

Växande vattenbruk i en ren miljö – dags för nya styrmedel?

De styrmedel som används i Sverige för att hantera övergödning från vattenbruket kan ha bidragit till att sektorns tillväxt är låg. Idag används främst fodertak, som anger hur mycket foder som får användas, och subventioner för att minska näringsutsläpp och öka näringsupptag från vattenbruket. Nya styrmedel för minskad övergödning kan öka det svenska vattenbrukets tillväxt. Exempelvis kan ett tak på hur mycket näring ett vattenbruk får släppa ut, utsläppstak, ersätta fodertak för större vattenbruk och subventioner kan baseras på utsläppsminskningar eller näringsupptag istället för på åtgärder. Vattenbruket kan också ingå i ett handelssystem där rätten att belasta miljön med näringsämnen går att köpa och sälja. Om nya styrmedel införs är det viktigt att hänsyn tas till små och nya vattenbruk för att inte påverka tillväxten i sektorn negativt.

Inledning

Sedan början av 1970-talet har den globala vattenbruksproduktionen, dvs. produktionen av vattenlevande djur och alger, vuxit med åtta procent per år (Garlock m.fl., 2020). Men tillväxttakten i USA och Europa (förutom Norge) har varit mycket långsammare än i andra delar av världen (Garlock m.fl., 2020). Därför är vattenbruksproduktionen i industriländerna idag liten jämfört med i utvecklingsländerna. År 2020 fanns cirka 88 procent av den globala produktionen i Asien (räknat i vikt) och Kina stod för 58 procent (FAO, 2022). Europa, däremot, stod bara för 2,7 procent av produktionen (FAO, 2022). Den främsta orsaken till den långsamma tillväxten i Europa och USA har tillskrivits stränga och komplicerade regelverk (Abate m.fl., 2016, Andersson m.fl., 2019, Guillen m.fl., 2019, Garlock m.fl., 2020). Mer specifikt har strikta miljöbestämmelser, byråkrati och utbredd användning av administrativa styrmedel nämnts som bidragande orsaker till vattenbrukets svaga tillväxt i Europa och USA (Guillen m.fl., 2019). Även i Sverige har den långsamma tillväxten inom sektorn förklarats av ett komplicerat regelsystem (SWEMARC m.fl., 2017). Samtidigt finns det skäl att använda styrmedel som

syftar till att korrigera för negativa effekter från vattenbruk som övergödning, överfiske av foderfisk och spridning av kemikalier (SWEMARC m.fl., 2017).

Övergödning orsakas av alltför stora utsläpp av kväve och fosfor och är ett allvarligt miljöproblem på många håll i Sverige idag, till exempel är nästan hela Östersjön övergödd (HELCOM, 2018). I sjöar och hav orsakar övergödning igenväxning och algblomning. Syrebrist kan även uppstå på botten vilket gör att växter och djur dör. Sverige har 16 miljö kvalitetsmål beslutade av riksdagen år 1999 varav Ingen övergödning är ett. Havs- och vattenmyndigheten bedömer att ambitionen och takten med vilken åtgärder genomförs för att nå målet behöver öka (HaV, 2022). Även om åtgärder framför allt behövs för jordbruket är det viktigt att andra sektorer deltar i arbetet mot övergödning. Vattenbruket kan bidra till övergödning genom att släppa ut näringsämnen i form av foderrester och fekalier men kan även bidra till en bättre vattenkvalitet genom att ta upp näringsämnen ur havet (exempelvis genom odling av musslor och alger). I den svenska strategin för fiske och vattenbruk nämns det att etablering av ny vattenbruksproduktion ska underlättas utan att ge avkall på relevanta miljökrav (HaV och Jord-

bruksverket, 2021a). Att hitta sätt att reglera näringsutsläpp (eller uppmuntra upptag av näring) från vattenbruk utan att hindra sektorns tillväxt är därmed en viktig fråga.

