kommissionen grundar sig på (Förordning nr 850/2004, förordningen om långlivade organiska föroreningar och direktiv 76/769 om vissa lagar och andra författningar om begränsning av användning och utsläppande på marknaden av vissa farliga ämnen och preparat (beredningar)), liksom Sveriges anslutning till konventionen, grundar sig på avdelning XIX-Miljö i EG-fördraget (artiklarna 174 EG-176 i EG-fördraget). Följaktligen bör gemenskapens rättsliga ramverk för frågan förstås som miniminormer, vilket inte förhindrar medlemsstaterna från att vidta ytterligare, mer stränga, åtgärder. Då detta ramverk vid den tidpunkten inte omfattade perfluoroktansulfonat (PFOS), ämnet i fråga, kunde inte gemenskapen erhållit en exklusiv befogenhet i sin förordning.

När det gäller blandade avtal har dock Europeiska unionens domstol (EU-domstolen) förklarat att en medlemsstat är skyldig att informera och samråda med gemenskapens institutioner innan enskilda åtgärder vidtas (mål C-459/03 *Kommissionen mot Irland* [2006] REG i-4635, punkt 179). Om uppfyllandet av denna skyldighet leder till en beslutsprocess inom gemenskapen, eller integreras i en pågående process, bör följden bli att medlemsstaten deltar fullt ut och med goda avsikter i en sådan process.

Konsekvenserna av skyldigheten att samarbeta lojalt (eller genuint) är två: För det första att medlemsstaterna samarbetar med EU:s beslutsprocess, och för det andra att de avstår från att vidta enskilda åtgärder, åtminstone under en rimlig tidsperiod, tills processen har avslutats.

Domen *Europeiska kommissionen mot Konungariket Sveriges* uppgav att det är nödvändigt att säkerställa ett nära samarbete mellan medlemsstaterna och EU-institutionerna. Domstolen konstaterade att på alla de områden som motsvarar målen i fördraget, kräver artikel 10 medlemsstaterna att underlätta genomförandet av gemenskapens åtaganden och att avstå från alla åtgärder som kan äventyra uppnåendet av målen i fördraget (Yttrande 1/03 [2006] ECR i-1145, Punkt 119 och mål C-459/03 kommissionen mot Irland [2006] REG i-4635, punkt 174).

Domstolen anser att skyldigheten att samarbeta är allmän, vilket innebär att samarbetet inte är beroende av huruvida EU-befogenheten är exklusiv eller inte och inte heller medlemsstaternas rätt att göra åtaganden gentemot icke-medlemsstater (mål C-266/03 kommissionen mot Luxemburg, REG 2005, s. i-4805), Punkt 58 och mål C-433/03 kommissionen mot Tyskland [2005] REG i-6985, punkt 64).

Om det är uppenbart att ämnet för ett avtal eller en konvention delvis faller inom EU:s befogenhet och delvis inom dess medlemsstaters befogenhet, är det nödvändigt att säkerställa ett nära samarbete mellan medlemsstaterna och EU:s institutioner, både i förhandlingsprocessen och i avtalsslutandet samt i uppfyllandet av de

relevanta åtagandena. Skyldigheten att samarbeta härrör från kravet på enighet i EU:s internationella representation (Avgörande 1/78 (Rec. 1978, s. 2151, punkterna 34–36) (analogt med Euratomfördraget), Yttrande 2/91 (Rec. 1993, s. I-1061, punkt 36), yttrande 1/94 (Rec. 1994, s. i-5267, punkt 108, och mål C-25/94 Kommissionen mot Rådet, REG 1996, s. i-1469, punkt 48). Domstolen tog också upp frågan om att ett ensidigt förslag kan få konsekvenser för unionen (Klamert, 2014).

Slutsatsen är att alla förslag om ett handelssystem bör meddelas kommissionen för att för att vara förenlig med till EU:s beslutsprocess. Ett handelssystem som utvecklats genom ensidiga åtgärder kan bli svårt att administrera, samtidigt som det kan bli svårare att i ett senare skede expandera till andra länder i Östersjöregionen.

Havs- och vattenmyndigheten beskriver i en rapport att det befintliga åtgärdsprogrammet för vattenförvaltning, enligt ramdirektivet för vatten, innehåller åtgärder som minskar tillförseln att kväve och fosfor till Östersjön och därmed uppnår målen. Samma utredning framför att minskningen inte tillräcklig för att uppnå målen i BSAP. För att nå målen måste även åtgärder vidtas för att minska den interna belastningen (Havs- och vattenmyndigheten, 2015b). Eftersom det redan finns många åtgärder inom åtgärdsprogrammen som följer av ramdirektivet för vatten, uppstår en fråga om huruvida åtgärdsprogrammen kan ändras eller utvidgas till att omfatta ett handelssystem. Hur skulle till exempel ett handelssystem kunna påverka det faktum att övergödningsämnen redan regleras med befintliga styrmedel och regleringar för punktkällor? (Detta är inte nödvändigtvis ett stort problem om handeln sker med certifikat för minskningsåtgärder.) En annan fråga är hur ett handelssystem kan påverka befintliga subventioner, exempelvis program som betalar jordbrukare för att bygga våtmarker i syfte att absorbera näringsämnen. Ger statliga minskningsåtgärder också certifikat? Om certifikaten från de genomförda åtgärderna sedan upphandlas finns det risk att statliga medel för att köpa minskningar genom certifikat (exempelvis stöd till att anlägga våtmarker) betraktas som otillåtet statligt stöd. Detta eftersom det kan strida mot principen att företagen inte ska eller bör få ekonomiskt stöd för att uppfylla kraven i lagstiftningen.

20 EU:S RAMDIREKTIV FÖR VATTEN

I detta kapitel beskrivs några viktiga delar i ramdirektivet för vatten (vattendirektivet) som måste beaktas om ett handelssystem för näringsbelastning ska införas. Kapitlet innehåller även ett exempel på vattenförvaltningen i Sverige, en beskrivning av hur förhandsavgörandet från EU-domstolen, den s.k. Weserdomen påverkar vattenförvaltningen och behandlar frågan om kompensationsåtgärder. Slutligen förs en diskussion om viktiga överväganden vid utformningen av ett handelssystem för att säkerställa att det passar inom de rättsliga gränserna för ramdirektivet för vatten.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område, eller ramdirektivet för vatten, antogs 2000. I direktivet fastställs en ram för skydd av inlandsytvatten, vatten i övergångszon, kustvatten och grundvatten (artikel 1), där vattenförekomster skall förvaltas genom ett system för adaptiv vattenförvaltning som bygger på avrinningsområden. I denna rapport kommer vi bara att behandla ytvatten och inte grundvatten.

EU:s vattenpolitik ger en rättslig ram med gemensamma principer och en allmän ram för de åtgärder som används. En viktig del inom denna rättsliga ram är vattendirektivet. Detta direktiv syftar till att bevara och förbättra vattenmiljön i gemenskapen och målet avser först

och främst kvaliteten hos det berörda vattnet. Direktivet ska även bidra till en successiv minskning av utsläppen av farliga ämnen till vatten.

Miljömålen i artikel 4 i ramdirektivet för vatten har två huvudsakliga skyldigheter för EU:s medlemsstater: (1) att förhindra försämring av statusen för alla yt- och grundvattenförekomster inom unionen och (2) att skydda, förbättra och återställa alla vattenförekomster för att uppnå ”god vattenstatus” (för ytvatten fastställs ”god status” av ”god ekologisk status” och ”god kemisk status”).

Syftet är att uppnå god ytvattenstatus 15 år efter det att direktivet trätt i kraft (artikel 4.1 a ii), vilket betyder på att detta mål borde ha uppnåtts senast 2015. Det finns dock möjligheter att förlänga detta. De är begränsade till högst två ytterligare uppdateringar av förvaltningsplanen för avrinningsdistriktet (i Sverige benämnt Vattendistrikt) utom i fall där de naturliga förhållandena är sådana att målen inte kan nås inom denna period. Eftersom dessa förvaltningsplaner har en varaktighet på sex år måste målen uppfyllas senast 2027. Det finns inga fler möjligheter till förlängning enligt direktivet annat än när de naturliga förutsättningarna inte tillåter en snabb förbättring av vattenförekomsten.

Enligt artikel 258 i fördraget om Europeiska unionens funktionssätt (EUF-fördraget) har kommissionen i egenskap av fördragens väktare befogenhet att vidta rättsliga åtgärder mot en medlemsstat som inte fullgör sina skyldigheter enligt EU:s lagstiftning. Kommissionen kan t.ex. besluta att väcka talan mot medlemsstaten vid EU-domstolen. Om EU-domstolen meddelar en dom som går emot medlemsstaten måste medlemsstaten följa domen och vidta de åtgärder som krävs.

Ett exempel på detta är överträdelseförfarandet mot Tyskland avseende nitratdirektivet (rådets direktiv 91/676/EEG av den 12 december 1991). Nitratdirektivet syftar till att skydda vattenkvaliteten i hela Europa genom att förhindra att nitratföroreningar från jordbrukskällor påverkar mark- och ytvatten samt genom att främja användningen av bra brukningsmetoder. Medlemsstaterna måste övervaka sina vattenområden och identifiera vilka av dessa som drabbas av föroreningar samt införa åtgärdsprogram för att förebygga och minska föroreningar. Nitratdirektivet utgör en integrerad del av ramdirektivet för vatten (direktiv 2000/60/EG) och är ett av de viktigaste styrmedlen för skydd av vatten mot påverkan från jordbruket. Europeiska kommissionen väckte talan vid EU-domstolen för att Tyskland inte har vidtagit kraftfullare åtgärder för att bekämpa nitratföroreningar. De uppgifter som Tyskland lade fram 2012, liksom senare rapporter från tyska myndigheter, visade att nitratföroreningarna i grundvatten och ytvatten, inklusive Östersjön, förvärrades. Enligt kommissionen vidtog Tyskland inte tillräckliga åtgärder för att hantera nitratföroreningar och därmed följa EU:s regler om nitrater. Domstolen (mål C-543/16) fastställde 2018 att Tyskland genom att inte vidta kompletterande eller förstärkta åtgärder när det visade sig att de nuvarande åtgärderna var otillräckliga och genom att inte se över åtgärdsprogrammet inte uppfyllde sina skyldigheter enligt artikel 5.5 och 5.7 i nitratdirektivet. Om Tyskland inte följer detta beslut kan kommissionen inleda ett nytt överträdelseförfarande enligt artikel 260 i EUF-fördraget, genom endast en skriftlig varning innan ärendet återförvisas till domstolen.

Om kommissionen återförvisar ärendet till domstolen kan den föreslå att domstolen ålägger Tyskland ekonomiska påföljder som grundar sig på hur länge överträdelsen varat och hur allvarlig den är samt hur stor medlemsstaten är. Det finns två typer av påföljder:

1) Ett schablonbelopp som grundar sig på den tid som förflutit efter det ursprungliga domstolsbeslutet.

2) Vite som ska betalas för varje dag efter ett andra domstolsbeslut till dess att överträdelsen upphör.

20.1 DEFINITION AV VATTENFÖREKOMSTER

Allt ytvatten (inklusive floder, sjöar, flodmynningar och kustvatten) och grundvatten har delats upp i särskilda enheter som kallas vattenförekomster och är den grundläggande enhet som används vid uppföljningen och fastställande av miljökvalitetsnormer.

Målen i artikel 4 i vattendirektivet, benämnt i svensk lagstiftning som miljökvalitetsnorm, gäller en "ytvattenförekomst". En ytvattenförekomst definieras enligt direktivet som en avgränsad och betydande ytvattenförekomst som till exempel en sjö, ett magasin, en å, flod eller kanal, ett vatten i övergångszon eller en kustvattensträcka. För att definitionen skall kunna tillämpas krävs att ytvattnet i ett avrinningsområde delas upp i ”avgränsade och betydande element”. Ett avrinningsområde är landområde från vilket all ytvattenavrinning strömmar genom en sekvens av åar, floder och, möjligen, sjöar till havet vid ett enda flodutlopp, eller vid en enda flodmynning eller ett enda delta.

Enligt artikel 3.1 i ramdirektivet för vatten skall medlemsstaten identifiera enskilda avrinningsområden som ligger inom deras nationella territorium och skall hänföra dem till enskilda avrinningsdistrikt. Mindre avrinningsområden kan kombineras med större avrinningsområden eller förenas med angränsande mindre områden för att bilda enskilda avrinningsdistrikt där detta är lämpligt. Kustvatten skall identifieras och hänföras till det eller det närmaste eller lämpligaste avrinningsdistriktet eller distrikten. Ett avrinningsdistrikt är land- och havsområde som utgörs av ett eller flera angränsande avrinningsområden tillsammans med deras förbundna grund- och kustvatten, som enligt artikel 3.1 identifieras som huvudenheten för förvaltning av avrinningsområden. I Sverige benämns avrinningsdistrikten som vattendistrikt.

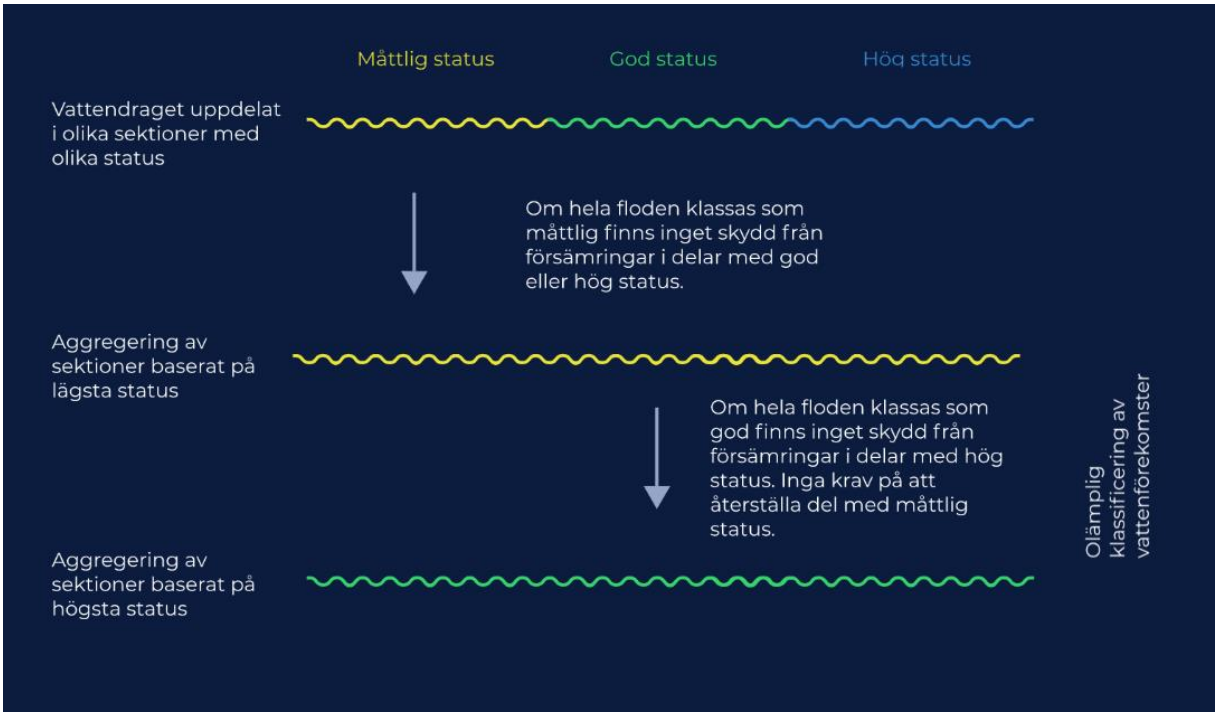
Ramdirektivet för vatten ger inte någon uttrycklig vägledning för att identifiera element som bör betraktas som ”avgränsade och betydande” och därmed ingen vägledning för att identifiera ”vattenförekomster”. Det anger till exempel inte hur man ska identifiera om en del av en flod, en ström eller en kanal utgör en ”avgränsande och betydande element”. ”Avgränsade och betydande” i definitionen av ”ytvattenförekomster” innebär dock att ”vattenförekomster” inte är godtyckliga delområden av avrinningsdistrikt. Varje vattenförekomst bör identifieras på grundval av vad som kan anses vara ”avgränsande och betydande” inom ramen för direktivets syften, mål och bestämmelser (Working group on water bodies, 2003). Syftet med avgränsningen av separata vattenförekomster är att möjliggöra en korrekt beskrivning av ytvattnets status genom en uppdelning i homogena och hanterbara enheter och slutligen för att nå miljökvalitetsnormerna (miljömålen) i artikel 4 i ramdirektivet för vatten (god status för alla vatten inom unionen).

En ytvattenförekomst identifieras först efter *kategori* som ”en avgränsad och betydande ytvattenförekomst som till exempel en sjö, ett magasin, en å, flod eller kanal, ett vatten i övergångszon eller en kustvattensträcka. (artikel 2.10). En ytvattenförekomst kan endast omfatta en kategori vattenförekomster, exempelvis ett vattendrag eller en sjö (vattendirektivet bilaga II 1.1 i). Detta innebär bland annat att det inte kan finnas både en flod och en sjö inom samma vattenförekomst. Om en flodsträcka omfattar en sjö halvvägs längs dess lopp så utgör floden uppströms, sjön samt floden nedströms olika vattenförekomster.

Om en viss sträckning av en flod kategoriseras som en konstgjord eller kraftigt modifierad vattenförekomst kommer detta att innebära att den skiljer sig från övriga sträckor av floden uppströms och nedströms. Följden blir att den skall bedömas som en separat vattenförekomst (EU-kommissionen, 2003a). Enligt ramdirektivet för vatten (bilaga II) skall medlemsstaterna fastställa ytvattenförekomsterna och deras placering och gränser och utföra en karakterisering av alla sådana förekomster i enlighet med den metod som anges i bilagan. Som ett resultat av detta har vatten i Sverige och andra EU-medlemsstater delats upp i vattenförekomster. 2003 publicerades ett vägledande dokument om hur dessa avgränsningar skulle kunna genomföras (EU-kommissionen, 2003a). Denna riktlinje, beskriver hur vattendirektivets formuleringar avseende ytvattenförekomster kan förstås och liknar den tolkning som gjorts i Sverige vid etablerandet av vattenförekomster. I kommissionens vägledning betonas att direktivet endast kräver en indelning av ytvatten och grundvatten som är nödvändig för att en tydlig, konsekvent och effektiv tillämpning av målen för ramdirektivet för vatten ska finnas. Vidare uppdelning av ytvatten och grundvatten i mindre och mindre vattenförekomster som inte bidrar till detta syfte bör enligt riktlinjerna undvikas (EU-kommissionen, 2003a).

Geografiska eller vattenmorfologiska egenskaper kan på ett betydande sätt påverka ytvattnets ekosystem och deras sårbarhet för mänsklig verksamhet. Dessa egenskaper kan också skilja mellan olika delar av ytvatten. Av denna anledning kan en sjö, en flod eller en ström behöva delas upp i mindre delar för att uppfylla målen i artikel 4, se Figur 20.1. Genom att dela upp en flod i mindre delar tar man hänsyn till att förhållandena och statusen skiljer sig åt längs floden vilket påverkar behovet av uppföljning och åtgärder. Enligt bilaga V 1.2, "Normativa definitioner för klassificering av ekologisk status" skall följande gälla för att uppnå en klassificering med *hög status*: inga eller endast mycket små av människor framkallade förändringar av ytvattenförekomstens värden för de fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna, jämfört med de värden som normalt gäller för denna typ av förekomst vid opåverkade förhållanden. Värdena för ytvattenförekomstens biologiska kvalitetsfaktorer avspeglar de värden som normalt är förknippade med denna typ vid opåverkade förhållanden och uppvisar inga eller mycket små tecken på störningar. Dessa är de typspecifika förhållandena och samhällena.

Följande gäller för klassificering av *god status*: Värdena för ytvattenförekomstens biologiska kvalitetsfaktorer uppvisar små av mänsklig verksamhet framkallade störningar, men avviker endast i liten omfattning från de värden som normalt gäller för ytvattenförekomsten vid opåverkade förhållanden.