Syftet med denna rapport är att ge en översikt över styrmedel för att reglera utsläpp och upptag av näringsämnen från vattenbruket. Både styrmedel som finns för svenskt vattenbruk idag och styrmedel som potentiellt kan användas i framtiden diskuteras. Framför allt ligger fokus på om dagens styrmedel är kostnadseffektiva och om införandet av nya styrmedel kan påverka sektorns ekonomi och tillväxt. Rapporten bygger på resultat från en systematisk litteraturstudie. Nästa avsnitt av rapporten ger en bakgrund till svenskt vattenbruk. Sedan beskriver vi kortfattad varför styrmedel används och vilka styrmedel som framförallt används för vattenbruket för att minska övergödning i Sverige idag. Vi analyserar därefter sex olika styrmedel (fodertak, utsläppstak, tekniska standarder, skatter, subventioner och handelssystem) i detalj och diskuterar fördelar och nackdelar med dessa. Vi tittar också på vilka utmaningar som finns med att införa mer kostnadseffektiva styrmedel och om det finns möjligheter att lära av andra länder och andra sektorer, framför allt jordbruket. Rapporten avslutas med en sammanfattande diskussion.

Vattenbruk kan både öka och minska övergödningen

Vattenbruk kan vara intensivt eller extensivt beroende på om foder används i produktionen eller inte. Intensivt vattenbruk, till exempel laxodling, använder foder medan extensivt vattenbruk, till exempel musselodling, innebär att djur och växter lever av naturligt förekommande föda i sin omgivning. Intensivt vattenbruk kan, beroende på teknik, orsaka utsläpp av näringsämnen medan extensivt vattenbruk tar upp näringsämnen, det vill säga det kan finnas negativa eller positiva miljöeffekter från produktionen beroende på typ av vattenbruk och tillstån-

det i omgivande vatten. I landbaserade intensiva vattenbruk där vattnet renas i olika steg och recirkuleras tillbaka till fisken (s.k. recirkulerande vattenbrukssystem, RAS) är utsläppen av näringsämnen låga medan utsläppen är större och mer problematiska i öppna odlingssystem med nätkassar som släpper igenom foderrester och fekalier i sjöar och hav. Öppna odlingssystem är särskilt problematiska i vattenmiljöer som redan är övergödda sedan tidigare. Även om fodersorter och utfodringstekniker har förbättrats de senaste tjugo åren och mängden utsläpp per producerad enhet fisk har minskat, finns det fortfarande många vattenmiljöer som är känsliga för ytterligare utsläpp av näringsämnen. Stora delar av de svenska kustområdena är till exempel påverkade av höga halter av näringsämnen och har små möjligheter att ta upp ytterligare utsläpp av näringsämnen. Inlandsvatten, särskilt stora näringsfattiga sjöar som fungerar som regleringsmagasin för vattenkraft, kan däremot dra nytta av mer näring (Eriksson m.fl., 2019). Likaså kan extensivt vattenbruk, såsom odling av musslor och alger, ge positiva miljöeffekter när näringsämnen utvinns ur havet.

I Sverige dominerar intensivt vattenbruk i öppna odlingssystem i sjöar i norra Sverige (Jordbruksverket, 2021). Regnbågsodling står för cirka 90 procent av den totala produktionen av matfisk (mätt i antal ton år 2021). Produktionen av matfisk (som förutom regnbåge består av röding och ål) ökade mellan 2007 och 2011 men därefter finns ingen tydlig trend. År 2021 rapporterade Jordbruksverket att cirka 12 000 ton fisk producerades vilket var ungefär lika mycket som år 2011 (Jordbruksverket, 2021). Extensivt vattenbruk har å andra sidan ökat i Sverige det senaste decenniet. Framför allt har produktionen av musslor, främst på den svenska västkusten, mer än fördubblats från cirka 1 500 ton 2011 till 3 500 ton 2021 (Jordbruksverket, 2021). Vattenbruk som producerar tång och andra växter är fortfarande ovanliga i Sverige liksom landbaserade vattenbruk. År 2019 producerades cirka 200–250 ton fisk i

RAS-system (Landsbygdsnätverket, 2019). Även en del sättfisk odlas i Sverige, både för att sättas ut i sportfiskesjöar men också för att användas som insatsvara i det intensiva vattenbruket. År 2021 uppskattade Jordbruksverket att sättfiskproduktionen var cirka 870 ton (Jordbruksverket, 2021).

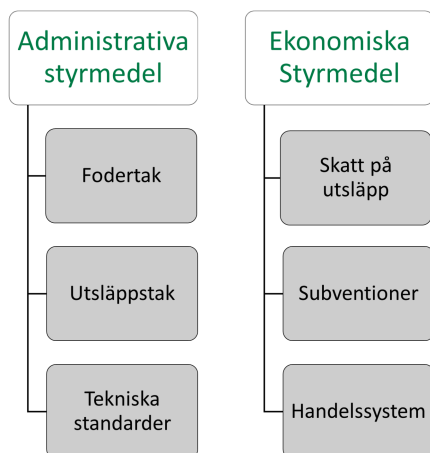
Styrmedel behövs för minskad övergödning

Styrmedel kan användas för att reglera (internalisera) både negativa och positiva externa effekter. En negativ (positiv) extern effekt uppstår om produktion skapar negativa (positiva) bieffekter för tredje part, som producenten inte betalar för (inte kan ta betalt för). Detta leder till att produktion som ger upphov till negativa externa effekter, t.ex. utsläpp av näringsämnen från intensivt vattenbruk, blir större än vad som är samhällsekonomiskt optimalt. Produktion som ger upphov till positiva externa effekter, t.ex. upptag av näring från havet av extensivt vattenbruk, blir å andra sidan mindre än vad som är samhällsekonomiskt optimalt. Förekomsten av externa effekter räknas som ett marknadsmisslyckande eftersom marknaden på egen hand inte klarar av att ge det bästa resultatet för samhället. Det finns därför ett samhällsekonomiskt argument för staten att införa styrmedel för att reglera de externa effekterna från vattenbruket.

Styrmedel bör vara kostnadseffektiva, dvs. de åtgärder som genomförs bör vara de som ger störst effekt per krona. Då blir inte kostnaden för att minska utsläppen onödigt hög och risken är mindre att vattenbrukets tillväxt påverkas negativt. Ekonomiska styrmedel såsom skatter, subventioner eller handelssystem för minskad övergödning har potential att vara kostnadseffektiva under rätt omständigheter, medan administrativa styrmedel av olika slag (till exem-

pel standarder för insatsvaror, utsläpp eller teknik) vanligtvis inte är det. Till skillnad från administrativa styrmedel, ger ekonomiska styrmedel ekonomiska incitament till vattenbruket att minska sina utsläpp eller öka sitt upptag. I teorin kommer införandet av korrekt utformade ekonomiska styrmedel i en sektor att minska utsläppen eller öka upptaget av näringsämnen på det mest kostnadseffektiva sättet, men i praktiken kan det finnas många anledningar till att ekonomiska styrmedel inte används. De kan till exempel kräva att utsläpp kan mätas på ett korrekt sätt eller så kan de vara dyra och svåra att övervaka. Att reglera näringsutsläpp i vattenmiljöer är komplicerat eftersom det är svårt att beräkna och fördela utsläpp på olika utsläppskällor.

I Sverige regleras näringsutsläpp från vattenbruket i huvudsak med administrativa styrmedel. Intensiva vattenbruk regleras med fodertak, dvs. en begränsning av hur mycket foder som får användas i vattenbrukets anläggningar under ett år. Det finns även subventioner att söka för att genomföra olika åtgärder som kan minska näringsutsläpp eller öka näringsupptag. De administrativa styrmedel som vi diskuterar i denna rapport berör främst det intensiva vattenbruket eftersom de handlar om att begränsa utsläpp av näringsämnen. De ekonomiska styrmedlen kan däremot rikta sig både mot intensivt och extensivt vattenbruk, då de kan användas både för att minska näringsutsläpp och för att öka näringsupptag från vattenmiljöer som behöver renas. I rapporten diskuterar vi tre administrativa styrmedel (fodertak, utsläppstak och tekniska standarder) och tre ekonomiska styrmedel (skatt på utsläpp, subventioner och handelssystem). Dessa visas i figur 1.



Figur 1: Styrmedel som diskuteras i rapporten.