Figur 20.1 Illustration av konsekvenserna för direktivets mål om "vattenförekomster" inte ger en korrekt beskrivning av ytvattenstatus. Källa: (Working group on water bodies, 2003)

20.2 ATT DEFINIERA TYP AV VATTENFÖREKOMST

För att kunna gruppera och jämföra vatten med liknande naturliga förhållanden utförs en karakterisering av typ av ytvattenförekomster. Uppdelningen görs till exempel på grundval av vattendjup, humusinnehåll och den ekologiska region där förekomsterna är belägna. Baserat på karakteriseringskriterierna får sjöar och vattendrag en typbeteckning. I bilaga II till ramdirektivet för vatten fastställs två alternativa system för typkarakterisering: system A och system B.

Utdrag ur ramdirektivet om vatten om typer av vattenförekomster:

- Bilaga II: 1.1 ii) för varje ytvattenkategori skall de relevanta ytvattenförekomsterna i avrinningsdistriktet differentieras efter typ. Dessa typer är de som definieras med antingen "system A" eller "system B" som anges i avsnitt 1.2.
- Bilaga II: iii) Om system A används skall ytvattenförekomsterna inom avrinningsdistriktet först delas in i tillämpliga ekoregioner i enlighet med de geografiska områden som fastställs i avsnitt 1.2 och som framgår av den relevanta kartan i bilaga XI. Vattenförekomsterna inom varje ekoregion skall sedan differentieras efter typ av ytvattenförekomst i enlighet med de deskriptorer som anges i tabellerna för system A.
- Bilaga II: 1.1 IV) om system B används måste medlemsstaterna uppnå minst samma grad av differentiering som hade åstadkommits med system A. Ytvattenförekomster inom avrinningsdistriktet skall differentieras till typer som använder de värden för de obligatoriska faktorer och sådana frivilliga faktorer eller kombinationer av faktorer som krävs för att säkerställa att typspecifika biologiska referenstillstånd kan härledas på ett tillförlitligt sätt.

Enligt direktivet ska medlemsstaterna fastställa referenstillstånd för dessa vattentyper. Huvudsyftet med typologin är att göra det möjligt att definiera typspecifika referenstillstånd som i sin tur används som utgångspunkt i karakteriseringssystemet. Båda systemen använder samma obligatoriska faktorer: Geografisk position, höjd, storlek, geologi och, för sjöar, djup. Skillnaden är att system A föreskriver hur vattenförekomster ska karakteriseras rumsligt (ekoregioner) och med avseende på specifik höjd, storlek och djupintervall, medan system B, förutom att det saknar denna föreskrift, tillåter användning av ytterligare faktorer (Working Group 2.3 – REFCOND, 2003). Det är upp till medlemsstaterna att besluta om vilket system som ska användas men de flesta har använt system B.

Denna ytterligare differentieringen av varje ytvattenkategori grundar sig på hydromorfologiska och fysikalisk-kemiska förhållanden (bilaga II 1.1 ii och 1.3). Vidare baseras skillnaden på vattentyper på den ekologiska region där vattnet är beläget, vattendjup samt vattenstorlek. I Sverige har 56 vattentyper identifierats för vattendrag och 112 för sjöar (Vattenmyndigheterna, 2020c). Ett vattendrag eller sjö kan vidare delas upp i separata ytvattenförekomster beroende på variationer i sjön såsom djup, naturligt näringsinnehåll och sårbarhet (EU-kommissionen, 2003a). Om en del av en sjö är av en annan typ av ytvattenkategori än resten av sjön måste sjön delas upp i mer än en ytvattenförekomst (EU-kommissionen, 2003b).

Syftet med att identifiera vattenförekomster är att möjliggöra en korrekt beskrivning av ytvattnets och grundvattnets status. En vattenförekomst bör därför inte innehålla väsentliga skillnader i status - vatten med olika status skall särskiljas i separata vattenförekomster (EU-kommissionen, 2003a). Olika användningsområden för vatten (till exempel dricksvatten) samt befintliga eller nya skyddade områden (till exempel Natura 2000-områden) kan användas för att förfina identifieringen av vattenförekomster samt för att beakta påverkan på sårbarheten (EU-kommissionen, 2003a).

Enligt bilaga II: 1.3 (i-vi) skall typspecifika hydromorfologiska och fysikalisk-kemiska förhållanden fastställas för varje typ av ytvattenförekomst som representerar värdena för de vattenmorfologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer som specificeras för denna typ av ytvattenförekomst med hög ekologisk status. Typspecifika biologiska referenstillstånd skall fastställas som representerar värdena för den biologiska kvalitetsfaktorn för den typen av ytvattenförekomst med hög ekologisk status. Typspecifika biologiska referensförhållanden kan antingen vara volymbaserade, eller grundas på modellberäkningar, eller härledas genom att en kombination av dessa två metoder används. Om det inte är möjligt att använda dessa metoder får medlemsstaterna använda expertbedömningar för att fastställa sådana förhållanden. Typspecifika biologiska referenstillstånd baserade på modellering kan härledas med hjälp av antingen prediktiva modeller eller tillbakablickande metoder. Metoderna skall använda historiska, paleologiska eller andra tillgängliga datauppgifter. Värdena för de biologiska kvalitetsfaktorerna för ytvattenförekomsten skall återspegla de värden som normalt förknippas med denna typ under ostörda förhållanden och inte, eller i mycket begränsad omfattning, visa tecken på avvikelse. Därför är direktivets krav att referensvillkoret ska utgöra ett helt eller nästan helt ostört tillstånd (Working Group 2.2 - HMWB, 2003). Anledningen är att bedömningen av ekologisk status bör vara jämförbar inom varje vattentyp. I Sverige har referensvärden för bedömning av ekologisk status inte angivits på vattentypsnivå. I stället baseras bedömningar av status på utvecklade bedömningskriterier (HVMFS 2013: 19) och baseras på andra geografiska, vattenmorfologiska och fysikalisk-kemiska indelningar (Vattenmyndigheten Södra Östersjön, 2016).

20.3 ATT DEFINIERA STATUS FÖR EN VATTENFÖREKOMST

God ytvattenstatus är utgångsmålet för alla vattenförekomster. Statusen uppnås för en ytvattenförekomst när både dess ekologiska och dess kemiska status är åtminstone god. Det allmänna målet med god status i artikel 4 anges i samband med enskilda vattenförekomster i enlighet med den statusklassificering som anges i vattendirektivets bilaga V.

Det första steget för att uppnå målen (miljökvalitetsnormen) i artikel 4 är att fastställa den nuvarande statusen för varje vattenförekomst. När det gäller ytvatten är denna status ” allmän benämning på statusen hos en ytvattenförekomst som bestäms av dess ekologiska status eller dess kemiska status, beroende på vilkendera som är sämst” (artikel 2.17). Ekologisk status bestäms av biologiska kvalitetsfaktorer, som stöds av vattenmorfologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer (bilaga V).

I tabell 1.1 i bilaga V i direktivet anges uttryckligen vilka kvalitetsfaktorer som måste användas för att bedöma ekologisk status (bland annat sammansättning och förekomst av fytoplankton). Kvalitetsfaktorer omfattar biologiska faktorer och faktorer som stödjer de biologiska faktorerna. Dessa stödjande faktorer finns i två kategorier: ”hydromorfologiska” och ”kemisk och fysikalisk-kemiska”. När de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna för klassificering av hög status övervägs skall näringskoncentrationerna ligga inom det intervall som normalt förknippas med ostörda förhållanden.

God kemisk ytvattenstatus syftar på den kemiska status som krävs för att uppfylla de mål för ytvatten som fastställs i artikel 4.1 a. Det innebär att god kemiska status för en ytvattenförekomst uppnås när koncentrationerna av föroreningar inte överstiger de miljökvalitetsnormer som fastställs i bilaga IX och i artikel 16.7 i direktivet, och enligt annan relevant gemenskapslagstiftning som fastställer miljökvalitetsnormer på gemenskapsnivå. Med miljökvalitetsnorm avses enligt artikel 2.35 i ramdirektivet för vatten ”koncentrationen av ett visst förorenande ämne eller en viss grupp av förorenande ämnen i vatten, sediment eller biota, som, för att skydda människors hälsa och miljön, inte bör överskridas.” Eftersom varken kväve eller fosfor betraktas som föroreningar regleras de inte i denna del eller i direktivet om miljökvalitetsnormer (2008/105/EG).

Den ekologiska statusen klassificeras enligt en femgradig skala baserat på olika kvalitetsfaktorer i bilaga II och V till ramdirektivet för vatten. Referenspunkten ges av ”ostörda” förhållanden som inte har någon eller endast ”mycket liten” mänsklig påverkan (EU-kommissionen, 2003c). Detta definieras som "hög status". Referenstillstånden är typspecifika och därför skiljer de sig åt mellan olika typer av floder, sjöar och kustvatten. Detta är på grund av att hänsyn tas till den stora mångfalden av ekologiska regioner i Europa. Kvalitetsbedömningen grundar sig på storleken på avvikelsen från dessa referenstillstånd enligt definitionerna i direktivet. Medlemsstaterna delar upp den ekologiska kvalitetsnivån för varje ytvattenkategori i fem klasser genom att sätta ett gränsvärde för de biologiska kvalitetsfaktorerna vilket visar gränsen mellan dessa olika klasser: hög, bra, måttlig, dålig och dålig (Weser-fallet, 2015).

Gränsvärdena skall fastställas efter en kalibreringsövning som innebär att man jämför klassificeringsresultaten av de nationella övervakningssystemen för varje biologisk faktor och för varje typ av gemensam ytvattenförekomst mellan medlemsstaterna i samma geografiska kalibreringsgrupp och bedömer överensstämmelsen mellan resultaten och de normativa definitioner som anges i avsnitt 1.2 i bilagan V (Weser-fallet, 2015).

Kalibreringsarbetet tjänar dock endast till att definiera gränserna för klasserna för hög, god och måttlig status. Medlemsstaternas gränsvärden fastställs i kommissionens beslut 2013/480/EU från 20 september 2013. I enlighet med Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG, fastställs där värdena i medlemsstaternas klassificeringar i sina övervakningssystem till följd av interkalibreringen och det upphävda beslutet 2008/915/EG (EUT L 266, s. 1).

Enligt punkt 1.4.2 (i) bilaga V skall dessutom, för ytvattenkategorier, en vattenförekomst klassificeras i en lägre klass så snart nivån för en av kvalitetsfaktorerna är lägre än nivån för den aktuella klassen. Denna regel, som är kopplad till definitionen av ”ytvattenstatus” i artikel 2.17 i direktivet, innebär att klassificeringen måste fastställas av den lägsta nivån av den ekologiska statusen och den kemiska statusen hos ytvattenförekomsten (Weser-fallet, 2015).

Enligt den allmänna definitionen av ekologisk kvalitet i bilaga V uppnås miljökvalitetsnormen enligt artikel 4 god status när värdena för de biologiska kvalitetsfaktorerna för ytvattenkategorin uppvisar låga nivåer av störning till följd av mänsklig verksamhet och endast avviker något från de nivåer som normalt förknippas med ytvattenförekomsten under ostörda förhållanden. Terminologin är dock något förvirrande. I artikel 4 används begreppet miljömål, vilket inte används i Sverige. Vid tillämpningen av ramdirektivet för vatten i Sverige används istället begreppet ”miljökvalitetsnormer”. Miljökvalitetsnormer används enligt ramdirektivet för vatten och direktivet om miljökvalitetsnormer (direktiv 2008/105/EG) för att fastställa god kemisk ytvattenstatus. vattendirektivets bilaga VIII omfattar fastställande av den ekologiska statusen för föroreningar. Varken kväve eller fosfor betraktas som föroreningar och ingår därför inte i direktivet om miljökvalitetsnormer. Därför är ”miljökvalitetsnormer” inte synonymt med ”miljömål” i artikel 4 i ramdirektivet för vatten, vilket bör beaktas vid samtal med andra utanför Sverige. I Sverige fastställs miljökvalitetsnormer för vatten utifrån kapitel 5 i miljöbalken, i enlighet med vattenförvaltningsförordningen och den svenska Havs- och vattenmyndighetens förordningar HVMFS 2013: 19 och HVMFS 2015: 4. Dessa standarder är ett rättsligt verktyg och ställer krav på vattnets status vid en viss tidpunkt, till exempel "god status till 2027". Vattenmyndigheternas statusklassificering av vatten beskriver den befintliga vattenkvaliteten, och miljökvalitetsnormen den önskade vattenstatusen och när miljökvalitetsnormen måste uppnås – med andra ord målet enligt artikel 4 i ramdirektivet för vatten.

Vissa vattenförekomster uppnår av olika skäl sannolikt inte miljökvalitetsnormen. Under vissa förhållanden tillåter vattendirektivet medlemsstaterna att identifiera och utse konstgjorda vattenförekomster (KV) och kraftigt modifierade vattenförekomster (KMV) enligt artikel 4 (3). Det är under vissa omständigheter möjligt att tilldela mindre stränga mål för vattenförekomsterna samt att förlänga tidsramen för att uppnå målen. Dessa undantag fastställs i artikel 4.4 och 4.5. KV är en ytvattenförekomst som skapats genom mänsklig verksamhet. KMV är en ytvattenförekomst som till följd av fysiska förändringar genom mänsklig verksamhet på ett väsentligt sätt har ändrat karaktär, enligt vad som anges av medlemsstaten i enlighet med föreskrifterna i bilaga II. I stället för god ekologisk status är målet för KV och KMV att en god ekologisk potential måste uppnås senast 2027. Möjligheten till undantag har fastställts för att möjliggöra en fortsättning av angivna användningsområden som ger sociala och ekonomiska fördelar men samtidigt möjliggöra åtgärder för att förbättra vattenkvaliteten. I artikel 4.3 (a) i ramdirektivet för vatten anges vilka typer av verksamheter som sannolikt skulle klassas som KV eller KMV. Exempel på typer som anges i artikeln är verksamheter för vilka vatten lagras, t.ex. dricksvattenförsörjning,

kraftproduktion, bevattning, vattenreglering, översvämningsskydd och markdränering. Vattenförekomster som påverkas av markdränering från jordbruket kan anses vara KMV och vara aktuella för andra krav för att nå god ekologisk potential. Om detta inte genomförs krävs åtgärder för att vattenförekomsten ska nå en god status. Det är frivilligt för medlemsstaterna att utse vattenförekomster till att vara KV och KMV (Working Group 2.2 - HMWB, 2003). Om detta alternativ inte utnyttjas måste myndigheterna fastställa referenstillstånden för vattenförekomsterna.

Miljömålen för naturliga, konstgjorda och kraftigt modifierade vattenförekomster fastställs utifrån referenstillstånden. För KV och KMV är referensnivån den maximala ekologiska potentialen vilket är den status där den biologiska statusen så långt som möjligt återspeglar den närmast jämförbara ytvattenförekomsten, med hänsyn till vattenförekomstens modifierade egenskaper. För KV och KMV anges referensnivån som maximal ekologisk potential, vilket är den status där den biologiska statusen så långt som möjligt återspeglar den närmast jämförbara ytvattenförekomsten, med hänsyn till vattenförekomstens modifierade egenskaper. När det gäller den biologiska statusen är den goda ekologiska potentialbeteckningen anpassad till ”små förändringar” från den maximala ekologiska potentialen. (Working Group 2.2 - HMWB, 2003).

20.4 EXEMPEL: SÖDRA ÖSTERSJÖNS VATTENDISTRIKT

20.4.1 Avgränsning av ytvattenförekomster

Detta avsnitt illustrerar genom exempel genomförandet av de rättsliga kraven för karakterisering och gruppering vattenförekomster. Genom att använda södra Östersjöns vattendistrikt som exempel påvisar vi det stora antalet vattenförekomster samt det begränsade antalet och de olika typer av ytvattenförekomster som definierats som påverkade av fysiska förändringar på grund av mänsklig aktivitet.

Nästan alla vattenförekomster i södra Östersjöns vattendistrikt bör ha en bedömning av referenstillståndet och en förvaltningsplan för att uppnå god status (nivån under ostört tillstånd hos ytvattenförekomsten). Eftersom ingen markdränering för jordbruk deklareras som kraftigt modifierad (KMV) bör de befintliga anläggningarna i området åtgärdas, exempelvis genom att avlägsna markdräneringen. Även om detta skulle ge en positiv inverkan på näringsläckaget skulle åtgärden vara kostsam och reducera mängden produktiv jordbruksmark. Ett utpekande av vattenförekomster som KMV innebär inte att ekologiska och kemiska mål undviks eftersom en god ekologisk potential är ett ekologiskt mål som i sig kan vara en utmaning att uppnå (Working Group 2.2 - HMWB, 2003).

Vattenmyndigheternas uppdrag är att genomföra EU:s vattendirektiv och ansvarar därmed för att vattendistriktets sjöar, vattendrag, kustvatten och grundvatten förvaltas på ett hållbart sätt. I förvaltningsplanen för Södra Östersjön beskriver vattenmyndigheten hur distriktets vatten behöver förvaltas under aktuell sexårsperiod för att åstadkomma detta. I förvaltningsplanen redovisas tillståndet i yt- och grundvattenförekomster i distriktet enligt den kartläggning och analys som Vattenmyndigheten har genomfört. Dessutom redovisas de betydande påverkanstryck från mänsklig verksamhet som finns och vilka miljöproblem de orsakar. Utifrån dessa bedömningar föreslår Vattenmyndigheten mål för arbetet med att åtgärda denna påverkan, i form av miljökvalitetsnormer för distriktets samtliga vattenförekomster. För att se till att miljökvalitetsnormerna följs behöver myndigheter och kommuner sedan genomföra de åtgärder som framgår av Vattenmyndighetens

Åtgärdsprogram. Åtgärdsprogrammet är en integrerad del av förvaltningsplanen och baseras på tillståndet i vattenmiljöerna och den påverkan som vattnet utsätts. Åtgärdsprogrammet är rättsligt bindande enligt miljöbalken (1998:808). För varje åtgärd i handlingsprogrammet finns en utpekad myndighet och kommun som ansvarig för genomförandet. Detta kan inbegripa utveckling av riktlinjer, prioritering av resurser så att vattenåtgärder genomförs där de kommer att få störst effekt, eller att genom övervakning fastställa krav för verksamheter som släpper ut miljöfarliga ämnen i vatten.

Vattenmyndigheten kan bara föreskriva åtgärder till andra myndigheter och kommuner i deras egenskap av myndighetsutövare, inte som verksamhetsutövare. Detta gäller enligt MB 5 kap. och tydliggjordes i regeringens beslut om överprövning av åtgärdsprogrammen 2016.

En verksamhetsutövare i detta sammanhang definieras i enlighet med miljöbalken och omfattar alla som bedriver eller har utfört en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som har bidragit till förorening eller allvarlig miljöskada och är därför ansvarig för saneringen. Detta innebär att alla myndigheter som får dessa beslut från vattenmyndigheten måste vidta åtgärder gentemot verksamhetsutövarna och medborgarna för att uppnå målen i vattenförvaltningsplanerna. Alla föreslagna åtgärder bör syfta till att uppnå god vattenkvalitet enligt ramdirektivet för vatten senast 2027, inklusive god status när det gäller övergödning.

Södra Östersjöns vattendistrikt består av 10 län, 91 kommuner och 2,9 miljoner invånare och ligger i sydöstra delen av Sverige. Den sträcker sig längs Östersjökusten från Bråviken i norr till Kullens spets i väster. Gotland utgör den östra gränsen och Smygehuk är den sydligaste punkten. I området ingår Sveriges näst största sjö, Vättern, samt följande vattenförekomster: 478 sjöar, 968 vattendrag, 177 kustvatten och 580 grundvatten. Det omfattar 30 huvudsakliga avrinningsområden, inklusive Motala ström, Emån och Helge å, vilka utmärker sig som stora i denna del av Sverige (Vattenmyndigheterna, 2021).



Figur 20.2 Södra Östersjöns vattendistrikt, Källa: Karta producerad av Lantmäteriet, SMHI, NVDB, ESRI Inc Publicerad i. (VISS, 2021a)

För sjöar och vattendrag har uppdelningen av ytvattenförekomster i södra Östersjöns vattendistrikt följt kriterierna i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2017: 20; HVMFS 2019: 24). Vattenområdet har 1 873 ytvattenförekomster utpekade, varav 506 är insjöar, 1 189 är vattendrag, och 178 är kustvatten (Tabell 20.1). Vattendistriktet omfattar sex områden utanför kusten. Södra Östersjöområdet har mycket få utpekade kraftigt modifierade vattenförekomster (4 stycken KMV) och konstgjorda vattenförekomster (7 stycken KV) jämfört med Sjælland, Danmark, som 2016 hade pekat ut procent 11 av längden på alla vattendrag

som HMWB och AWB och 1,5 procent av insjöar (Danska styrelsen för vatten- och naturförvaltning, 2016). Även om de svenska uppgifterna inte är direkt jämförbara med de danska, tyder det på att längden på konstgjorda och modifierade vattendrag i södra Östersjön är begränsad.

Tabell 20.1 Antalet ytvattenförekomster i södra Östersjöns vattendistrikt, uppdelat i olika vattenkategorier. Källa: (VISS, 2021a)

Typ av vattenförekomst	Antal	Area
Sjöar	506	4 089 km^2
Vattendrag	1189	10 169 km^2
Kustvatten	178	10 067 km^2
Samtliga ytvattenförekomster	1873	24 327 km^2

I den senaste bedömningen av typen av miljöpåverkan ”Övergödning från näringsbelastning” visade det sig att 26 procent av de totalt 1873 klassificerade ytvattenförekomsterna i södra Östersjöns vattendistrikt var övergödda.

Tabell 20.2 Antal ytvattenförekomster i södra Östersjöns vattendistrikt, Källa: (VISS, 2021a).

Klassificering	Antal ytvattenförekomster
Ej bedömd	375
Övergödda	486
Ej övergödda	677
Data saknas	335
Totalt	1873

I förslaget till förvaltningsplan 2021–2027 angavs dock att vattendistriktet har 717 ytvattenförekomster som påverkas av övergödning vilket motsvarar 38 procent av distriktets ytvattenförekomster (Vattenmyndigheten Södra Östersjön, 2020).

20.4.2 Typning av ytvattenförekomster i södra Östersjöns vattendistrikt

I södra Östersjöns vattendistrikt finns 12 typer av sjöar och 8 typer av vattendrag representerade och vissa vattenförekomster har ännu inte typats. I området finns 178 kustvatten och bland dessa finns 11 typer representerade (Havs- och vattenmyndigheten, 2020a).

20.5 TILLÄMPNINGEN AV ARTIKEL 4 I ENSKILDA FALL – SVERIGE OCH *WESERDOMEN*

I ramdirektivet för vatten fastställs ramen och tidsfristen för att uppnå målen men det är upp till varje medlemsstat stifta de nationella lagar och förordningar som krävs för att följa direktivet. Sverige har i huvudsak genomfört direktivet i nationell lagstiftning genom följande rättskällor: Kapitel 5 i miljöbalken (1998:808), förordning (2004:660) om förvaltningen av kvaliteten på vattenmiljön och förordning (2002:864) med länsstyrelseinstruktion.

Miljökvalitetsnormerna för vatten i Sverige styrs av de biologiska kvalitetsfaktorerna, de hydromorfologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna och deras normativa innehåll framgår av bilaga V till ramdirektivet för vatten. Dessa gäller för varje vattenförekomst medan motsvarande benämns indikatorer i havsmiljödirektivet för marina vatten. Tidigare ansågs miljökvalitetsnormerna för vatten inte vara rättsligt bindande vid tillståndsprövning. Verksamhetsutövare som påverkade vattenförekomsterna var skyldiga att redovisa en

kostnads- och intäktsanalys för att kunna genomföra en rimlighetsavvägning enligt miljöbalken. Till följd av en ändring i miljöbalken från den 1 januari 2019 är miljökvalitetsnormerna numera rättsligt bindande. Kravet på en rimlighetsavvägning med möjlighet till undantag finns dock kvar. (Kostamo, et al., 2020).

Miljökvalitetsnormen (målen) i artikel 4 i ramdirektivet för vatten är inte rättsligt bindande för privatpersoner i Sverige. De behöriga myndigheterna[12] har i stället skyldighet att inte tillåta projekt som leder till försämring eller äventyrar att miljökvalitetsnormen uppnås.[13] Denna skyldighet klargjordes genom Weserdomen (2015). Där förklarade domstolen hur målen i artikel 4 i ramdirektivet för vatten skall tolkas och tillämpas i enskilda tillståndsprocesser.

Domstolen konstaterade först att alla mål i ramdirektivet för vatten är rättsligt bindande och lika viktiga att följa i enskilda processer.[14] Domstolen ansåg därefter att ramdirektivet för vatten innebär skyldigheter som måste uppfyllas av de behöriga myndigheterna när enskilda projekt godkänns inom ramen för rättsordningen som gäller skydd av vatten. [15]

Medlemsstaterna är därför skyldiga att avslå tillstånd för enskilda projekt som kan leda till försämring eller äventyra att målen uppnås. Att inte efterleva detta kommer att betraktas som en överträdelse av ramdirektivet för vatten. Det enda undantaget är om det enskilda projektet kan beviljas enligt undantaget i artikel 4.7 i ramdirektivet för vatten, som ger EU:s medlemsstater flexibilitet när det gäller nya ändringar av ytvattenförekomstens fysiska egenskaper eller nya åtgärder för hållbar utveckling [16] (Söderasp & Pettersson, 2019).[17] Det är dock tveksamt om denna möjlighet till undantag kan vara till nytta under ett handelssystem eftersom projekt inom ett sådant system sannolikt inte kommer att uppfylla den standard som krävs för ”övergripande allmänintresse” enligt artikel 4.7 c i direktivet.

I direktivet definieras inte begreppet försämring. Domstolen har dock i *Weserdomen* klargjort att ”en 'försämring' av en ytvattenförekomst, så som avses i artikel 4.1(a), inträffar… så snart statusen hos minst en av kvalitetsfaktorerna enligt bilaga V i direktivet blir försämrad med en klass, även om denna försämring inte leder till en försämring av klassificeringen av ytvattenförekomsten som helhet.”[18] Vidare konstaterar domstolen att om den aktuella kvalitetsfaktorn enligt nämnda bilaga däremot redan befinner sig i den lägsta klassen ska varje försämring av denna kvalitetsfaktor anses innebära en ”försämring av statusen” hos en ytvattenförekomst.

Genom detta sammankopplade domstolen försämringen med enskilda kvalitetsfaktorer i stället för med den övergripande vattenkvalitetsstatusen. Domstolen klargjorde att målen i ramdirektivet för vatten är rättsligt bindande för EU:s medlemsstater när det gäller att tillåta

12 Miljöbalken 5 kap 3§
13 Miljöbalken 5 kap 4§
14 Ibid punkt 31-32.
15 Ibid, punkt 33.
16 Ibid, punkt 51.
17 Se även mål C-346/14 kommissionen mot Österrike, REG 2016, s. i-322 (”schwarze Sulm”).
18 Weser-fall, punkt 69.

nya verksamheter och att en minskning av varje biologisk kvalitetsfaktor anses vara en överträdelse av direktivet.

Weserdomen innebär konsekvenser för ett framtida system för handel med för näringsbelastning eftersom det klargjordes att en försämring inte är tillåten vid något tillfälle, även om en kortsiktig försämring kan leda till långsiktiga förbättringar av statusen. Dessa typer av kortsiktiga försämringar, som följs av långsiktiga förbättringar, kan sannolikt förekomma i ett traditionellt handelssystem. Domstolen konstaterar att ”om undantag inte beviljas måste varje försämring av statusen för en vattenförekomst förhindras, oavsett den långsiktiga planering som föreskrivs i förvaltningsplaner och åtgärdsprogram” och att "skyldigheten att förhindra att ytvattenförekomsterna försämras är bindande i varje skede av genomförandet av direktiv 2000/60 och gäller för alla typer av ytvattenförekomster och tillstånd för vilka en förvaltningsplan har antagits eller borde ha antagits".[19]

I miljöbalken klargörs att skyldigheten att inte godkänna enskilda projekt som kan leda till försämring eller äventyra att miljökvalitetsnormerna uppnås både avseende nya projekt och ändringar av befintliga.[20] Detta gäller oavsett om den nya verksamheten, åtgärden eller ändringen undersöks vid en ansökan om tillstånd, en anmälan eller om den framkommer vid ett tillsynstillfälle. Den ansvariga myndigheten skall vidta nödvändiga åtgärder för att säkerställa att verksamheten eller projektet inte tillåts om det är i strid med bestämmelsen.[21]

Innebörden är att de svenska myndigheterna har en långtgående skyldighet att se till att projekt och verksamheter inte leder till försämring eller äventyrar att målen enligt direktivet uppnås.

20.6 RAMDIREKTIVET OM VATTEN OCH ADDITIONALITET

Ramdirektivet för vatten tillåter kompensationsåtgärder för att bidra till att uppnå målen, men kraven är komplicerade. En av de viktigaste principerna för kompensation för biologisk mångfald/miljökompensation är att själva åtgärderna måste vara additionella vilket innebär att alla förbättringar bör vara utöver ett referensscenario, dvs. vad som skulle ha hänt om sådana åtgärder inte hade vidtagits. I praktiken kan additionaliteten vara svår att påvisa. Om till exempel bästa tillgängliga teknik redan krävs i referensscenariot är kompensation inte additionell. Dessutom krävs redan bästa möjliga teknik för begränsningsåtgärder (Kostamo, et al., 2020).

Enligt modellen för begränsningshierarkin kan behovet av miljökompensation minskas genom att undvika eller förebygga negativa effekter. Om detta är omöjligt bör skador minimeras och återställande försök göras. Kompensation eller kompensation bör vara en sista utväg. Modellen för begränsningshierarkin är väl etablerad i litteraturen och i vissa fall även inskriven i EU:s miljölagstiftning, exempelvis i artikel 6 i habitatdirektivet (Soininen, et al., 2019). I det så kallade Briels-fallet (C-521/12) betonade EU-domstolen vikten av försiktighetsprincipen vid tillämpningen av undantag enligt habitatdirektivet och att endast åtgärder som bidrar till additionaliteten kan godkännas som kompensation. Dessa slutsatser har fått nytt stöd genom senare rättspraxis (C-387/15 och C-388/15) (Kostamo, et al.,

19 Weser-fall, punkt 50.
20 Miljöbalken kap 5. 4§
21 Prop. 2017/18:191.

2020) som inbegriper tillämpning av den så kallade tvåstegsbedömningen för begränsningshierarkin när förlusten av naturliga värden kompenseras. Tvåstegsbedömningen innebär att kompensation endast kan övervägas i det andra steget efter det att projektet anses vara tillåtet genom ett undantag i det första steget (Kostamo, et al., 2020). Möjligheten att göra undantag i fråga om ett handelssystem för näringsbelastning begränsas av artikel 4.7 i ramdirektivet för vatten vilket innebär att det är tveksamt om tvåstegsbedömningen kommer vara tillämpbar. Kompensation av näringsutsläpp syftar till att öka statusen för en mottagande vattenförekomst och kan därför tillåtas utan att ett undantag görs. Kompensationsåtgärden måste dock genomföras i samma vattenförekomst som källan är belägen. Det är viktigt att komma ihåg att det kan finnas andra konsekvenser som kan påverka godkännandet av ett projekt.

En modell för att inarbeta ”additionalitet” i ett framtida handelssystem är att genomföra åtgärder för att uppnå de typspecifika biologiska referensförhållanden som fastställts för vattenförekomsterna för att uppnå en god status. Handelssystemet skulle vara additivt, dvs. att ett handelssystem skulle tillföra ytterligare en nivå för att påskynda utvecklingen och höja nivån till en högre status eller referensnivå. Med andra ord kan ett mål för ett handelssystem vara att överträffa Miljökvalitetsnormen (målet) i artikel 4 i ramdirektivet för vatten.

20.7 OMFATTNINGEN AV ETT HANDELSSYSTEM INOM GRÄNSERNA FÖR RAMDIREKTIVET OM VATTEN

Kravet på att följa artikel 4 i ramdirektivet för vatten – tillsammans med den svenska lagstiftningen – begränsar handlingsutrymmet för ett framtida handelssystem. Eftersom miljökvalitetsnormen om god status samt kravet på icke-försämring gäller för specifika ytvattenförekomster blir följden att verksamheter som resulterar i försämring eller äventyrar miljökvalitetsnormerna för en vattenförekomst inte kan genomföras även om det skulle innebära en förbättring av statusen i andra vattenförekomster. En kompensatorisk åtgärd måste därför begränsas till den aktuella ytvattenförekomsten. Denna begränsning skulle dock kunna undvikas om handelssystemet frikopplas från verksamhetsutövarnas behov av tillstånd för att bedriva verksamhet och som krävs för att uppfylla Miljöbalken och ramdirektivet för vatten. Om ett handelssystem i stället bygger på ett system som fördelar utsläpp/belastningar och som kräver att verksamhetsutövarna minskar utsläpp/belastningar i de specifika vattenförekomsterna, bör det anses vara i linje med ramdirektivet för vatten. I detta system skulle verksamhetsutövarna inte genomföra sina utsläppsminskningar efter påtryckningar av myndigheterna utan istället åstadkoms utsläppsminskningarna i varje vattenförekomst via det tryck som handelssystemet ger. Antalet belastningsrätter kommer att minska med tiden vilket ger ett incitament hos verksamhetsutövarna att genomföra åtgärder för att minska utsläppen på en total nivå. Detta system, som kallas för ett ambient handelssystem, beskrivs kortfattat nedan (se detaljerna i ett sådant system i del A).

En fråga som uppstår är om vattenförekomster kan omdefinieras till större enheter för att bättre anpassa sig till ett handelssystem där åtgärder för att minska utsläppen av näringsämnen fördelas mellan aktörer under ett tak. Det finns en möjlighet att anpassa definitionen av vattenförekomster då varje ny förvaltningscykel möjliggör en översyn av uppdelningen av vattenförekomster och eventuella ändringar. Anpassningen av vattenförekomsterna måste dock fortfarande följa den kategorisering som beskrivs i

ramdirektivet för vatten och dess bilagor, vilket innebär att möjligheten att anpassa befintliga vattenförekomster till betydligt större enheter anses vara mycket begränsad.

Nationella juridiska lösningar bör dock vara möjliga – inklusive användning av kompensationsåtgärder – så länge vattenförekomstens status inte försämras och god status kan uppnås. De mest sannolika lösningarna skulle vara antingen 1) additiva enligt beskrivningen i föregående avsnitt, om målet i artikel 4 i vattendirektivet anses vara en utgångspunkt som inte kan underskridas eller 2) att utveckla ett system (ambient handelssystem) med ekonomiska incitament för att uppfylla miljökvalitetsnormerna genom en tydlig utsläppsminskningsbana för varje vattenförekomst.

Ett ambient handelssystem (som beskrivs i del A) bygger på principen att varje verksamhetsutövare ges en viss mängd ”rättigheter” och att dessa minskas till dess att miljökvalitetsnormen uppnås. Betydelsen av ordet ”rättigheter” bör förstås som ett sätt att släppa ut näringsämnen upp till en viss nivå. Denna ”rättighet” kan utfärdas i form av en utsläppsrätt eller tillstånd som innebär ett certifikat som påvisar en minskning av utsläpp.

Inom ramen för ett ambient handelssystem samlas alla uppgifter in för att säkerställa att ramdirektivet för vatten och miljökvalitetsnormen följs, vilket sedan blir målet att uppnå. Det kommer att vara obligatoriskt att inneha rätt antal certifikat varje år, enligt den utsläppsminskningsbana som finns i respektive vattenförekomst. Detta kan uppnås genom att verksamhetsutövarna varje år måste lägga fram reduktionscertifikat/enheter. Certifikaten kan utfärdas när åtgärden genomförs och överlämnas av myndigheterna som ett bevis på att verksamhetsutövaren genomför utsläppsreduktioner. Genomför verksamhetsutövaren en större reduktion än vad som krävs uppstår ett överskott av certifikat som kan säljas till en annan verksamhetsutövare som saknar tillräckligt med certifikat. Handelssystemet kommer att leda till minskade utsläpp/belastningar eftersom alternativet för verksamhetsutövaren är sanktioner om de inte innehar rätt antal certifikat. Verksamhetsutövarna kan handla med andra i systemet men det kan bara "hjälpa" dem på kort sikt. Observera att om verksamhetsutövarna inom vattenförekomsten uppnår så stora utsläppsreduktioner att det överträffar miljökvalitetsnormen, skulle det vara möjligt för vissa verksamhetsutövare att ha högre näringsbelastning. Detta är i linje med begreppet kompensationsåtgärder. Med handelssystemet kommer det inte att bli någon försämring i någon av vattenförekomsterna när ”rättigheterna” omsätts. Det ursprungliga behovet av att följa bestämmelserna är intakt och utgör en förutsättning för tilldelning av rättigheter. Det kommer att bli nödvändigt för verksamhetsutövarna att någon gång minska sina utsläpp/belastningar inom vattenförekomsten. Hur fördelningen av denna minskning sker avgörs genom handelssystemet. Ett ambient handelssystem innebär att utvecklingen inte kommer att drivas av myndigheterna utan av verksamhetsutövarna och deras önskan att minska sina kostnader. Handelssystemet kommer i förlängningen leda till att ramdirektivet för vatten följs.

21 HAVSMILJÖDIREKTIVET

Syftet med EU:s havsmiljödirektiv (Marine Strategy Framework - MSFD, 2008/56/EG) är att uppnå eller bibehålla en god miljöstatus i Europas hav. Havsmiljödirektivet definierar god miljöstatus som ett tillstånd där haven är friska och produktiva och där användningen av den marina miljön är hållbar. Det marina ekosystemets arter, samhällen, livsmiljöer och funktioner ska skyddas och bevaras, samtidigt som människans behov av resurser tillgodoses.

För parter inom Helcom som också är medlemsländer i EU, fastställs i detta direktiv en ram för att vidta nödvändiga åtgärder för att uppnå eller bibehålla en god miljöstatus för den marina miljön senast år 2020 (artikel 1). Medlemsstaterna måste följa en gemensam strategi genom upprepade sexårscykler.

Arbetet inom Helcom, samordningsplattformen för det regionala genomförandet av havsmiljödirektivet i Östersjön för EU:s medlemsstater, bör leda till samordnade nationella marina strategier för att uppnå en god miljöstatus enligt Helcoms aktionsplan för Östersjön, BSAP, och havsmiljödirektivet. Detta bör uppstå via samarbete mellan de avtalsslutande parterna i Helcom.

Havsmiljödirektivets mål om god miljöstatus är inte lika tydligt formulerat som vattendirektivets definition av god ekologisk status. Till skillnad från vattendirektivets mål om god ekologisk status har god miljöstatus, såsom det är formulerat i havsmiljödirektivet, inte tolkats av *Weserdomen*. Detta gör den rättsliga karaktären av havsmiljödirektivets målbegränsning mer oklar (Kymenvaara & Eklund, 2019) (Soininen, et al., 2019). Med andra ord verkar ”att vidta nödvändiga åtgärder” enligt artikel 1 för att uppnå eller bibehålla en god miljöstatus i den marina miljön senast 2020 vara en liknande skyldighet för medlemsstaterna som att ”genomföra de nödvändiga åtgärderna” enligt artikel 4 i ramdirektivet för vatten. Havsmiljödirektivet verkar omfatta alla steg i begränsningshierarkin, inklusive kompensationsåtgärder, i samband med miljötillstånd för verksamheter med påverkan på havsmiljön (Kostamo, et al., 2020).

I havsmiljödirektivet används näringsnivåer, klorofyll A och löst syre som indikatorer för övergödning, med ekosystemet som referens. Den nya BSAP kommer att ändras från landspecifika minskningsmål till landspecifika utsläppstak för alla länder. Detta bör vara ett värdefullt bidrag för att uppnå målet i havsmiljödirektivet. Där fastställs mål, övervakningsprogram och åtgärdsprogram vilket innebär att det kan användas som bas för ett framtida handelssystem. I havsmiljödirektivet ges en rättslig reglering det hav som sträcker sig bortom den gräns på en nautisk mil som omfattas av ramdirektivet för vatten.

För Ryssland uppfylls tillhandahållandet av god miljöstatus av Rysslands maritima doktrin. Principerna för den nationella havspolitiken omfattar integrerad marin vetenskaplig forskning, utveckling av system för övervakning av havsmiljön och kustområden samt skydd och bevarande av den marina miljön i den ryska federationens intresse. Efterlevnad av internationella skyldigheter och möjligheter till internationellt samarbete är viktiga faktorer för att nå doktrinens mål.