Sverige använder mest administrativa styrmedel

Vi inleder vår diskussion genom att titta på de styrmedel som vanligtvis beskrivs som administrativa. Dessa styrmedel är baserade på någon form av reglering eller standarder och är vanliga för att reglera näringsutsläpp. Jämfört med ekonomiska styrmedel är administrativa styrmedel normalt inte kostnadseffektiva, då de sällan leder till att utsläppsminskningar sker till lägsta möjliga kostnad. Å andra sidan är administrativa styrmedel relativt enkla att implementera. Vi diskuterar tre administrativa styrmedel som används för att reglera det svenska vattenbruket: fodertak, utsläppstak och tekniska standarder. Vi kommer att fokusera på det intensiva vattenbruket i detta avsnitt eftersom utsläpp av näringsämnen främst är en fråga för denna typ av vattenbruk.

Fodertak

Att sätta ett tak på hur mycket foder som får användas vid vattenbruksproduktion begränsar utsläppen av näringsämnen indirekt. Som tidigare nämnts, regleras det intensiva vattenbruket i Sverige med foderanvändning som utgångspunkt. Om en vattenbrukare planerar att foder-

användningen ska vara mellan 1,5 och 40 ton per år ska anläggningen anmälas till kommunen. Om foderanvändningen planeras bli större än 40 ton per år ska en ansökan lämnas in och bedömas av länsstyrelsen. Till ansökan ska vattenbrukaren också bifoga en miljökonsekvensbeskrivning (Svenskt vattenbruk, 2023). För att tillstånd ska beviljas får vattenbruket inte innebära en försämrad statusklassificering, enligt vattendirektivet, för de vatten som påverkas (HVMFS 2019:25). När ett vattenbruk får tillstånd anges den tillåtna fodermängden (s.k. fodertak) och den tidsperiod som tillståndet gäller för.

Fodertak kan bidra till att fodret utnyttjas mer effektivt. Ett vattenbruk som vill öka produktionen men som utnyttjar hela sitt foderutrymme kan göra det genom att öka produktiviteten, till exempel genom att minska förlusten av foder som inte konsumeras av fisken. Under de senaste 30 åren har utfodringen av fisk inom vattenbruket utvecklats så att mer foder äts upp av fisken och mindre hamnar i vattenmiljöer vilket också innebär att utsläppen per kilo fisk har minskat (Hedlund, 2018). En fördel med att använda fodertak är att de är förhållandevis lätta att övervaka och kontrollera jämfört med att mäta de utsläpp som orsakas av vattenbruket eller de effekter som utsläpp från vattenbruket har på miljön. I Sverige rapporteras foderförbrukningen årligen till tillsynsmyndigheten (exempelvis kommunernas miljökontor) i samband med att en miljörapportering lämnas in (NFS 2016:8).

Ett uppenbart problem med att använda fodertak för att reglera utsläpp av näringsämnen är att fodertak inte direkt reglerar utsläppen eller effekterna på vattenmiljön. Utsläppen kan variera beroende på vilken typ av foder som används och tekniken som man använder för att utfodra fisken. Exempelvis skriver Eriksson m.fl. (2018) att inblandning av vegetabilier kan

öka fosforinnehållet i fodret medan tillsatser av enzymer minskar fosforinnehållet. Ett vattenbruk som vill öka produktionen skulle kunna öka fodermängden men byta till ett mer effektivt foder utan att utsläppen ökar om det nya fodret ger mindre utsläpp per kilo producerad fisk. Men om vattenbruket redan utnyttjar hela sitt foderutrymme är detta inte möjligt. För att kunna öka fodermängden måste nya tillstånd sökas vilket kan ta många år och innebära osäkerhet för vattenbruket.

Fodertak är inte, i normalfallet, ett kostnads-effektivt styrmedel eftersom de inte ger vattenbruket incitament att minimera miljöpåverkan genom att exempelvis använda foder med mindre miljöpåverkan. Eftersom myndigheterna inte känner till kostnaderna för att begränsa utsläpp (eller foderanvändning) för olika vattenbruk blir fodertaken inte heller optimala. Anta att två nya vattenbruk söker tillstånd, de använder samma typ av foder och planerar att förbruka lika mycket av det, men det ena vattenbruket skulle kunna minska sin förbrukning till lägre kostnader än det andra, till exempel genom att ändra sina rutiner eller teknik för utfodringen. Om myndigheten vill begränsa de totala utsläppen från de två vattenbruket vore det mest effektiva att det vattenbruk som har lägst kostnader för att minska foderförbrukningen får lägre fodertak än det andra vattenbruket. Men eftersom myndigheten rimligtvis inte känner till kostnaderna kommer fodertaken inte att anpassas därefter.