Det föreslagna handelssystem som beskrivs i rapporten, och hur dess relation till ramdirektivet för vatten, innebär ett system som är frikopplat från regleringsåtgärder och istället inriktat på att skapa incitament för att uppnå mål. Ett sådant handelssystem bör också överensstämma och relatera till havsmiljödirektivet. Kort sagt skulle detta system kunna användas för att uppnå både målen i ramdirektivet för vatten och havsmiljödirektivet.

22 SLUTSATSER OM DET RÄTTSLIGA SAMMANHANGET

I EU:s ramdirektiv för vatten (direktiv 2000/60/EG) fastställs en ram en ram för skydd av inlandsytvatten, vatten i övergångszon, kustvatten och grundvatten. Huvudsyftet med direktivet är att uppnå god status eller god potential för allt vatten som omfattas av direktivet och att skydda människors hälsa, vattenförsörjning, naturliga ekosystem och biologisk mångfald. Miljökvalitetsnormerna i artikel 4 i vattendirektivet innehåller två huvudsakliga

skyldigheter för EU:s medlemsstater: (1) att förhindra försämring av miljöstatusen för alla yt- och grundvattenförekomster inom EU och (2) att skydda, förbättra och återställa alla vattenförekomster, för att uppnå ”god vattenstatus” (för ytvatten fastställs ”god status” utifrån ”god ekologisk status” och ”god kemisk status”).

I artikel 4 i fördraget om Europeiska unionens funktionssätt (EUF-fördraget) visas de rättsliga begränsningar hos medlemsstaterna och hur stora de är beror på djupet i EU:s engagemang inom området. I artikeln regleras den ”delade befogenheten”, där EU och EU-länderna kan lagstifta och anta rättsligt bindande akter. Detta innebär att EU-länderna utövar sin egen befogenhet när EU inte utövar, eller har beslutat att inte utöva, sin egen befogenhet. En nationell författning kan inte strida mot en EU-rättsakt, vilket innebär att ett föreslaget handelssystem måste vara i linje med EU:s regelverk – i detta fall ramdirektivet för vatten och andra relevanta rättsakter.

Syftet med ramdirektivet för vatten är att uppnå god ytvattenstatus 15 år efter det att direktivet har trätt i kraft (artikel 4. 1 (a) (ii)), vilket innebär att detta borde ha uppnåtts redan 2015. Det finns dock möjligheter att förlänga detta i upp till ytterligare två perioder, som högst. Eftersom dessa förvaltningsplaner har en varaktighet på 6 år måste målet uppfyllas senast 2027. Det finns ingen möjlighet att ytterligare förlänga detta förutom när de naturliga förhållandena inte tillåter snabb förbättring vattenförekomsten.

Målen (miljökvalitetsnormen) i artikel 4 är inte rättsligt bindande för personer i Sverige. Skyldigheten att följa ramdirektivet för vatten åligger istället staten och de behöriga myndigheterna. De är skyldiga att inte tillåta projekt som leder till försämring eller äventyrar uppnåendet av miljökvalitetsnormerna. Denna skyldighet klargjordes *Weserdomen* (2015).

I Weserdomen förklarade EU-domstolen hur miljömålen i artikel 4 i ramdirektivet för vatten skall tolkas och tillämpas i enskilda tillståndsprocesser. Domstolen konstaterade att ”en 'försämring' av en ytvattenförekomst, så som avses i artikel 4.1(a), inträffar… så snart statusen hos minst en av kvalitetsfaktorerna enligt bilaga V i direktivet blir försämrad med en klass, även om denna försämring inte leder till en försämring av klassificeringen av ytvattenförekomsten som helhet.” Vidare konstaterar domstolen att om den aktuella kvalitetsfaktorn enligt nämnda bilaga däremot redan befinner sig i den lägsta klassen ska varje försämring av denna kvalitetsfaktor anses innebära en ”försämring av statusen” hos en ytvattenförekomst. På så sätt har domstolen kopplat samman försämring med enskilda kvalitetsfaktorer i stället för den övergripande vattenkvalitetsstatusen. Domstolen var tydliga att artikel 4 är rättsligt bindande för medlemsstaterna. Om en medlemsstat inte följer EU-lagstiftningen kan kommissionen inleda ett överträdelseärende mot medlemsstaten.

Tolkningen av artikel 4 i ramdirektivet för vatten i Weserdomen utgör en begränsning för hur ett handelssystem för näringsbelastning kan utformas. Om handelssystemet är frikopplas från tillståndssystemet och istället utgör ett system för fördelning av utsläpp/belastningar och med en förutsättning att verksamhetsutövarna i vattenförekomsterna måste minska sina utsläpp/belastningar (eller tillstånd), bör det anses vara i linje med ramdirektivet för vatten. Ett handelssystem skulle dra nytta av att omdefiniera vattenförekomster i större enheter. Justeringar måste dock följa ramdirektivet för vatten och möjligheterna att anpassa vattenförekomster till större enheter är mycket begränsade.

DEL D: FÖRSLAG TILL STRATEGI FÖR ATT IMPLEMENTERA ETT HANDELSSYSTEM I ÖSTERSJÖOMRÅDET

I denna del lägger vi fram ett konkret förslag till ett ambient system för handel med övergödning och en strategi för hur det ska genomföras.

- **I kapitel 23** presenteras mer konkreta detaljer, inklusive en plan och strategi, för införandet av det system som presenteras i del A.
- **I kapitel 24** beskrivs en plan och strategi för att förankra och driftsätta handelssystemet, med fokus på att strukturera en framtida statlig utredning.
- **Kapitel 25** innehåller avslutande kommentarer för del D.

23 STRATEGI FÖR INFÖRANDE AV ETT AMBIENT HANDELSSYSTEM

Oavsett om Sverige utvecklar ett nationellt handelssystem eller söker stöd för ett internationellt handelssystem för Östersjöregionen innebär ett ambient handelssystem miljömässiga, ekonomiska och politiska nyttor jämfört med andra styrmedel. Men det innebär också utmaningar. De nyttor och utmaningar som har identifierats på en allmän nivå diskuterades ingående i kapitel 4 och i detta kapitel diskuteras mer specifika utmaningar med ett ambient handelssystem.

En stor utmaning är politisk acceptans. För att ett handelssystem för näringsbelastning skall antas krävs det att systemet kan förväntas uppnå de avsedda målen i vattendirektivet och havsmiljödirektivet samt uppnå en kostnadseffektiv fördelning av åtgärder till lägsta möjliga transaktionskostnad för reglerade enheter (utsläppskällor) och tillsynsmyndigheter. Utifrån vår jämförelse av olika typer av handelssystem (i avsnitt 7.8), tillsammans med erfarenheter från den internationella översikten (i avsnitt 8), är slutsatsen att ett system för handel med ett ambient handelssystem ger en större möjlighet att uppnå målen (se avsnitt 7.5.1 för beskrivning). I ett ambient handelssystem behövs det ingen datorsimulering innan varje transaktion äger rum och varje utsläppskälla ställs inför ett pris.

För att framgångsrikt kunna övervinna de utmaningar som är förknippade med att lansera ett ambient handelssystem bör regeringen gå strategiskt fram och organisera sin interna process för att kommunicera och styra handelssystemet genom design, lagstiftning och implementering. Detta innebär att man samordnar beslutsfattandet mellan flera centrala och regionala organ som kommer att delta i systemet, engagerar berörda parter och förbereder för den politiska lagstiftningsprocessen.

I följande avsnitt beskriver vi en strategi för att genomföra och utforma ett ambient handelssystem för Östersjöområdet. Processen innehåller 10 steg och omfattar hur man bygger upp politiskt stöd samt tekniska beslut gällande design och data. Stegen sammanfattas nedan, och mer detaljer om de olika stegen ges i följande kapitel.

1. **Bygg upp politiskt stöd.** Utveckla stöd för ett ambient handelssystem genom att utbilda och bygga upp kunskap bland aktörer som kommer att verka inom systemet.
2. **Bestäm omfattningen.** Bestäm handelssystemets omfattning, inklusive näringsämnen och sektorer som ska inkluderas samt vilket rättssubjekt som tillhandahåller rapporteringskrav osv.
3. **Bestäm handelsenhet.** Välj den mest effektiva måttenheten för handel.
4. **Besluta om kompensationsåtgärder.** Avgör om det är tillåtet med ambienta kompensationsåtgärder av andra parter än de reglerande parterna.
5. **Bestäm belastningsgränser.** Fastställ totala tillåtna kväve- och fosforbelastningen till recipienterna.
6. **Definiera storleken på ambienta marknader.** Bestäm optimala marknadsstorlekar, vilka kan variera med antalet utsläppskällor i ett visst område/avrinningsområde.
7. **Definiera ett effektivt geografiskt område.** Bestäm omfattningen av det geografiska området för ett handelssystem, vilket beror på antalet källor och storleken på de reduktioner som krävs inom varje område.
8. **Inrätta institutionella bestämmelser.** Upprätta ett regelverk för köpare och säljare, vilket också inkluderar vem som gör vad och när.

9. **Generera verifierade data för att systemet ska fungera.** Kontrollera mätningar av utsläpp eller belastningsminskningar per år, tillsammans med parametrar från hydrologisk modellering och maximalt tillåtna belastningar till recipienter.
10. **Expandera internationellt.** Utöka handelssystemet till ett internationellt system, vilket ger ytterligare fördelar.

Hela lagstiftningsprocessen för att införa ett handelssystem i Sverige kan ta 6–7 år och beskrivs närmare i Kapitel 24.

23.1 BYGGA UPP POLITISKT STÖD

En strategi för att införa ett handelssystem i Sverige måste noga överväga processen för att utbilda beslutsfattare, lagstiftare, reglerade enheter samt allmänheten och media om fördelarna och nackdelarna med ett ambient handelssystem. För att ge råd till regeringen bör en bred grupp med flera intressenter konsulteras som består av statliga ledare, industriledare, företrädare för icke-statliga miljöorganisationer och den akademiska världen.

Sverige har en begränsad men rik erfarenhet av att producera svensk lagstiftning för handelssystem (2020:1173) om utsläpp av växthusgaser och lagen (2011:1200) om elcertifikat. Relevanta lärdomar bör dras av dessa system och införas i lagstiftningsarbetet för ett framtida ambient handelssystem.

Före och under genomförandet av det ambienta handelssystemet är det viktigt att regeringen och forskningssektorn tillhandahåller den kapacitet och kunskap som behövs till de offentliga organ som kommer att vara involverade i driften. På samma sätt bör uppsökande verksamheter säkerställa att reglerade enheter och andra marknadsaktörer förstår principerna bakom det ambienta handelssystemet för näringsbelastningar.

Det avgörande första steget i en strategi för Sverige, så väl som för potentiella medlemsländer runt Östersjön, är att möjliggöra en välinformerad nationell och internationell debatt och utveckla ett brett politiskt, industriellt och offentligt stöd till ett ambient handelssystem. Medan kapitel 4 behandlar allmänna fördelar och utmaningar med ett handelssystem för näringsbelastningar så behandlar följande avsnitt fem specifika funktioner i ett ambient handelssystem. Dessa fem funktioner fungerar som stödargument för att implementera ett sådant system i Östersjöregionen.

Tillvägagångssättet i ett ambient handelssystem är förutsägbart eftersom man reglerar det totala inflödet av belastning till varje vattenförekomst från den grupp av källor som avger föroreningar. De reglerade reduktionerna av inflödet till varje vattenförekomst fram till mål-året ger en tydlig signal till utsläppskällorna om nödvändiga minskningar fram till mål-året. Denna förutsägbara bana kommer också att vara en avgörande vägledning för utsläppskällorna i deras långsiktiga planering av investeringar i åtgärder.

Att reglera summan av belastningar till varje vattenförekomst och samtidigt tillåta handel mellan de olika parter som släpper ut föroreningar i området, medför större flexibilitet och möjligheter för att de minskar sina utsläpp. Alla parter som gemensamt förorenar samma vattenförekomster/bassäng kan således dela på bördan genom ett handelssystem. Därför kan en relativt större minskning per år motiveras jämfört med att scenario där varje förorenande part regleras individuellt med lika stränga gränsvärden. Sammantaget kan handelssystemets mål-år fastställas tidigare jämfört med ett scenario med manuell förvaltning och individuella gränsvärden som inte ger samma flexibilitet varje part.

23.1.1 Snabbare genomförande genom att flytta incitamenten till utsläppskällorna

Enligt nuvarande system (Miljöbalken) ansvarar varje utsläppskälla för att verksamheten uppfyller kraven. De som förorenar har dock inga ekonomiska incitament att initiera några nya åtgärder som uppfyller strängare krav. Det är snarare mer rationellt att utsläppskällor med gamla tillstånd (ofta mindre stränga krav) att vänta till att myndigheterna initierar omprövning.

Myndigheterna måste således inleda tillståndsprocesserna för att genomföra åtgärderna. För att genomföra detta behövs administrativa resurser, vilket resulterar i långsammare genomförande med en viss administrativ resursinsats än om inledandet hade burits av utsläppskällorna själva. I en sektor med ett stort antal utsläppskällor kan detta bli tidskrävande under transformativa förändringar. Med nuvarande genomförandegrad kommer det till exempel att ta nästan 50 år för kommuner att initiera genomförandeåtgärder för implementeringar av alla enskilda avlopp (IWDS) (VVS-fabrikanternas råd, 2020).

Ett handelssystem skapar incitament för utsläppskällorna att själva agera, snarare än att vänta på att de offentliga myndigheter som utsetts i åtgärdsprogrammen för vattendirektivet initierar åtgärder. Inom ramen för ett handelssystem blir det dyrt för källorna att vänta på myndigheternas tvångsåtgärder, eftersom det kommer att kräva att de köper fler rätter eller certifikat varje år. Denna kostnadsökning består dels av att antalet rätter eller certifikat, som måste köpas, ökar för varje år och således ökar också systemets stringens med tiden, dels för att priserna ökar till följd av ökad efterfrågan på rätter eller certifikat. De ökande kostnaderna förskjuter småningom incitamentet från myndigheter till utsläppskällor, att inleda processen för miljötillstånd. Myndigheternas administrativa resurser kan istället för att administrera det ökade antalet omprövade tillstånd som nu initierats av utsläppskällorna användas till att öka insatserna inom områden eller sektorer där handelssystemet inte införts.

23.1.2 Möjlighet att locka externa aktörer och externa kapitalinflöden

Det finns två sätt att engagera externa aktörer (externa aktörer är aktörer som inte själva genererar utsläpp). För det första kan frivilliga externa aktörer generera ett externt kapitalinflöde genom att köpa rätter eller certifikat. De utsläppskällor som genom sina egna åtgärder har uppfyllt skyldigheterna får då denna externa finansiering. I Östersjöregionen finns det redan aktörer som vill bekämpa övergödningen med sådana typer av incitament. Det går också att engagera filantropiska individer som vill spendera sina pengar på miljöskydd, exempelvis deltagare i Baltic 2020 – en stiftelse som syftar till att finansiera åtgärder och forskningsprojekt som bidrar till att göra Östersjön mer välmående.

För det andra kan externa aktörer frivilligt genomföra verifierade åtgärder för att minska utsläppen av näringsämnen och få betalt för detta genom att sälja sina genererade certifikat på marknaden. Detta kommer vara ett nytt sätt att locka externa aktörer att frivilligt genomföra åtgärder för att exempelvis minska utsläpp från jord- och skogsbrukssektorerna.

23.1.3 Flexibilitet vid hantering av fördelningseffekter

Ett ambient handelssystem kommer att ge en kostnadseffektiv fördelning av belastningsminskningar mellan recipienterna, oavsett den ursprungliga tilldelningen av rätter eller certifikat. Detta gör det möjligt att välja tilldelningar som ger fördelningar som mer sannolikt kommer att leda till acceptans bland andra länder och därmed öka det potentiella deltagandet över tid. När till exempel potentiella sektorer eller länder har befogenhet att blockera genomförandet kan de erbjudas gratis tilldelning av rätter eller certifikat för att locka

fram deltagande. Detta kan hjälpa länderna att bygga upp det nödvändiga politiska stöd som behövs för att ansluta sig till handelssystemet.

23.1.4 Förbättrad kostnadseffektivitet inom vattendirektivet

Enligt vattendirektivet (bilaga III, b) ska medlemsstaterna göra en bedömning om vilken som är den mest kostnadseffektiva kombinationen av åtgärder för att adressera vattenanvändning i åtgärdsprogrammet (artikel 11). Enligt det nuvarande systemet identifierar regionala myndigheter de kostnadseffektiva åtgärderna i åtgärdsprogrammet. Med ett handelssystem kan dock kostnadseffektiva lokala åtgärder automatiskt identifieras genom att handelssystemets mål utgörs av de reduktioner som krävs inom vatten- respektive havsmiljöförvaltningen. Detta leder automatiskt till kostnadseffektiva fördelningar av belastningar inom varje vattenförekomst.

23.2 BESTÄM OMFATTNINGEN PÅ HANDELSSYSTEMET

Ett viktigt steg är att besluta om den övergripande omfattningen på handelssystemet. Detta avgörs beroende på de val som görs efter följande frågor: De sektorer och näringsämnen som skall omfattas, den juridiska enhet som skall omfattas av rapporteringskraven, kriterierna för att utesluta någon källa (till exempel små källor, källor längst upp i avrinningsområden, källor i områden där miljöstatusen redan är god eller nära god osv.). Andra kriterier som bör beaktas är antalet utsläppskällor per areal, möjlighet att övervaka utsläpp eller belastningsminskningar, administrativ genomförbarhet, transaktionskostnader och samverkan med befintliga styrmedel.

De största utsläppskällorna av näringsämnen till Östersjön – och därmed de mest relevanta utsläppskällorna att överväga att inkludera i ett framtida handelssystem är jordbruk, offentliga reningsverk, skogsbruk, fiske och vissa industrier. Jordbruket är den största sektorn när det kommer till den totala belastningen och är därmed en av de viktigaste utsläppskällorna att inkludera. Möjligheten att inkludera externa aktörer (inklusive deras kapitalinflöden), tillsammans med förmågan att uppmuntra dem till att genomföra ambienta kompensationsåtgärder, förbättrar den politiska acceptansen av att inkludera jordbruket i ett handelssystem. Framtida undersökningar kan överväga riskerna och möjligheterna med att inkludera andra aktörer – till exempel vattenbruk, lokala avloppssystem osv. – vilket bland annat beror på möjligheterna att generera data samt att definiera aktörerna och avgränsa relevanta jurisdiktioner.

Externa aktörer är aktörer som inte själva släpper ut näringsämnen i systemet och tvingas därför inte att äga certifikat som genererar belastningsminskningar. Dessa aktörer kan vara köpare i syfte att minska tillgången på certifikat genom att köpa och dra tillbaka dem av filantropiska skäl. För Östersjöregionen finns det redan aktörer med sådana typer av incitament som är aktiva för att bekämpa övergödningen. En grupp av sådana aktörer är filantropiska individer som väljer att använda sina pengar till miljöskydd.

Andra externa aktörer kan vidta egna åtgärder genom att generera certifikat via genomförda åtgärder för att minska utsläppen av näringsämnen. Genom att göra dessa certifikat tillgängliga på marknaden kan de därmed få betalt för att ha genomfört frivilliga åtgärder. Detta är ett nytt sätt att finansiera åtgärder för att minska utsläppen från jordbruks - och skogssektorerna.

23.3 BESLUTA OM ENHETEN FÖR HANDEL

Utsläpp av näringsämnen från punktkällor möjliggör reglering vid utsläppspunkter, genom att införa förbättrade metoder för flödesmätning som omvandlas till belastningar vid receptorpunkter i recipienten och därmed belastningsrätter (Naturvårdsverket, 2012). Utsläpp från icke-punktkällor kan täckas under förutsättning att det finns verifierade metoder för att koppla samman vissa åtgärder med minskningspotentialer. Det finns undersökningar som tyder på att vissa åtgärder uppfyller kraven på resultatindikatorer (se avsnitt 6.4). Dessa åtgärder inkluderar till exempel fånggrödor, vårbearbetning, skyddszoner, anpassade skyddszoner, strukturkalkning, våtmarker och dammar. Dessa typer av åtgärder inom jordbruket är i dag berättigade till miljöstöd och vissa av dem är också berättigade till medel för lokala vattenreningsprojekt (Lokala vattenvårdsprojektet, LOVA).

Eftersom jordbruket är den största källan till utsläpp av näringsämnen blir certifikat (belastningsreduktioner) för verifierade åtgärder den naturliga handelsenheten. Detta eftersom det inte finns något enkelt sätt att mäta de totala utsläppen från varje diffus källa. Åtgärder som leder till belastningsminskningar kan omsättas i certifikat (minskningar sedan systemet har startats). Handel med certifikat innebär att handel sker med belastningsminskningar snarare än med totala utsläpp. Det innebär att fördelningseffekterna av certifikatshandeln kommer att vara desamma som vid gratis tilldelning av belastningsrätter. Även om båda kan fungera är det värt att notera att sektorer med punktkällor kan ha en betydande lobbypåverkan och tidigare har föredragit handel med certifikat snarare än belastningsrätter (se till exempel handelssystemet för certifikat (krediter) som används i det föreslagna CEASAR-handelssystemet för kvävereduktioner från svenska avloppsreningsverk (Naturvårdsverket, 2012).

23.3.1 Besluta om kompensationsåtgärder

Externa aktörer som genererar ambienta certifikat genom att frivilligt vidta verifierade åtgärder för att minska belastningen av näringsämnen till recipienter (och få betalt för dem) kan bidra till att locka externa kapitalfinansieringsåtgärder till marknaden. För att kunna rapportera ambienta kompensationsåtgärder i handelssystemet måste dessa motprestationer också kontrolleras och redovisas på samma sätt som certifikat, med andelar i en portfölj som bestäms av den geografiska placeringen av kompensationsåtgärden. Kompensationer som handlas som ambienta certifikat innebär att kompensationerna handlas och verifieras med samma typ av ambienta certifikat som reglerade utsläppskällor använder. Ambienta kompensationsåtgärder är går således inte utanför det som är reglerat i systemet.

23.3.2 Förslag till val av sektorer och enhet för handel

De sektorer och handelsenheter som diskuterats tidigare sammanfattas i

Tabell 23.1, som föreslår en ytterligare analys av följande alternativ för sektorer och handelsenheter.

Eftersom en belastningsrätt och ett certifikat för belastningsminskning har samma enhet kan de länkas inom samma system. Ett alternativ är därför en kombination där punktkällor använder belastningsrätter och handlar med belastningar medan diffusa källor använder certifikat och handlar med belastningsminskningar. Systemets omfattning kan också ändras med tiden i takt med att acceptansen och andra omständigheter förändras.

Tabell 23.1 Förslag till omfattning av marknaden (sektorer) och handelsenheter

Sektor	Enheter för ambient handel		Deltagande
	Belastningsrätt	Reduktionscertifikat	
Avloppsreningsverk	Ja	Ja	Obligatoriskt
Industri	Ja	Ja	Obligatoriskt
Jordbruk	Nej	Ja	Obligatoriskt och/eller frivilligt
Skogsbruk	Nej	Ja	Obligatoriskt och/eller frivilligt
Externa aktörer som köper rätter eller certifikat	Ja	Ja	Frivilligt
Externa aktörer som genererar certifikat genom att genomföra åtgärder och sälja certifikat	Nej	Ja	Frivilligt

23.4 BESTÄM BELASTNINGSGRÄNSER

Regeringen/regeringarna kommer att behöva besluta om målbanor i det ambienta handelssystemet för maximala belastningar, eller minimala belastningsminskningar, fram till ett mål-år när målen ska nås. Ett ambient handelssystem har flera ambienta tak - lokala mål – vilket innebär att lagstiftaren sätter en kombination av mål.

Vi föreslår att målen för det ambienta handelssystemet fastställs för att uppfylla målen i vatten- och havsmiljöförvaltningen[22]. Det främsta skälet är att systemet för varje annat val av mål riskerar att motverka ett uppfyllande av miljökvalitetsnormerna. Dessa mäts med flera indikatorer, som var och en måste nå förutbestämda målnivåer för att uppfyllas. I det svenska genomförandet av vatten- och havsmiljödirektiven är koncentrationshalterna av kväve och fosfor i vattnen indikatorer som har målvärden som måste uppnås för att uppfylla miljökvalitetsnormerna. Dessa är alltså de mest naturliga indikatorerna för att utforma ambienta handelssystem för dessa näringsämnen.

Ett ambient handelssystem reglerar inte utsläppsflödena vid källorna utan inflödet till vattenförekomster/bassänger. Vid införandet av ett ambient handelssystem behöver ansvarig myndighet därför fastställa gränsvärden (tak) för inflödet av belastningar till varje recipient som förväntas uppnå målkoncentrationerna hos indikatorerna för kväve och fosfor. Sverige är ett av få EU-länder som har infört miljökvalitetsnormer som rättsligt bindande mål på vattenförekomstsnivå. Detta blir i själva verket en fördel för ett ambient handelssystem, vars marknader kommer att fungera effektivare med stabila och förutsägbara tak för varje receptor.

Vi föreslår att man inte sätter upp mål för det ambienta handelssystemet för att endast uppnå BSAP-mål eller andra mål som täcker ett stort område i Östersjöregionen, även om detta skulle skapa incitament för att minska utsläppen och utjämna de marginella åtgärdskostnaderna i hela regionen. Skälet är att detta inte skulle vara en kostnadseffektiv fördelning av åtgärder för att uppfylla de lokala miljökvalitetsnormerna i vattendirektivet och havsmiljödirektivet. Även om handeln med minskningar inte skulle komma att strida mot miljökvalitetsnormerna inledningsvis, skulle den så småningom kunna äventyra uppfyllandet

[22] I Sverige genomförs målen i havsmiljödirektivet som miljökvalitetsnormer, precis som i vattendirektivet.

av miljökvalitetsnormerna när åtgärder väljs över tid så att de marginella åtgärdskostnaderna mellan olika källor utjämnas. Detta istället för att nå den kostnadseffektiva fördelningen som krävs för att uppfylla miljökvalitetsnormerna. Ett handelssystem med ett tak, och som alltså utjämnar de marginella åtgärdskostnaderna i hela regionen, kan till exempel leda till att genomförandegraden i områden med redan dålig status blir långsammare.

23.5 BESTÄM STORLEK PÅ DE AMBIENTA MARKNADERNA

I ambienta handelssystem är de ”ambienta marknaderna”, med sina lokala tak för varje vattenförekomst/bassäng, centrala komponenter. Det innebär att ett system som täcker Östersjöregionen skulle bestå av flera tusen lokala ambienta marknader. En utsläppskälla måste köpa en specifik portfölj med belastningsrätter eller certifikat som täcker varje vattenförekomst/bassäng som är mottagare av dess utsläpp. Trots det skulle varje utsläppskälla bara möta ett pris för sin egen utsläppsenhet, vilket är det viktade medelvärdet av priserna på alla rätter eller certifikat i portföljen.

Den begränsade storleken på en ambient marknad kan vid en första anblick verka oroväckande. När en marknad är tunn i ett traditionellt handelssystem innebär det att aktörerna får sök-kostnader för att hitta en potentiell säljare/köpare. I ett ambient handelssystem handlar dock aldrig aktörer med varandra. Frekvensen av transaktioner kommer inte heller att vara lägre i ett ambient handelssystem än i ett traditionellt handelssystem med ett tak eftersom en köpare i varje transaktion måste köpa en portfölj som innehåller rätter eller certifikat från ett stort antal marknader. En köpare i ett avrinningsområde som behöver köpa en viss portfölj med rätter eller certifikat från exempelvis 100 marknader nedströms kommer till exempel att generera 100 transaktioner på 100 olika marknader för var och en av sina transaktioner. Antalet transaktioner i systemet ökar således proportionellt med antalet marknader. Insyn i priser och omsatta volymer är fördelaktigt eftersom det ger information till alla marknadsaktörer. Att tillåta mellanhänder och mäklare att vara aktiva i ett ambient handelssystem är en förutsättning eftersom reglerade aktörer aldrig handlar med varandra, samt att det ökar insynen genom att kanalisera priser, efterfrågan och utbud inom varje område.

I glest befolkade avrinningsområden som har få reglerade utsläppskällor kan det att uppstå situationer där en marknad kan innehålla ett större antal vattenförekomster och bara några få utsläppskällor i dessa. I detta fall kan en ambient marknad omfatta alla dessa vattenförekomster som en grupp. Taket på belastningen till denna grupp sätts utifrån den belastningsminskning som behövs i vattenförekomsterna med sämst status inom gruppen.

Detta innebär att det är främst antalet utsläppskällor per areal som avgör storleken på ambienta marknader i avrinningsområdena. På landsbygden kan en ambient marknad ibland komma att innehålla ett stort antal vattenförekomster, medan marknader i närheten av urbana områden med många utsläppskällor ofta kommer att ha en ambient marknad per vattenförekomst. Att skala upp marknaderna i glest befolkade avrinningsområden kan spara betydande administrativa kostnader utan att kontrollen av belastningar kostnadseffektiviteten går förlorad. I vilken utsträckning denna möjlighet kan användas även för en uppskalning av marknaderna i kust- och utsjövatten är beroende av hur transporten av näringsämnen mellan olika kust- och utsjövatten sker i det specifika fallet.

23.6 BESTÄM SYSTEMETS GEOGRAFISKA OMRÅDE

En ekonomiskt effektiv storlek på det geografiska området för ett ambient handelssystem beror på en kombination mellan antalet utsläppskällor i avrinningsområdena (se ovan) och storleken på den minskning som behövs i avrinningsdistriktet för att uppfylla miljökvalitetsnormerna. Det finns ingen nettonytta med att utvidga det ambienta handelssystemet till geografiska områden med mycket få utsläppskällor och/eller där god eller hög status redan har uppnåtts i många vattenförekomster. Systemet skulle inte kräva några åtgärder från dessa källor (de är helt enkelt passiva i systemet).

När utsläppskällorna är få och behoven av minskning är små i ett område kan handelssystemets administrativa kostnader uppväga de fördelar det ger (se kapitel 23.1). När källorna är få i ett område kan sannolikt befintliga styrmedel uppnå mål med lägre administrativ börda – i sådana fall kan det vara värt att utesluta obligatorisk inkludering i ett ambient handelssystem och tillåta frivilligt deltagande. Områden i Sverige där sådana förhållanden kan ses skulle till exempel kunna vara Västerbotten, Jämtland eller Smålands skogar och regionerna norr om Ålands hav (för kväve). Det måste undersökas ytterligare ur ett juridiskt perspektiv om vissa områden kan uteslutas från ett system. Observera också att administrativa fasta kostnader redan betalas genom implementeringen av systemet i en del av landet. Vid ett beslut att inkludera andra delar bör därför de marginella administrativa kostnaderna jämföras med de marginella fördelarna med att inkludera andra delar.

Fördelarna med ett ambient handelssystem kommer att vara störst i områden med många utsläppskällor, hög belastning och dålig status. I praktiken sammanfaller dessa tre faktorer ofta - där det finns många källor finns det ofta också hög belastning och dålig status. Dessa villkor gäller vanligtvis i kustområden, jordbruksområden och omkring större inlandsstäder (se grön kvadrant i Tabell 23.2). Risken för tunna marknader i den röda kvadranten tyder däremot på mycket liten vinst från ett handelssystem. De återstående gula kvadranterna kan innebära begränsade vinster och bör övervägas från fall till fall.

Tabell 23.2 Föreslagna kriterier för att fastställa effektiva geografiska områden i systemet för handel med utsläppsrätter. Grönt representerar scenarier med de största vinsterna från ett handelssystem, gult representerar potentiella vinster och bör utvärderas från fall till fall. Rött indikerar mycket begränsade vinster.

	Låg status	**God eller hög status**
Få aktörer	Hög risk för tunna marknader. Överväg att ändra storleken på marknaderna i det ambienta handelssystemet i området eller överväg att utesluta obligatoriskt deltagande och i stället tillåta frivilligt deltagande. Typiska områden: I närhet av stora punktkällor, jordbruksområden i glest befolkade områden.	Mycket hög risk för tunna marknader. Undanta området från det ambienta handelssystemet. Typiska områden: Skogsområden i glesbefolkade inlandsområden.
Många aktörer	Låg risk för tunna marknader. Inkludera området i det ambienta handelssystemet med obligatorisk täckning. Typiska områden: Nedströms avrinningsområden, kustområden, jordbruksregioner och omkring större inlandsstäder.	Risk för lägre frekvens i transaktioner. Överväg att utesluta obligatoriskt deltagande i det ambienta handelssystemet och i stället tillåta frivilligt deltagande.

23.7 INRÄTTA INSTITUTIONER

Framtagandet och genomförandet av marknadsbaserade styrmedel som det ambienta handelssystemet kräver ett regelverk som kan ge signaler till de reglerade verksamheterna och ge tydliga ansvar för olika marknadsfunktioner. De institutionella bestämmelserna för ett ambient handelssystem med certifikat bör innehålla följande steg (för en liknande beskrivning av ett ambient handelssystem med rätter, se kapitel 10).

1. Ansvarig myndighet fastställer för varje år en lägsta total minskning av inflödet av belastningar (kg/år) till varje vattenförekomst/bassäng (alternativt grupper av dessa). Dessa minskningar innebär att det lägsta årliga antalet certifikat fastställs som verksamhetsutövarna ska lämna in.
2. Ansvarig myndighet kräver att varje verksamhetsutövare lämnar in certifikat motsvarande individuella kvoter. Summan av de individuella kvoterna i varje vattenförekomst/bassäng motsvarar det reglerade antalet kvoter i vart och ett av dessa vatten.
3. Varje verksamhetsutövare skall före utgången av varje år lämna in certifikat som motsvarar dennes individuella kvot för varje vattenförekomst/bassäng. Detta är certifikat som antingen (1) genererats genom verifierade egna minskningar, (2) köpts från andra aktörer med verifierade minskningar under samma handelsperiod, eller (3) köpts på en auktion som innehas av ansvarig myndighet.
4. Påföljder och/eller åtal tillämpas för verksamhetsutövare som inte lämnar in certifikat motsvarande de individuella kvoterna i sin portfölj.
5. Det reglerade lägsta antal certifikat som ska lämnas in för varje vattenförekomst, kustvatten och havsbassäng (eller grupper av sådana), ökas årligen enligt en förutbestämd bana plan fram till det år då målen skall uppnås.

Regelverket måste också tillhandahålla ett trovärdigt tillsynssystem (t.ex. påföljder för bristande efterlevnad) och åtföljas av en effektiv styrning för att garantera öppenhet och öka intressenternas deltagande. Som en del av utformningen av ett ambient handelssystem bör regeringen kartlägga de långsiktiga institutionella skyldigheterna att implementera ett sådant handelssystem och utvärdera vilka av dessa som kan tilldelas befintliga myndigheter och vilka som kan kräva utveckling av nya förvaltningsenheter.

23.8 TA FRAM VERIFIERADE DATA FÖR DRIFT AV SYSTEMET

Ett ambient system för handel med belastningsrätter kräver flödesmätningar vid punktutsläpp och verifierade åtgärder vid diffusa källor med resultatindikatorer för de minskningar som genereras av dessa åtgärder. För att beräkna belastningar på recipienterna behövs parametrar från vattenkvalitetsmodeller som beskriver genomsnittliga värden för retention och transport av näringsämnen mellan källor och mottagande vattenförekomster/bassänger. En vattenkvalitetsmodell (eller hydrologisk modell) är en simulering av ett hydrologiskt system som kan förutsäga effekterna av utsläpp av näringsämnen, i termer av belastningar på olika platser. De viktigaste data som krävs för att driva ett ambient handelssystem:

- Ackrediterade flödesmätningar vid punktkällor

- Ackrediterade och verifierade åtgärder för diffusa källor med resultatindikatorer som beskriver belastningsminskningar per åtgärdsenhet som genomförs på viss jordbruksareal (kg näringsämnen per ha).
- Estimerade värden för genomsnittlig retention- och näringstransport mellan varje utsläppskälla och de mottagande vattenförekomster/bassänger. Dessa värden utgör de konstanta överföringskoefficienterna mellan varje utsläppskälla och recipient i det ambienta handelssystemet.
- Högsta tillåtna näringsbelastning per år för varje vattenförekomst (eller grupp av vattenförekomster) eller bassäng, baserat på målindikatorerna för näringsämnena.
- Reduktionsbanor för högsta tillåtna näringsbelastningar per år fram till det år då målet skall uppnås.
- SMHI (2010) har skapat modeller som kan beräkna och förutsäga näringsbelastningar i vattendrag, insjöar och kustvatten och som baseras på retention och transport av näringsämnen. Dessa modeller är i drift och har använts av svenska myndigheter. Förutom estimerade värden för genomsnittlig retention och näringsämnestransport mellan källor och mottagande vatten kräver ett system för handel med näringsämnen robusta modeller och metoder för att koppla samman åtgärder vid diffusa källor med det belastningar av näringsämnet i mottagande vatten.

23.9 EXPANDERA INTERNATIONELLT

I ett internationellt ambient handelssystem köper och säljer enskilda utsläppskällor fortfarande portföljer med belastningsrätter eller belastningscertifikat. En källa i Sverige kommer att köpa och sälja en portfölj med andelar från svenska inlandsvatten inom avrinningsområdet, kustvatten och utsjövatten i Östersjön. En källa i till exempel Polen kommer att köpa och sälja en portfölj med andelar från samma kustvatten och utsjövatten (utöver polska inlandsvatten i dess avrinningsområde). Den svenska källan och den polska källan handlar ”delvis” och indirekt med varandra eftersom deras portföljer innehåller samma kustvatten och utsjövatten i Östersjön. Storleken på andelarna kommer dock att skilja sig åt i portföljerna. Den svenska källans portfölj har sina största andelar i svenska kustvatten inom avrinningsområdet och sina minsta andelar i avlägsna kustvatten i andra länder. Det motsatta gäller den polska källans portfölj.

Genom att utvidga ett ambient handelssystem till ett internationellt system kan man få ytterligare fördelar i termer av kostnadseffektivitet och externa kapitalinflöden. Dessutom gör ett ambient handelssystem baserat vatten- och havsmiljödirektiven det naturligt att inkludera andra EU-länder i framtida utvidgningar.

Men det innebär också utmaningar på grund av skillnader mellan länder när det gäller t.ex. attityder bland väljare, ekonomisk tillväxt, teknisk utveckling och förändringar i intressenters påtryckningar. Som beskrivs i analysen av ländernas incitament (kapitel 14) finns det tre möjliga vägar framåt för en svensk strategi för att förhandla om ett internationellt ambient handelssystem. Den första bygger på ett allmänt deltagande från alla nio länder, den andra fokuserar på en mindre koalition av länder med liknande intressen och i den tredje vägen gör Sverige före och demonstrerar möjligheter via ett nationellt handelssystem följt av en gradvis utvidgning till andra länder (se Tabell 14.2).

Den tredje vägen – ”gradvis utvidgning” – är troligen den mest lovande (se detaljer i kapitel 14). I detta scenario utvecklar Sverige ett nationellt ambient handelssystem och uppmanar sedan Finland till ett bilateralt samarbete om tillhandahållande av kompensatoriska betalningar och eventuellt andra former av stöd till Polen och/eller Litauen. Genom att inkludera ett land som Polen kan de ekonomiska och miljömässiga fördelarna öka på grund av landets storlek och storleken dess nuvarande bidrag till övergödningen.

Initiala tilldelningar av belastningsrätter eller certifikat kan användas som kompensationsbetalningar för att locka andra länder att delta i ett internationellt system. De initiala tilldelningarna sett ur ett fördelningsperspektiv behöver inte nödvändigtvis vara bunden till de lokala taken inom varje land. När det gäller belastningsrätter är det till exempel endast rätterna i den specificerade portföljen för varje verksamhetsutövare som kan rapporteras i systemet. Om en verksamhetsutövare har köpt belastningsrätter eller certifikat i andra geografiska områden än de som specificeras i dennes portfölj kan dessa inte användas av verksamhetsutövaren vid rapporteringen. Verksamhetsutövaren kommer därför att vara en extern aktör när det gäller andra belastningsrätter eller certifikat än de som anges i dennes portfölj. En mekanism för sidobetalningar skulle därför kunna vara att ”övertilldela” belastningsrätter eller certifikat till ett motvilligt land (dvs. tillhandahålla mer än vad källorna i landet kan rapportera för efterlevnad i systemet). Det lokala överskotten kan istället säljas via mäklare, som använder portföljernas andelar till andra portföljer som säljs till andra källor i ett grannland som kan rapportera dem. Det motvilliga landet skulle sedan kunna använda intäkterna från denna försäljning för att finansiera andra aktiviteter som är viktiga för landet. Detta exempel understryker hur det ambienta handelssystemet kan uppnå en kostnadseffektiv fördelning från handel oavsett fördelningen hos ursprungliga tilldelningar.