Utsläppstak

Ett utsläppstak anger hur mycket näring ett vattenbruk får släppa ut. Till skillnad från fodertak är det alltså en direkt reglering av utsläpp som därmed kan vara ett mer träffsäkert styrmedel. I Sverige finns det ofta villkor för hur stora fosforutsläppen får vara i tillstånden för att bedriva vattenbruk. I dagsläget måste alltså många vattenbrukare förhålla sig både till ett

fodertak och ett utsläppstak (och ibland också ett produktionstak). Om fodertak ersattes med utsläppstak skulle vattenbrukare kunna byta till ett foder med lägre utsläpp, använda mer foder och öka produktionen utan att utsläppen ökar. I ruta 1 ges ett exempel på detta.

Forskare, myndigheter och vattenbrukare i Sverige har diskuterat om endast utsläppstak skulle kunna användas för att reglera det intensiva vattenbruket (SWEMARC m.fl., 2017, Jordbruksverket 2015, Jordbruksverket, 2020). Två nackdelar med detta har lyfts fram i diskussionen. För det första menar man att det inte finns några standardiserade modeller för att beräkna utsläpp av näringsämnen i Sverige. För det andra skulle det vara svårt att använda utsläppstak vid ansökningsprocessen för nya anläggningar. Om vattenbrukare behöver bedöma hur stora utsläpp de kommer att ha från planerade nya anläggningar skulle detta behöva utredas innan ansökan görs, vilket skulle kunna höja kostnaderna för att starta nya vattenbruk och för att expandera existerande vattenbruk (Jordbruksverket, 2020). Vi återkommer till problemen med att mäta utsläpp nedan eftersom detta problem berör flera olika styrmedel.

De få internationella studier som diskuterar införandet av utsläppstak för vattenbruk kommer från USA och Australien och indikerar att det inte skulle kosta särskilt mycket att anpassa sig till utsläppstak för vattenbruk som redan finns på marknaden (MacMillan m.fl., 2003), men att det skulle försvåra för de som vill etablera sig på marknaden (Brennan, 2002). MacMillan m.fl., (2003) ger ett exempel från Idaho, USA där man har infört utsläppstak för anläggningarna i ett företag och lyckats minska utsläppen med 40 procent med bara små kostnadsökningar. När det gäller etableringen av nya vattenbruk är det lättare att ange den fodermängd man avser att förbruka än att uppskatta de utsläpp man kommer att ha. Utsläpp av exempelvis kväve och

Ruta 1: Produktionen kan öka med ett utsläppstak

Anta att en fiskodling har ett fodertak som är satt till 1000 ton foder och att hela detta fodertak utnyttjas.

Anta också att ett kilo fisk kräver ett kilo foder men att det finns två olika typer av foder att köpa, gammalt och nytt. Det gamla fodret ger 0,1 kilo utsläpp per kg fisk medan det nya fodret endast ger 0,05 kilo utsläpp per kg fisk. Om hela fodertaket utnyttjas blir det 100 kilo utsläpp med det gamla fodret och 50 kilo utsläpp med det nya fodret.

Nu funderar en myndighet på att istället införa ett utsläppstak på 100 kilo utsläpp.

Tabellen visar att produktionen kan öka med den nya typen av foder om fodertaket ersätts med utsläppstaket. Utsläppen ökar inte utan förblir 100 kg eftersom det nya fodret har lägre utsläpp per kg fisk som produceras.