Figur 23.1 Sammanfattning av 10-stegsprocessen för genomförande av ett system för handel i Sverige.

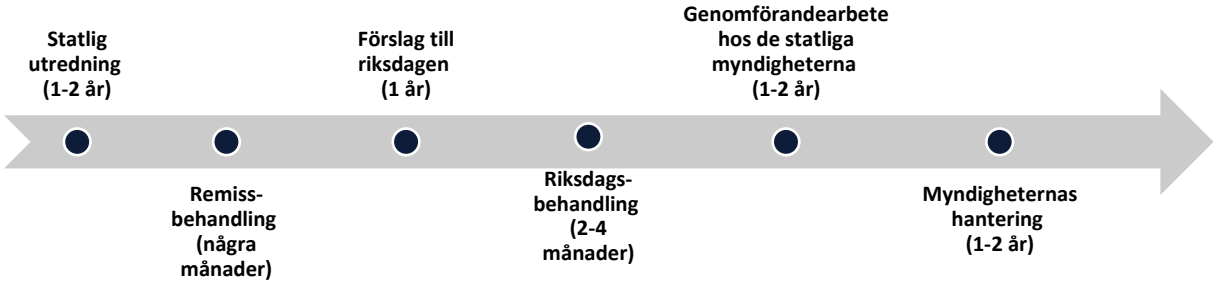


24 PLAN OCH STRATEGI FÖR FÖRANKRING OCH IDRIFTTAGNING AV HANDELSSYSTEMET

För att den strategi som föreslås i denna rapport ska kunna genomföras effektivt så krävs tydlig information om vem som kommer att påverkas och vilka beslut som måste fattas. Regeringen och de berörda organen har en central roll i beslutsprocessen innan handelssystemet införs, men även andra aktörer bör involveras (aktörer, medborgare, kommuner, intressegrupper med flera). Diskussioner angående vilka ekonomiska konsekvenser för olika aktörer som kan bli aktuella kommer att vara en stor fråga. Detta eftersom handelssystemet kommer att leda till investeringar i teknik för att reducera utsläppen. Användningen av subventioner eller undantag från krav skulle kunna övervägas om regeringen vill lätta den ekonomiska bördan för vissa sektorer eller aktörer, eller begränsa graden av involvering baserat på en aktörs storlek.

Eftersom det ambienta handelssystemet för näringsbelastning i första hand är ett nationellt system, med möjlighet att expandera internationellt, är det inte obligatoriskt att informera andra länder eller organisationer om införandet. Undantaget är EU och EU-kommissionen på grund av en potentiell överträdelse mot vattendirektivets mål för att uppnå en god status senast 2027. Processen för att genomföra ett handelssystem kommer uppskattningsvis att ta sex till sju år, vilket innebär att det finns en sannolikhet att de miljöförbättringar som handelssystemet ger inte kan ses före 2027. Det bör dock beaktas att sex till sju år endast är en ungefärlig tidshorisont och att den faktiska uppfyllelsen av god status i vattenförekomsterna genom ett handelssystem kommer att bero på flertalet faktorer, allt från datakvalitet till politisk vilja. Om det finns en politisk vilja att införa ett handelssystem bör den svenska regeringen inleda en dialog med EU-kommissionen om handelssystemet och hur den kommer att vara utformad för att uppnå målen i vattendirektivet och att handelssystemet kommer att respektera icke-försämringskravet.

Figur 24.1 visar den lagstiftningsprocess som krävs för att införa det föreslagna handelssystemet för näringsämnen. Vi tillhandahåller information om respektive steg nedan.



Figur 24.1 Lagstiftningsåtgärder för att genomföra det föreslagna systemet för handel med näringsämnen.

1. Statlig utredning

Ett viktigt steg i genomförandeprocessen av handelssystemet i Sverige är att tillsätta en statlig utredning. En kommitté eller en person, särskild utredare, får i uppdrag att undersöka förutsättningarna för ett handelssystem. Denna utredning måste ges ett tydligt utredningsdirektiv om vad som förväntas och att förslag på lagstiftningstexter ska presenteras. Utredningen kommer att spela en avgörande roll för det framtida genomförandet eftersom flera aspekter måste förberedas innan systemet kan inrättas (se kapitel 24.1). Det kommer sannolikt att ta 1–2 år innan ett slutbetänkande från utredningen kan överlämnas till regeringen.

2. **Remiss av den statlig utredningen**

Betänkandet ska skickas på remiss till berörda myndigheter, organisationer, kommuner och andra intressenter som får/ ska lämna synpunkter, så kallade remissvar. Även de som inte har fått remissen skickad till sig har rätt att lämna synpunkter. Remisstiden kan ta från några veckor till flera månader. Det som framkommer under tiden betänkandet är ute på remiss kan leda till att utvecklingen av ett handelssystem stoppas, att en ny utredning inleds, eller att alternativa lösningar utvecklas. Om den politiska viljan finns kan förslaget från utredningen, eller efter justeringar med en ny remissomgång, tas vidare till nästa steg i processen.

3. **Förslag (proposition) till riksdagen**

Nästa steg är att skriva ett lagförslag till riksdagen. Denna process kommer sannolikt att omfatta samråd med Lagrådet. Lagrådet granskar och yttrar sig över lagförslag efter begäran från regeringen eller ett riksdagsutskott. Ett handelssystem skulle innebära skyldigheter för individer och verksamheter och kommer att påverka ekonomiska förhållanden och verksamhetsutövarnas skyldigheter gentemot det allmänna. I det här fallet kommer ett handelssystem för näringsbelastning att påverka de ekonomiska förhållanden för verksamhetsutövarna då de antingen behöver uppfylla kraven genom att köpa certifikat eller till att de genomför investeringar för att minskar sina utsläpp. Både lagen (2004:1199) om handel med utsläppsrätter och lagen (2011:1200) om elcertifikat granskades av lagrådet. En granskning av lagrådet kommer att behandla följande frågeställningar:

- hur lagförslaget förhåller sig till grundlagarna och rättsordningen i övrigt,
- hur förslagets föreskrifter förhåller sig till varandra,
- hur förslaget förhåller sig till rättssäkerhetens krav,
- om förslaget är så utformat att lagen kan antas tillgodose angivna syften,
- vilka problem som kan uppstå vid tillämpningen.

Om lagrådet har betydande invändningar mot förslaget kan det leda till att en ny utredning behöver genomföras och processen startar om i punkt ett ovan. Mindre synpunkter kan hanteras internt inom Regeringskansliet. Det är också möjligt för regeringen att ändå gå vidare med det av lagrådet kritiserade förslaget och låta riksdagen besluta, även om denna senare strategi kan vara något riskabel.

Om det inte finns några invändningar från Lagrådet kan Regeringskansliet slutföra arbetet med förslaget. Innan förslaget överlämnas till riksdagen kommer förhandlingar att föras mellan de olika departementen inom Regeringskansliet och mellan de politiska partier som finns inom regeringen (om flera partier finns representerade i regeringen. Först efter denna beredning och efter ett beslut på ett regeringssammanträde kan en proposition överlämnas till riksdagen. Denna process kan ta ett år.

4. **Behandlingen i riksdagen**

När förslaget har överlämnats till riksdagen kommer det att ta ungefär 2–4 månader att fatta ett beslut. Förslaget kommer att behandlas av ett riksdagsutskott och sedan läggas fram för omröstning i kammaren. Utskottet granskar förslaget mer ingående och lägger i sin tur fram ett utskottsbetänkade innan det sker en omröstning av lagförslaget i riksdagen. I Sverige ändrar riksdagen mycket sällan lagstiftningstexten utan omröstningar sker ”för-eller-emot” förslaget ”.

5. **Genomförandearbete hos de statliga myndigheterna**

Om förslaget godkänns av riksdagen kommer en skrivelse att skickas till regeringen. En lag gäller sällan direkt från den dag som riksdagen fattar beslutet. Detta regleras i författningen genom ikraftträdandebestämmelser, som anger när reglerna börjar gälla. Därmed finns det tid för regeringen att besluta om förordningar och förbereda införandet genom att ge uppdrag till en eller flera myndigheter. Detta kommer att behövas när det gäller ett handelssystem eftersom det kommer att finnas flera tekniska frågor som bör hanteras. Denna del bedöms ta ca 1–2 år.

6. **Myndigheternas hantering**

Det sista steget är att delegera arbetet med att utveckla krav och utarbeta regler till myndigheterna. Om regeringen är väl förberedd kan detta arbete göras parallellt med genomförandearbetet vid regeringsorganen. Detta kan ta cirka 1–2 år.

24.1 DEN STATLIGA UTREDNINGEN

Som första steg måste den statliga utredningen genomföras där flertalet aspekter och ämnen behandlas och i slutskedet kommuniceras till allmänheten. Många av de frågor som är förknippade med ett handelssystem har tagits upp i denna rapport. Dessa lär behandlas i en utredning, men det finns även andra områden som kommer att behöva behandlas i en utredning. Viktiga huvudfrågor som bör tas upp i en utredning är:

- Förberedelse av en ny lag om handel med näringsämnen från vissa källor och ändring av gällande lagstiftning.
- Föreslå kompetens och resurser för myndigheten att ”leda” och ansvara för styrningen av ett nytt handelssystem
- Den statliga utredningen (eller en befintlig myndighet) bör utses till att fungera som ett redskap för genomförandet samt föra dialog med alla berörda parter (berörda parter kan också ingå i en referensgrupp i utredningen)

Vid utformningen av lagstiftningen för ett handelssystem för näringsbelastning måste flera allmänna principer följas. Lagarna bör vara öppna och tydliga, allmänna i sin form, universella i sin tillämpning och kännbara för alla. Dessutom bör rättsliga krav göra det lätt att vägleda aktörer och lagarna bör inte ställa orimliga kognitiva eller beteendemässiga krav på dem. Lagarna bör därför vara relativt stabila och omfatta avgörande krav som människor kan överväga innan de agerar. Rättsliga skyldigheter ska inte fastställas retroaktivt. Dessutom bör lagen var konsekvent i förhållande till annan lagstiftning. (Bevir, 2010).

För att upprätta det nya handelssystemet och utarbeta lagstiftningstexten bör den statliga utredningen ta upp följande:

- Metoder för att fördela näringsbelastningen på olika vattenförekomster (exempelvis vattenkvalitetsmodell). Det är viktigt att miljökvalitetsnormen i vattenförekomster är det mål som handelssystemet är utformat för att uppnå.
- Tillgång av data av god kvalitet för de underliggande modellerna.
- Den geografiska räckvidden för handelssystemet – antingen allmän och tillämpningsbar i hela Sverige eller geografiskt differentierad. Med undantag från

miljöaspekter och ekonomiska aspekter så kommer laglighet och konkurrens att vara viktiga frågor i denna del.

- De källor som skall ingå i ett handelssystem, inbegripet beslut om eventuella undantag för vissa sektorer, aktörer för vilka deltagande är obligatoriskt och eventuellt frivilligt deltagande.
- Metod för den första tilldelningen av certifikat till aktörer och verksamhetsutövare i Sverige (exempelvis gratis tilldelning eller auktion)
- Utformning av ett register över aktörer och vilken myndighet som ansvarar för det
- Effekter på statsbudgeten
- En samhällsekonomisk utvärdering av handelssystemets effekter
- Hur en eventuell framtida expansion mot en internationell ambient handel med externa aktörer bör hanteras
- Rättsliga frågor uppstår när ett nytt system införs som innebär begränsningar för nuvarande markanvändning och där påföljder för bristande efterlevnad finns. Detta måste undersökas och utvärderas grundligt för att se om det uppfyller de allmänna intressena.
- Fler frågor bör tas upp när det gäller statligt stöd till bekämpning och minskning av näringsbelastning:
    - Kommer handelssystemet att ge aktörer en ”betalning” för reduceringsåtgärder som redan krävs enligt gällande bestämmelser? Utredningen bör ta upp hur en verksamhetsutövares beslut att köpa certifikat eller göra reduktioner kan utformas så att myndigheternas övriga krav enligt också kan uppnås utan konflikter. Ett alternativ skulle kunna vara att utforma ett system där åtgärder som enligt regelverket fortfarande krävs kan handlas med i systemet, men detta skulle kunna göras genom att själva åtgärden (handeln) blir ett krav på deltagande i systemet. Denna utformning kan variera beroende på om handelssystemet baseras på rätter eller certifikat.
    - Hur påverkar handelssystemet de nuvarande subventionerna till projekt som absorberar näringsämnen, exempelvis ekonomiskt stöd för att anlägga våtmarker? Kommer de offentliga reduceringsåtgärderna också att ge certifikat? Om åtgärder som måste vidtas är föremål för handel, finns det en risk för att statliga medel för att köpa certifikat (exempelvis bidrag till våtmarksbyggande) betraktas som otillåtet statsstöd?

24.2 UTVIDGNING AV DEN GEOGRAFISKA RÄCKVIDDEN

När processen för att inrätta handelssystemet för näringsbelastning har inletts i Sverige är det lämpligt att informera Finland och Helcom. Ett skäl till detta är Finland och Sveriges ömsesidiga intresse av att uppnå målen i Bottniska viken, där utsläppskällor på båda sidor påverkar möjligheten att nå målen. Sverige bör presentera det föreslagna handelssystemet för en rad aktörer genom att lyfta fram de miljömässiga och samhällsekonomiska fördelarna. Det är lämpligt att redovisa processen i Sverige och undersöka möjligheterna att samarbeta om utvecklingen av en gemensam modell för vattenkvalitet. Det finns en övergripande

vattenkvalitetsmodell som används vid uppföljningen av vattendirektivet, men denna måste utvecklas när det gäller de vatten som omfattas av havsmiljödirektivet.

25 SLUTSATSER – STRATEGI FÖR ATT IMPLEMENTERA ETT HANDELSSYSTEM I ÖSTERSJÖOMRÅDET

Det kommer att ha stor betydelse att det finns effektiva processer för att ett nationellt ambient handelssystem i Sverige ska kunna genomföras från utformning till lagstiftning och sedan till implementering. I kapitel 23 beskrivs en strategi som bygger på tio steg för att utforma och genomföra ett handelssystem för näringsbelastning som sedan kan utvidgas till hela Östersjöregionen. Viktiga steg i denna strategi är att bygga upp politiskt stöd och upprätta viktiga institutionella arrangemang. Andra viktiga aspekter att ta hänsyn till i utformning och genomförande är bland annat sektorstäckning, begränsning eller tak för utsläpp, handelsenhet, marknadsomfattning, geografisk omfattning och inkludering av motprestationer.

Den strategi som utformas för att införa ett handelssystem i Sverige måste noga överväga processen för att utbilda beslutsfattare, lagstiftare, reglerade enheter, allmänheten och media om fördelarna och nackdelarna med ett ambient handelssystem för näringsbelastning. Inför och under genomförandet är det viktigt att regeringen och forskningssektorn underlättar den kapacitet och kunskap som krävs i de offentliga organ som kommer att delta i driften av det ambienta handelssystemet. I den sista delen av strategin behandlas integreringen av beslut om utformning, statliga institutioner som berörs samt det förberedande lagstiftningsarbetet.

Vattendirektivet ålägger alla EU:s medlemsstater att förhindra försämring av statusen för alla vattenförekomster och att se till att alla vattenförekomster uppnår ”god status” senast 2027. Alla möjligheter att förlänga tidsfristen har uttömts (utom när naturförhållandena utesluter att vattenkvaliteten förbättras i tid).

Ett fullständigt genomförande av ett handelssystem för näringsbelastning som uppfyller målen i vattendirektivet är inte möjligt innan 2027, delvis på grund av tidshorisonten för den svenska lagstiftningen: att tillsätta en statlig utredning, inrätta och genomdriva nya lagar och att vidta nödvändiga åtgärder. I detta komplicerade fall kan det ta mellan 6–7 år innan ett handelssystem är inrättat. Vi betonar dock att ett handelssystem som uppfyller målen i vattendirektivet är av stort värde, särskilt om ett överträdelseärende skulle kunna riktas mot Sverige i framtiden. Observera att Sverige måste följa vattendirektivet även om det fullständiga genomförandet försenas till efter 2027.

I denna rapport beskrivs ett handelssystem för näringsbelastning som skulle följa vattendirektivet samtidigt som det också är förenligt med Helcoms gemensamma aktionsplan för Östersjöns miljö (BSAP). Med tanke på den begränsade tidsramen till 2027 rekommenderar vi att Regeringskansliet börjar formulera direktivet för en statlig utredning. Denna rapport utgör en viktig grund för en sådan eftersom flera av de nödvändiga frågorna i en sådan utredning behandlas. Andra frågor som behöver utredas bör myndigheter kunna bistå med alternativt att underlag samlas in i samband med utredningsprocessen. Det är viktigt att ha i åtanke att den lagstiftningen som ett handelssystem för näringsbelastning kräver inte är möjlig utan en statlig utredning och att tidsaspekten för en sådan kommer att påverka när handelssystemet kan inrättas. Om en statlig utredning inte kan tillsättas, kan ett alternativ vara att ge en myndighet i uppdrag att fortsätta arbetet, vilket sedan skulle kunna utgöra en grund för en framtida utredning.

SLUTSATSER



Vi drar följande slutsatser:

- Övergödning leder till massiva algblomningar, omfattande syrebrist och återkommande fiskdöd och betraktas som den största utmaningen som Östersjön står inför. Utsläppskällorna är framförallt antropogena (kommunala reningsverk, enskilda avlopp, jordbruk, industri, atmosfäriskt nedfall), men det förekommer även naturlig tillförsel av näringsämnen. Polen är den största förorenaren av näringsämnen till Östersjön, följt av Sverige och Ryssland. De nuvarande politiska styrmedlen för övergödning har visat sig vara otillräckliga för att uppfylla vattenkvalitetsmålen.

- Ett handelssystem för övergödning har många potentiella fördelar. Genom att välja kostnadseffektiva styrmedel kan effektivitetsvinster skapas över tid och rum, vilket minskar kostnaderna för att uppnå målen. Dessutom ökar precisionen i måluppfyllelsen eftersom ansvaret överförs från myndigheter till källor, vilket bidrar till att påskynda återhämtningen av vattenmiljön. Systemet kan utformas så att privat kapital kan användas för att finansiera reduktionsåtgärder.

- Utformningen i handelssystemet är avgörande för dess framgång. Eftersom systemet måste garantera god status för varje enskild vattenförekomst försvåras handel mellan vattenförekomster (även om det sker en implicit handel mellan vattenförekomster eftersom marknaderna är länkade med varandra). Vårt förslag är att införa ett ambient handelssystem som använder på näringsbelastningar istället för utsläpp vid källan. För varje utsläppskälla finns data om retention och transport av näringsämnen enligt en biofysisk modell. Källan måste köpa en portfölj med belastningsrätter som inkluderar alla recipienter som påverkas av dess utsläpp. Detta system är förenligt med vattendirektivet.

- Varje ambient marknad i glest befolkade avrinningsområden med få källor skulle behöva omfatta ett stort antal vattenförekomster. Detta för att hålla de administrativa kostnaderna på en rimlig nivå utan förlust av föroreningskontroll eller kostnadseffektiv fördelning mellan källorna. Däremot är det inte säkert att handelssystemet bör omfatta alla geografiska områden i Sverige eftersom den administrativa bördan kan bli stor i förhållande till nyttorna. Den optimala omfattningen på en marknad är en vattenförekomst som har mindre än god status och som påverkas av många utsläppskällor. För Sverige är dessa villkor uppfyllda för vattenförekomster i egentliga Östersjön, längs kusterna och i de sydsvenska jordbruksområdena. Även om det inte finns några miljö- eller effektivitetsargument för att inkludera alla vattenförekomster kan det dock finnas rättsliga begränsningar som tvingar vattenförekomster att ingå i systemet (detta bör undersökas).

- Vi rekommenderar att man använder belastningscertifikat som reglerar reduktioner av näringsbelastningar i recipienter. Varje källa rapporterar belastningscertifikat som motsvarar dess belastning varje handelsperiod. På så sätt kan diffusa källor såsom jordbruk och skogsbruk inkluderas samtidigt som det lätt kan hantera punktkällor. Ett alternativ är ett ambient handelssystem som använder certifikat för diffusa källor och belastningsrätter för punktkällor (där certifikat och belastningsrätter handlas i ett 1:1-förhållande). Systemet är flexibelt i den meningen att det kan integrera nya utsläppskällor, länder, köpare och sektorer över tid.

- Det är osannolikt att alla länder kommer att dra nytta av att ingå i ett handelssystem för näringsämnen. Även mindre system kommer troligtvis att kräva aktiva insatser såsom kompensationer från länder med starka incitament att delta till länder med svagare incitament (vilket kan bli kostsamt). Det mest realistiska tillvägagångssättet skulle vara att börja med ett nationellt system i Sverige och sedan utöka det stegvis baserat på andra länders beredskap och incitament. Den inledande expansionen skulle kunna omfatta Finland, som tidigare har utrett ett handelssystem för näringsämnen och har liknande incitament som Sverige. En senare expansion skulle kunna omfatta andra länder med höga utsläpp och, i förhållande till Sverige och Finland, lägre kostnader för att reducera utsläppen (t.ex. Polen och Litauen) vilket skulle öka effektivitetsvinsterna (även om relativt få gemensamma vattenförekomster påverkas av länder med mycket olika kostnader).

- Innan handel kan ske krävs beslut om hur befintliga styrmedel bör integreras med handelssystemet. Vår preliminära analys visar att informationsstyrmedel kan integreras men bör ändra inriktning, att reglering inte kan ersättas och att detta handelssystemet måste vara bindande. De ekonomiska styrmedlen bör antingen tas bort eller modifieras. Skatter kan bidra till att kontrollera prisvolatiliteten i ett handelssystem, medan subventioner kan hantera av de framtida riskerna, nämligen tunna marknader.

- Införandet av ett system för handel med reduktionscertifikat i Sverige kan ta 6–7 år eftersom det måste föregås av flera lagstiftningsåtgärder: statlig utredning (SOU), remissbehandling, förslag till riksdagen och sedan kommentar från riksdagen, regeringsorgan och myndigheter. Även om processen påskyndas är det osannolikt att ett handelssystem kan implementeras och uppnå kraven i vattendirektivet innan 2027. Vi rekommenderar dock ändå att det föreslagna handelssystemet genomförs av flera skäl:
  - Befintliga styrmedel är otillräckliga för att uppfylla kraven innan 2027.
  - Även om de nuvarande styrmedlen skärps lider de av fördröjningar som många gånger är längre än för marknadsbaserade styrmedel.
  - Ett handelssystem är ett miljömässigt effektivt och ett kostnadseffektivt styrmedel.
  - Ett handelssystem som uppfyller målen i vattendirektivet är betydelsefullt, särskilt om ett överträdelseärende kommer att riktas mot Sverige i framtiden. Sverige måste följa vattendirektivet även om det fullständiga genomförandet försenas till efter 2027.

- Att säkerställa acceptans är en utmaning när det gäller att införa ett handelssystem – hos allmänheten, hos marknadsaktörerna och hos andra länder. Framgångsrika system är de som stimulerar ett aktivt engagemang och ger en känsla av delaktighet. Den första tilldelningen av belastningsrätter är ett viktigt förhandlingsverktyg. Vi rekommenderar att Sverige ”äger” genomförandeprocessen men inleder tidiga diskussioner med andra länder – både bilateralt och inom Helcom-samarbetet.

REFERENSER

Ahtiainen, H. o.a., 2012. Benefits of meeting the Baltic Sea nutrient reduction targets – Combining ecological modelling and contingent valuation in the nine littoral states. MTT Discussion Papers 1.

Atkinson, S. & Tietenberg, T., 1982. The Empirical Properties of Two Classes of Designs for Transferable Discharge Permit Markets. *Journal of Environmental Economics and Management,* 9(2), pp. 101-121.

Baaner, L. & Tegner Anker, H., 2013. *Danish Law on Controlling Emissions of Nutrients in the Baltic Sea Region,* Copenhagen: University of Copenhagen .

Baltic Marine Environment Protection Commission, representerad av Tyskland, 2020. *Eutrophication priorities of the German HELCOM Chairmanship,* Helsinki: HELCOM.

BalticSea2020, 2020. *About BalticSea2020.* [Online]
Available at: https://balticsea2020.org/english/om-baltic-sea-2020

Bevir, M., 2010. *Encyclopedia of Political Theory, volume 3.* u.o.:SAGE Publications, Inc..

BMEL, 2019. Rahmenplan der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes" für den Zeitraum 2019 bis 2022.

BMU, 2017. *Stickstoffeintrag in die Biosphäre: Erster Stickstoff-Bericht der Bundesregierung,* u.o.: Bundesministerium für Umwelt.

BMUB, 2016. *MSRL - Massnahmenprogramm zum Meeresschutz der deutschen Nord- und Ostsee,* Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit.

Boyes, S. J. o.a., 2016. Is existing legislation fit-for-purpose to achieve Good Environmental Status in European seas?. *Marine Pollution Bulletin,* pp. 18-32.

Braathen, N. A., 2015. *The lake Taupo nitrogen market in New Zealand- Lessons in environmental policy reform,* u.o.: OECD ENVIRONMENT POLICY PAPER NO. 4.

Brahney, J. o.a., 2015. Is atmospheric phosphorus pollution altering global alpine Lake stoichiometry?. *Global Biogeochem. Cycles* , p. 1369–1383.

Branosky, E., Jones, C. & Selman, M., 2011. *Comparison Tables of State Nutrient Trading Programs in the Chesapeake Bay Watershed. WRI Fact Sheet.* , u.o.: World Resources Institute.

Breetz, H. L. o.a., 2004. *Water Quality Trading and Offset Initiatives in the U.S.: A Comprehensive Survey,* Hanover, New Hampshire: Dartmouth College.

Buckley, N. J., Muller, A. R. & Mestel, S., 2004. Cap-and-Trade versus Baseline-and-Credit Emission Trading Plans: Experimental Evidence Under Variable Output Capacity. *McMaster Experimental Economics Laboratory Publications 2004-06, McMaster.*

Bundesregierung, 2016. *Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie,* Berlin: Die Bundesregierung.

Bång, M. o.a., 2018. *Resultat- och värdebaserade ersättningar för minskad övergödning - är det möjligt?,* u.o.: Jordbruksverkets rapport 2018:32.

Calabrese, B. P., 2012. Pennsylvania's Nutrient Trading Program. *SSRN*, 8 March.

Chan, G., Stavins, R., Stowe, R. & Sweeney, R., 2012. *The SO2 Allowance Trading System and the Clean Air Act Amendments of 1990: Reflections on Twenty Years of Policy Innovation. Working Paper 17845,* Cambridge: NATIONAL BUREAU OF ECONOMIC RESEARCH.

Chesapeake Bay Program, 2021. *Watershed.* [Online]
Available at: https://www.chesapeakebay.net/discover/watershed
[Använd 05 Mars 2021].

Collins, A. L., Newell Price, J. P., Zhang, Y. & Good, . R., 2018. Assessing the potential impacts of a revised set of on-farm nutrient and sediment 'basic' control measures for reducing agricultural diffuse pollution across England. *Science of The Total Environment: 621,* pp. 1499-1511.

Crocker, T., 1966. The Structuring of Atmospheric Pollution Control Systems. *H. Wolozin ed. The Economics of Air Pollution,* pp. 61-86.

Dales, J., 1968. *Pollution, Property and Prices,* Toronto: University of Toronto Press.

Danska Miljö- och livsmedelministeriet, 2016. *Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn,* u.o.: Ministry of Environment and Food of Denmark.

Danska Miljö- och livsmedelministeriet, 2017. *Overview of the Danish regulation of nutrients in agriculture and the Danish Nitrates Action Programme,* u.o.: Danska Miljö- och livsmedelministeriet.

Danska miljöstyrelsen, u.d. *Ministry of environment of Denmark, Environmental Approvals for Livestock Holdings.* [Online]
Available at: https://eng.mst.dk/trade/agriculture/environmental-approvals-for-livestock-holdings/

Danska regeringen, 2014. *Et bæredygtigt Danmark - Udvikling i balance,* u.o.: u.n.

Danska styrelsen för vatten- och naturförvaltning, 2016. *Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Sjælland,* Copenhagen: Danska styrelsen för vatten- och naturförvaltning.

Duhon, M., McDonald, H. & Kerr, S., 2015. Nitrogen Trading in Lake Taupo An Analysis and Evaluation of an Innovative Water Management Policy. *Motu Economic and Public Policy Research,* pp. 15-07.

DüV, 2017. *Düngeverordnung.* [Online]
Available at: https://www.gesetze-im-internet.de/d_v_2017
[Använd 15 Mars 2021].

ECJ, C. C.-2., 2010. *European Commission v Kingdom of Sweden. Failure of a Member State to fulfil obligations - Breach of Articles 10 EC and 300(1) EC - Stockholm Convention on Persistens Organic Pollutants - Unilateral proposal by a Member State to list a substance in Annexe.* Luxemburg: European Court of Justice.

EEA, 2018. *WISE Water Framework Directive (data viewer), SWB Ecological Status.* [Online]
Available at: https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/dashboards/wise-wfd

Ek, K. & Persson, L., 2016. *The economics of the European Water Framework Directive - A retrospective remark focusing on Sweden. CERE Working Paper, 2016:16,* u.o.: Centre for Environmental and Resource Economics (CERE) .

Ellerman, D. A., 2004. The U.S. SO2 cap-and-trade programme. i: *Tradeable Permits: Policy Evaluation, Design And Reform.* Paris: OECD Publishing.

Estlands Miljöministerium, 2007. *Estonian Environmental Strategy 2030,* u.o.: u.n.

EU-kommisionen, 2019. *WFD and FD Implementation Reports.* [Online]
Available at: https://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/impl_reports.htm
[Använd 12 Mars 2021].

EU-kommissionen, 2003a. *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document n.o 2. Identification of Water Bodies,* u.o.: EU-kommissionen.

EU-kommissionen, 2003b. *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document n.o 7. Monitoring under the Water Framework Directive,* u.o.: u.n.

EU-kommissionen, 2003c. *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document no. 10. River and lakes – Typology, reference conditions and classification systems,* u.o.: u.n.

EU-kommissionen, 2018. *EU Budget: the Common Agricultural Policy beyond 2020.* [Online]
Available at: https://ec-europa-eu/commission/presscorner/detail/en/MEMO_18_3974
[Använd 12 Mars 2021].

EU-kommissionen, 2019a. *A new tool to increase the sustainable use of nutrients across the EU.* [Online]
Available at: https://ec.europa.eu/info/news/new-tool-increase-sustainable-use-nutrients-across-eu-2019-feb-19_en
[Använd 12 Mars 2021].

EU-kommissionen, 2019b. *Second River Basin Management Plans - Member State: Latvia,* Bryssel: EU-kommissionen.

EU-kommissionen, 2019c. *Environmental Implementation Review 2019 - Lithuania.* [Online]
Available at: https://ec.europa.eu/environment/eir/pdf/report_lt_en.pdf

EU-kommissionen, u.d. *Farm advisory system.* [Online]
Available at: https://ec.europa.eu/info/food-farming-fisheries/key-policies/common-agricultural-policy/income-support/cross-compliance/fas_en
[Använd 10 Mars 2021].

Europeiska Miljöbyrån, 2019. *Nutrient enrichment and eutrophication in Europe's seas: Moving towards a healthy marine environment,* Denmark: EEA.

Europeiska revisionsrätten, 2016. *Combating eutrophication in the Baltic Sea: further and more effective action needed,* u.o.: u.n.

Fankhauser, S., Hepburn, C. & Park, J., 2011. Combining Multiple Climate Policy Instruments: How not to do it. *Centre for Climate Change and Economiocs and Plicy Working Paper,* Issue 38, pp. 1-24.

Finlands Jordbruk- och Skogsbrukministerium, 2019. *Strategy for 2030,* u.o.: u.n.

Finska miljöministeriet, 2021. *Vesiensuojelun tehostamisohjelma.* [Online]
Available at: https://ym.fi/vedenvuoro
[Accessed 25 Februari 2021].

Finska Regeringsprogrammet, 2019. *Inclusive and competent Finland – a socially, economically and ecologically sustainable society,* u.o.: u.n.

Fischer, C., 2001. Rebating Environmental Policy Revenues: Output-Based Allocations and Tradable Performance Standards. *Resources for the Future.*

Fischer, C., 2003. Combining rate-based and cap-and-trade emissions policies. *Resources for the Future,* Volym 3 (SUPP 2), pp. 89-103.

Fosfaatrecht, 2021. *Fosfaatrecht.* [Online]
Available at: https://fosfaatrecht.nu/
[Använd 05 Mars 2021].

Franzen, A. & Vogl, D., 2013. Two Decades of Measuring Environmental Attitudes: A Comparative Analysis of 33 Countries. *Global Environmental Change,* 23(5), pp. 1001-1008.

Grimvall, A., Sundblad, E.-L. & Sonesten, L., 2017. *Mitigating marine eutrophication in the presence of strong societal driving forces,* Göteborg: Havsmiljöinstitutet.

Grimvall, A., Sundblad, E.-L. & Sonesten, L., 2017. *Mitigating marine eutrophication in the presence of strong societal driving forces,* Göteborg: Havsmiljöinstitutet.

Gyllström, M. o.a., 2016. *Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status - underlag till vattenmyndigheternas åtgärdsprogram. Länsstyrelsens rapportserie Rapport 2016:19.,* u.o.: u.n.

Hall, M., 2016. *From 'Producers' to 'Polluters': Farmers' experience in the Lake Taupō Water Quality Trading Program (Thesis, Master of Arts).,* University of Otago: http://hdl.handle.net/10523/6891.

Hassler, B., 2003. *Science and Politics of Foreign Aid – Swedish Environmental Support to the Baltic States.* Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

Hassler, B., 2016. Transnational environmental collective action facing implementation constraints the case of nutrient leakage in the Baltic Sea Action Plan. *Journal of Environmental Policy & Planning,* pp. 408-422.

Hassler, B., Gilek, M. & Jönsson, A. M., 2019. *Cooperating for sustainable regional marine governance: The case of fisheries and nutrient runoff from agriculture to the Baltic Sea. Synthesis report, Working Paper 2019.1,* Huddinge: Södertörns högskola.

Hautakangas, S., Ollikainen, M., Aarnos, K. & Rantanen, P., 2014. Nutrient Abatement Potential and Abatement Costs of Waste Water Treatment Plants in the Baltic Sea Region. *Ambio,* pp. 352-360.

Havs- och vattenmyndigheten, 2013. *Styrmedel för en hållbar åtgärdstakt för små avloppsanläggningar, Slutrapportering av regeringsuppdrag enskilda avlopp,* Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.

Havs- och vattenmyndigheten, 2015a. *Åtgärdsprogram för havsmiljön,* Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.

Havs- och vattenmyndigheten, 2015b. *Rapport 2015:30, God havsmiljö 2020 Marin strategi för Nordsjön och Östersjön Del 4: Åtgärdsprogram för havsmiljön,* Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.

Havs- och vattenmyndigheten, 2016. *Havs- och vattenmyndighetens allmänna råd om små avloppsanläggningar för hushållsspillvatten, 2016:17,* Göteborg: Havs och vattenmyndigheten.

Havs- och vattenmyndigheten, 2019a. *Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet,* Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten Rapport 2019:20.

Havs- och vattenmyndigheten, 2019b. *Ingen övergödning, Fördjupad utvärdering av miljökvalitetsmålen 2019,* Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.

Havs- och vattenmyndigheten, 2020a. *Bilaga 6d - Vattenförekomstindelning och typning Södra Östersjön,* Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.

Havs- och vattenmyndigheten, 2020b. *LOVA - lokala vattevårdsprojekt.* [Online]
Available at: https://www.havochvatten.se/anslag-bidrag-och-utlysningar/havs--och-vattenmiljoanslaget/lova.html

Helcom, 2008. *Minutes of the 29th Meeting, 5-6 March 2008.* Helsinki, Finland, Baltic Marine Environment Protection Commission.

Helcom, 2009. *Eutrophication in the Baltic Sea. An Integrated Thematic Assessment of the Effects of Nutrient Enrichment in the Baltic Sea region..* u.o., HELCOM.

Helcom, 2013. *HELCOM Copenhagen Ministerial Declaration Taking further action to implement the Baltic Sea Action Plan - Reaching Good Environmental Status for a healthy Baltic Sea,* u.o.: u.n.

Helcom, 2013. *Targets.* [Online]
Available at: https://helcom.fi/baltic-sea-action-plan/nutrient-reduction-scheme/targets/
[Använd 27 November 2020].

Helcom, 2015. *Updated fifth Baltic Sea pollution load compilation,* u.o.: u.n.

Helcom, 2018a. *Sources and pathways of nutrients to the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings No. 153,* u.o.: u.n.

Helcom, 2018b. *State of the Baltic Sea Report Second HELCOM holistic assesment 2011-2016. Baltic Sea Environment Proceedings 155.,* u.o.: u.n.

Helcom, 2018c. *Total nitrogen. HELCOM core indicator report. Online. ISSN 2343-2543.,* u.o.: u.n.

Helcom, 2018d. *Total phosphorus. HELCOM core indicator report. Online. ISSN 2343-2543,* u.o.: u.n.

Helcom, 2019. *Applied methodology for the PLC-6 assessment,* Helsinki: Baltic Marine Environment Protection Commission.

Helcom, E. M. M., 2007. *Baltic Sea Action Plan.* Krakow: Helcom.

Hung, M. & Shaw, D., 2005. A Trading-ratio System for Trading Water Pollution Discharge Permits. *Journal of Environmental Economics and Management,* Volym 49, pp. 83-102.

Inchagov, D. A., 2020. *Ecoindustry Wastewater discharge without treatment: the nuances of the problem.* [Online]
Available at: https://news.ecoindustry.ru/2020/08/sbros-stochnyh-vod-bez-ochistki/

IVA, 2019. *Så klarar det svenska jordbruket klimatmålen En delrapport från IVA-projektet Vägval för klimatet,* u.o.: Kungliga ingengörsvetenskapsakademin.

Jacobsen, B., Tegner Anker, H. & Baneer, L., 2017. Implementing the Water Framework Directive in Denmark - Lessons on Agricultural Measures from a Legal and Regulatory Perpective. *Land Use Policy,* pp. 98-106.

Jarvie, H. o.a., 2017. Increased soluble phosphorus loads to Lake Erie: Unintended consequences of conservation practices?. *Journal of Environmental Quality,* 46(1), pp. 123-132.

John Nurmisen Foundation, 2021. *About us.* [Online]
Available at: https://johnnurmisensaatio.fi/en/about-us/
[Använd 14 Mars 2021].

Jones, C., Branosky, E., Selman, M. & Perez, M., 2010. *How Nutrient Trading Could Help Restore the Chesapeake Bay. Working Paper,* Washington DC: World Resources Institute.

Jordbruksverket, 1999. *Föreskrifter om hänsyn till natur- och kulturvärden i jordbruket,* u.o.: Jordbruksverket.

Jordbruksverket, 2020a. *Du måste ha tillstånd för stor djurhållning.* [Online]
Available at:
https://djur.jordbruksverket.se/amnesomraden/djur/olikaslagsdjur/hastar/tillstandforstordjurhallning.4.714c6a371218cab665e8000776.html

Jordbruksverket, 2020b. *Sprida Gödsel.* [Online]
Available at: https://jordbruksverket.se/vaxter/odling/vaxtnaring/sprida-godsel

Jordbruksverket, 2020c. *Landsbygdsprogrammet.* [Online]
Available at: https://jordbruksverket.se/stod/programmen-som-finansierar-stoden/landsbygdsprogrammet

KIMO, 2020. *Together for cleaner seas.* [Online]
Available at: https://www.kimointernational.org/

Klamert, M., 2014. *The Principle of Loyalty in EU Law.* Oxford: Oxford University Press.

Kostamo, K., Kymenvaara, S., Pekkonen, M. & Belinskij, A., 2020. *Nutrient compensation for aquatic coastal environment — legal, ecological and economic aspects in developing an offsetting concept ,* Mariehamn: Ålands landskapsregering.

KPOWM, 2016. *Krajowy program ochrony wód morskich – Raport do Komisji Europejskiej ,* u.o.: u.n.

Kritzberg, E., Hasselquist, E. & Š. M., 2020. Browing of freshwaters: Consequences to ecosystem service, untrlying drivers and potential mitigation measures. *Ambio,* pp. 49: 375-390. https://doi.org/10.1007/s13280-019-01227-5.

Krupnick, A., Oates, E. & Van De Berg, E., 1983. On Marketable Air-pollution. *Journal of Environmental,* Volym 10, pp. 233-247.

Kymenvaara, S. & Eklund, J., 2019. *Utredning av den åländska vattenlagen till Ålands landskapsregering,* Mariehamn: Ålands landskapsregering.

Laakso, J. & Loustarinen, S., 2019. *Legislation and voluntary actions egulating manure fertilization in the Baltic Sea Region,* Helsinki: Luke Naturresursinstitutet.

Lake Taupo Protection Trust, 2019. *Status Report on Completion of nitrogen contracts to meet project target,* u.o.: u.n.

Lans Strömblad, H. a. B. N. S. a. L. K. C., 2019. Mängden och tillämpningen av lagkrav oroar och begränsar företagandet på landsbygden. *LTV-fakultetens faktablad*, 22 feb, p. 4.

LAWA, 2015. *LAWA-BLANO Maßnahmenkatalog (WRRL, HWRMRL, MSRL),* Dresden: LAWA-AO Geschäftsstelle .

Letson, D., 1992. Simulation of a Two-pollutant, Two-season Pollution Offset System for the Colorado River of Texas below Austin. *Water Resources Res,* 28(5), pp. 1311-1318.

Likumi, 2020. *Natural Resources Tax Law.* [Online]
Available at: https://likumi.lv/ta/en/en/id/124707-natural-resources-tax-law

Litauens Miljöministerium, 2016. *National Environmental Protection Strategy,* u.o.: u.n.

LRF Kalmar, 2020 . *Diskussioner med representanter från Länsstyrelsen, Kalmar kommun, Västerviks kommun* [Intervju] (11 11 2020).

Mahowald, N. o.a., 2008. Global Distribution of Atmospheric Phosphorus Sources, Concentrations and Deposition Rates, and Anthropogenic Impacts. *Global Biogeochemical Cycles,* Volym 22.

Manevska-Tasevska, G. & Rabinowicz, E., 2015. *Strukturomvanling och effekticitet i det svenska jordbruket,* Lund: u.n.

McGartland, A. & Oates, W., 1985. Marketable Permits for the Prevention of Environmental Deterioration. *Journal of Environmental Economics and Management,* Volym 12, pp. 207-228.

Ministeriet för Landsbyggdsutveckling, 2020. *Põllumajanduse ja kalanduse valdkonna arengukava aastani 2030, eelnõu (Agricultural and fisheries development plan until 2030, draft),* Tallinn: u.n.

Montgomery, W., 1972. Markets in Licenses and Efficient Pollution Control. *Journal of Economic Theory,* Volym 5, pp. 395-418.

Murray, C. J. o.a., 2019. Past, Present and Future Eutrophication Status of the Baltic Sea. *Frontiers in Marine Science,* p. 2.

N 284072-4, 2011. *Federal law "General technical regulation 'About sewerage'",* u.o.: u.n.

Naturvårdsverket, 2008. *Förslag till avgiftssystem för kväve och fosfor. Rapport 5913.,* Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 2010. *Vidareutveckling av förslag till avgiftssystem för kväve och fosfor, Rapport 6345.,* Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 2012. *Styrmedel för att nå miljökvalitetsmålen, Rapport 6415,* Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 2012. *Styrmedel för ökad rening vid kommunala reningsverk, Genomförande av aktionsplanen för Östersjön samt miljökvalitetsnormer för kväve och fosfor, Rapport 6521.,* Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 2016. *Rening av avlopssvatten i Sverige,* Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 2019. *Analys av kunskapsläget om dagvattenproblematiken,* Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 2020. *Miljömålen - Årlig uppföljning av Sveriges nationella miljömål 2020 – Med fokus på statliga insatser, Rapport 6919,* Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 2021. *Sveriges miljömål.* [Online]
Available at: https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/

NEFCO, 2008. *Framework for a Nutrient Quota and Credits' Trading System for the Contracting Parties of HELCOM in order to reduce Eutrophication of the Baltic Sea,* u.o.: NEFCO - Nordiska miljöfinansieringsbolaget.

Nilsson, S. B., 2018. *Produktion av högkvalitativa gödselmedel baserade på rötrester,* Halland: Hushållningssällskapet Halland.

Niskanen, O., Iho, A. & Kalliovirta, L., 2020. Scenario for structural development of livestock production in the Baltic littoral countries. *Agricultural Systems,* Volym 179.

OECD, 2013. *Economic Instruments for Water Resources Management in the Russian Federation,* u.o.: u.n.

OECD, 2019. *Taxation in Agriculture. Chapter 216. Lithuania.* [Online]
Available at: https://www.oecd-ilibrary.org/sites/390b787e-en/index.html?itemId=/content/component/390b787e-en

OECD, 2020. *Taxes, fees or charges - Main characteristics for selected countries.* [Online]
Available at: https://pinedatabase.oecd.org/QueryResult_2.aspx?Key=9225f146-9941-4590-9124-de2eeb9fd8ef&QryCtx=1&QryFlag=3

Olshammar, M., 2018. *Utsläpp från små avloppsanläggningar 2017,* Stockholm: IVL Swedish Environmental Research Institute, SMED Report 6.

Olshammar, M. o.a., 2012. *Fallstudie – Avgiftssystem fosfor och kväve för kommunala avloppsreningsverk,* Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet AB .

Olshammar, M. o.a., 2012. *Fallstudie — Avgiftssystem fosfor och kväve för kommunala avloppsreningsverk,* Stockholm: IVL, B2050.

Olson, M., 1965. *The logic of collective action: Public goods and the theory of groups,* Cambridge: Harvard Univserity Press.

Paquel, K., 2017. *Wastewater fee in Poland,* u.o.: IEEP.

Polens miljöministerium, 2019. The 2030 National Environmental Policy.

Preisner, M., Neverova-Dziopak, E. & Kowalewski, Z., 2020. An Analytical Review of Different Approaches to Wastewater Discharge Standards with Particular Emphasis on Nutrients. *Environmental Mnagement* , pp. 694-708.

Protecting Lake Taupo, 2021. *The Trust's Role.* [Online]
Available at: https://protectinglaketaupo.nz/the-trust/trusts-role/

Putnam, R. D., 1988. Diplomacy and domestic politics: the logic of two-level games. *International Organization,* p. 427–460.

Race For The Baltic, 2020. *About us.* [Online]
Available at: https://www.raceforthebaltic.com/aboutus
[Använd 14 Mars 2021].

Riisenberg, A., 2019. Uus veeseadus võeti vastu – viige end kurssi! (The new water law was adopted - keep yourself up to date!). *Põllumehe teataja* , Fabruary.

RT I 12.11, 2019. *Requirements for the treatment of waste water and the discharge of waste water, precipitation, mining, quarrying and cooling water, conformity assessment measures and limit values for pollutants,* u.o.: Riigi teataja.

RT I 1999, 25, 363, 1999. *Public Water Supply and Sewerage Act (Ühisveevärgi ja kanalisatsiooni seadus).* u.o.:u.n.

RT I, 22.02.2019, 1, 2019. *Water Act (Vee Seadus).* u.o.:u.n.

Ryska regeringen, 2020. Decree on the national development goals of Russian Federation through 2030 (21 juli, 2020).

Saleh, A., Gallego, O. & Osei , E., 2015. Evaluating Nutrient Tracking Tool and simulated conservation practices. *Journal of Soil and Water Conservation,* 70(5), pp. 115A-120A.

Savitri, J., 2019. An Assessment of the Baltic Sea Action Plan (BSAP) Using the OECD Principles on Water Governance. *Sustainability* .

SCB, 2020. *Utsläpp till vatten och slamproduktion 2018,* u.o.: Sveriges officella statistik statistiska meddelande MI 22 SM 2001.

Schmalensee, R. & Stavins, R., 2015. Lessons learned from three decades of experience with cap-and-trade. *National Bureau of Economic Research,* p. No. w21742.

Schmalensee, R. & Stavins, R. N., 2015. *Lessons Learned from Three Decades of Experience with Cap-and-Trade. Discussion paper. Prepared for the Review of Environmental Economics and Policy,* Washington: Resources For The Future.

SFS 1998:808, 1998. *Miljöbalk,* u.o.: u.n.

SFS 1998:915, 1998. *Förordning om miljöhänsyn inom jordbruket,* u.o.: u.n.

Shortle, J. & Horan, R., 2008. The Economics of Water Quality Trading. *International Review of Environmental and Resource Economics,* 2(2), pp. 101-133.

Sidemo-Holm, W., Smith, H. G. & Brady, M. V., 2018. Improving agricultural pollution abatement through market-based payment schemes. *Land Use Policy,* pp. 201-219.

SMHI, 2010. *Balt-HYPE. Baltic Sea Basin - Nutrient Transport Model.* [Online]
Available at: https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.12559!/Balt-HYPE%20mars-10.pdf
[Accessed 05 Mars 2021].

Soininen, N., Belinskij, A., Similä, J. & Kortet, R., 2019. Too important to fail? Evaluating legal adaptive capacity for increasing coastal and marine aquaculture production in EU-Finland. *Marine Policy,* pp. Volume 110, December 2019, Article 103498.

Sportfiskarna, 2020. *Ny våtmark anläggs vid Kalmarsund.* [Online]
Available at: https://www.sportfiskarna.se/Om-oss/Aktuellt/ArticleID/10116/Ny-v%C3%A5tmark-anl%C3%A4ggs-vid-Kalmarsund

Stats NZ, 2011. *Global New Zealand - International Trade, investment and travel profile.* [Online]
Available at: http://infoshare.stats.govt.nz/browse_for_stats/industry_sectors/imports_and_exports/global-nz-jun-11/key-points.aspx#gsc.tab=0

Sterner, T. & Coria, J., 2011. *Policy Instruments for Environmental and Resource Management.* New York: Routledge.

Sutton, M. o.a., 2011. *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives,* Cambridge: Cambridge University Press.

SWD, 2019. *Second River Basin Management Plans – Member State: Poland, 53 final. Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the Implementation on the Water Framework Directive,* u.o.: u.n.

Svenskt Vatten, 2017. *Need for investments and future costs for municipal water treatment (Investeringsbehov och framtida kostnader för kommunalt vatten och avlopp),* Stockholm: Svenskt Vatten.

Söderasp, J. & Pettersson, M., 2019. Before and After the Weser Case: Legal Application of the Water Framework Directive Environmental Objectives in Sweden. *Journal of Environmental Law,* 31(2), p. 265–290.

The European WFD Navigation Task Group and the Marine Strategy Navigation Group, 2010. *Overlap between the EU Water Framework Directive and the EU Marine Strategy Directive in Coastal Waters.* [Online]
Available at: https://dredging.org/documents/ceda/downloads/msfd-2010-03-23-wfd-msfdoverlap-sent-to-marine-directors.pdf
[Använd 5 Mars 2021].

Tietenberg, T., 2010. Cap-and-trade: the evolution of an economic idea. *Agricultural and Resource Economics Review,* pp. 39(3); 359-367.

Tillväxtverket, 2017. *Livsmedelsstrategin,* s.l.: Tillväxtverket.

UBA, 2014. *Reactive nitrogen in Germany,* Dessau-Rosslau: Umweltbundesamt.

Univeristy of Helsinki, 2019. *Compensation for nutrient emissions would boost the conservation of the Baltic Sea.* [Online]
Available at: https://www.helsinki.fi/en/news/sustainability-news/compensation-for-nutrient-emissions-would-boost-the-conservation-of-the-baltic-sea

Water CoG, 2020. *Danish Catchment Officers reaching new heights.* [Online]
Available at: https://northsearegion.eu/watercog/news/danish-catchment-officers-reaching-new-heights/

Vattenförvaltningsutredningen, 2019. *En utvecklad vattenförvaltning (SOU 2019:66),* Stockholm: Miljödepartementet.

Vattenmyndigheten Södra Östersjön, 2016. *Förvaltningsplan 2016-2021, södra Östersjönst vattendistrikt,* Kalmar: Vattenmyndigheten Södra Östersjön.

Vattenmyndigheten Södra Östersjön, 2020. *Samrådshandling - Förvaltningsplan för vatten 2021—2027 Södra Östersjöns vattendistrikt,* Kalmar: Vattenmyndigheten Södra Östersjön.

Vattenmyndigheterna, 2020a. *Kapitel 3 - Åtgärdsprogrammets konsekvenser.* [Online]
Available at: https://www.vattenmyndigheterna.se/vattenforvaltning/samrad-om-forvaltningsplan-atgardsprogram-och-miljokvalitetsnormer-2021-2027/forslag-till-atgardsprogram/kapitel-3---atgardsprogrammets-konsekvenser-.html
[Använd 14 March 2021].

Vattenmyndigheterna, 2020b. *Fördelning av kostnad per aktör.* [Online]
Available at: https://www.vattenmyndigheterna.se/vattenforvaltning/samrad-om-forvaltningsplan-atgardsprogram-och-miljokvalitetsnormer-2021-2027/forslag-till-atgardsprogram/kapitel-3---atgardsprogrammets-konsekvenser-/3.4-fordelning-av-kostnad-per-aktor.html#Diagram2
[Använd 14 Mars 2021].

Vattenmyndigheterna, 2020c. *Tillståndet i vattnet.* [Online]
Available at: https://www.vattenmyndigheterna.se/vattenforvaltning/tillstandet-i-vattnet.html
[Använd 05 Mars 2021].

Vattenmyndigheterna, 2020d. *Nio miljarder behövs för åtgärder mot övergödning.* [Online]
Available at: https://www.vattenmyndigheterna.se/om-vattenmyndigheterna/nyheter-och-press/nyheter/2020-11-25-nio-miljarder-kronor-behovs-for-atgarder-mot-overgodning.html
[Använd 05 Mars 2021].

Vattenmyndigheterna, 2020e. *Tillsammans kan vi minska övergödningen av våra vatten, Paneldebatt: Möjligheter framåt för att minska övergödning från jordbruket och skapa win-winlösningar.* [Online]
Available at: https://www.vattenmyndigheterna.se/tjanster/publikationer/2019/tillsammans-kan-vi-minska-overgodningen-av-vara-vatten.html
[Använd 05 Mars 2021].

Vattenmyndigheterna, 2021. *Södra Östersjön.* [Online]
Available at: https://www.vattenmyndigheterna.se/om-vattenmyndigheterna/vattendistrikt-i-sverige/sodra-ostersjon.html
[Använd 06 Mars 2021].

Weser-fallet (2015) Case C-461/13 Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland eV v Bundesrepublik Deutschland ECR I-433, par. 57-59.

Willamette Partnership, 2018. *Breaking Down Barriers: Priority Actions for Advancing Water Quality Trading,* u.o.: Willamette Partnership, Forest Trends, & the National Network on Water Quality Trading.

VISS, 2021a. *VattenInformationssystem Sverige.* [Online]
Available at: https://viss.lansstyrelsen.se/
[Använd 06 Mars 2021].

VISS, 2021b. *Vattenkartan.* [Online]
Available at: https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=1589fd5a099a4e309035beb900d12399

Vodokanal, 2018. *Quality of wastewater treatment.* [Online]
Available at: http://www.vodokanal.spb.ru/en/kanalizovanie/quality_of_wastewater_treatment/
[Använd 05 Mars 2021].

Woodward, R. T., 2003. Lessons about Effluent Trading from a Single Trade. *Review of Agricultural Economics,* 25(1), pp. 235-245.

Working Group 2.2 - HMWB, 2003. *Guidance Document No 4, Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies,* Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

Working Group 2.3 – REFCOND, 2003. *Common implementation strategy, Guidance Document No 10, Rivers and Lakes – Typology, Reference Conditions and Classification Systems* , Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

Working group on water bodies, 2003. *Common implementation strategy for the water framework directive (200/60/EC), Guidance Document No 2, Identification of Water Bodies,* Luxembourg: European Commission.

Wulff, F. o.a., 2007. Management options and effects on a marine ecosystem: Assessing the future of the Baltic.. *AMBIO 36* , p. 243–249.

VVS-fabrikanternas råd, 2020. *Kommunundersökning - Små avlopp 2020.* [Online]
Available at: https://www.vvsfabrikanterna.se/verksamheten/gruppen-for-sma-avlopp/kommunundersokning-sma-avlopp
[Använd 05 Mars 2021].

Östersjöcentrum, 2020. *Baltic Sea Center.* [Online]
Available at: https://balticeye.org/en/articles/bsap-update/

Övergödningsutredningen, 2020:10. *Stärkt lokalt åtgärdsarbete - att nå målet Ingen övergödning (SOU 2020:10),* Stockholm: Miljödepartementet.

BILAGOR

Bilaga 1. Den totala belastningen av vatten- och luftburet kväve och fosfor till Östersjön år 2014, i ton per land. Data inkluderar gränsöverskridande belastningar till Östersjön (källa: HELCOM, 2018).

Land	Kväve	Fosfor
Danmark	56,630	1,802
Estland	25,011	413
Finland	82,484	3,255
Tyskland	61,396	520
Lettland	51,970	1,263
Litauen	56,426	1,076
Polen	169,941	12,776
Ryssland	92,467	4,449
Sverige	109,596	3,226
Annat	119,904	2,169
Totalt	825,825	30,949

Bilaga 2. Organisationer i Östersjöländerna som ingått i intervjustudien

Land	Organisation	Svarspersoner
Estland	Miljöministeriet, vattenavdelningen	2
Estland	Jordbruks- och handelskammaren	1
Estland	Ministeriet för landsbygdsutveckling	1
Finland	Miljöministeriet	1
Finland	Finlands miljöcentral	1
Finland	Jord- och skogsbruksministeriet	1
Tyskland	Ministeriet för jordbruk och miljö Mecklenburg-Vorpommern	1
Tyskland	Tysklands Naturvårdsverk, enheten för marint skydd	1
Tyskland	Ministeriet för energi, jordbruk, miljö, natur och digitalisering i Schleswig-Holstein	3
Tyskland	Förbundsministeriet för miljö, naturskydd och kärnsäkerhet, enheten för naturskydd och miljöskydd inom jordbruket	1
Lettland	Jordbruksministeriet	1
Lettland	Lettlands miljö-, geologi- och meteorologiska centrum	3
Lettland	Jordbrukarnas parlament	3
Lettland	Miljöministeriet	1
Litauen	Litauens Naturvårdsverk	1
Litauen	Jordbruksministeriet	2
Litauen	Miljöministeriet	1
Polen	Ministeriet för infrastruktur, vattenskyddsenheten	3
Polen	Huvudinspektionen för miljöskydd, avdelningen för övervakning och bedömning av vattentillstånd	1

VI ÄR WSP

WSP är ett av världens ledande konsultföretag inom tekniktjänster. Vi är engagerade i våra lokala samhällen och drivs av internationell hjärnkraft. Vi är tekniska experter och strategiska rådgivare, inklusive ingenjörer, tekniker, vetenskapsmän, arkitekter, planerare, inspektörer och miljöspecialister samt andra konstruktions-, program- och byggledare. Vi utformar hållbara lösningar inom fastighets- och byggnadssektorerna, transport och infrastruktur, miljö, industri, resurser (inklusive gruv- och olje- och gassektorerna) och energi- och energisektorerna samt projektleverans och strategiska konsulttjänster. Med 42 000 talangfulla människor på över 550 kontor i 40 länder utvecklar vi projekt som hjälper samhällen att växa under de tider som kommer. WSP Sverige är ett rikstäckande konsultföretag med cirka 4 000 anställda.

wsp.com

WSP Sverige AB

Arenavägen 7

121 88 Stockholm-Globen

10–722 50 00

wsp.com