	Produktion med det gamla fodret (ton fisk)	Produktion med det nya fodret (ton fisk)
Fodertak=1000 ton	1000	1000
Utsläppstak=100 kg	1000 (dvs. 100/0,1)	2000 (dvs. 100/0,5)

fosfor från ett vattenbruk kan bli olika beroende på väder, årstid och strömmar men också påverkas av produktionsbeslut (till exempel val av foder) som görs efter etableringen. Precis som Jordbruksverket (2020) ovan, drar Brennan (2002) slutsatsen att om fodertak ersätts med utsläppstak skulle det kunna förhindra att nya vattenbruk etableras.

På samma vis som fodertak inte är kostnads-effektiva är inte heller ett utsläppstak det. Även om utsläppstak, givet att det går att mäta utsläpp, skulle vara mer träffsäkra än fodertak är det orimligt att anta att myndigheterna har information om olika företags kostnader för att begränsa utsläpp. I vattenmiljöer med flera olika utsläppskällor (vattenbruk eller andra källor) är det mest effektivt att de källor som har lägst kostnader för att minska sina utsläpp minskar dem mest.

Tekniska standarder

För att reglera utsläpp av näringsämnen är det vanligt att använda olika typer av tekniska standarder. Exempelvis finns det ofta krav på hur död fisk ska hanteras och krav på att olika mätningar ska genomföras enligt ett kontrollprogram i tillstånden för intensivt vattenbruk (MMD 2020). Svensk miljölagstiftning (2 kap. 3§ miljöbalken) kräver att bästa möjliga teknik används "för att förebygga, hindra eller motverka att skada eller andra olägenheter för miljö eller hälsa uppstår" (Naturvårdsverket, 2022). Enligt lagstiftningen ska tekniken typiskt sett vara möjlig i teknisk såväl som ekonomisk mening och vara tillgänglig efter ett experimentstadium. Det har förekommit fall där ansökningar om tillstånd för vattenbruk med öppna kassar, dvs. nätkassar som sänks ned i vattnet och där foderrester släpps ut i omgivande vatten, har avslagits med motiveringen att denna teknik inte är den bästa tillgängliga (MMD, 2020). Snarare har

recirkulerande vattenbrukssystem (RAS), dvs. landbaserade slutna odlingar där vattnet renas i olika steg och recirkuleras tillbaka till fisken, föreslagits som den bästa möjliga tekniken. Öppna kassar är dock generellt accepterade men numera krävs en mer omfattande dokumentation om miljöeffekter, tekniska möjligheter och ekonomiska förutsättningar (Mårtensson, 2021).

Fördelarna med tekniska standarder är att det är tydligt för producenterna vad som krävs av myndigheterna och att det är lätt att övervaka om standarderna har uppfyllts. Generellt sett är tekniska standarder inte kostnadseffektiva eftersom myndigheter sällan har kunskaper om alla möjliga tekniker som kan användas för att minska utsläpp och vad dessa tekniker kostar. Även om lagstiftningen ofta är generell (som i fallet med bästa möjliga teknik) och tillåter andra tekniker än de som anges i regelverken tenderar företag att hålla sig till tekniker som specificeras eftersom de inte vill riskera att bryta mot lagstiftningen. Dessutom är det svårt att veta om utsläppsmål nås med tekniska standarder eftersom fokus inte ligger på utsläppen som sådana. Genom att kräva att vissa specifika tekniker används riktas också fokus från att minska utsläpp till att försöka uppfylla kraven i standarderna. Teknologisk utveckling kan därför stanna upp och utsläppsminskningar som inte täcks av de tekniker som myndigheter specificerar kommer inte att genomföras (Tietenberg och Lewis, 2012).

I USA är det vanligt att tekniska standarder används för att reglera utsläpp från vattenbruk. Flera studier visar att standarderna kan öka de fasta kostnaderna för vattenbruken, dvs. sådana kostnader som inte styrs av hur stor produktionen är. Detta påverkar framför allt lönsamheten för små vattenbruk eftersom kostnaderna per producerad fisk ökar mycket för dem. Högre fasta kostnader gör det också svårare för nya

vattenbruk att etablera sig på marknaden. Det kan till exempel vara nödvändigt att ta större lån med högre ränta. Dessutom ökar ofta rörliga kostnader för företagen för att det krävs att de mäter effekterna av den införda tekniken (Engle and Valderrama, 2003, Engle, 2007, Engle och Wossink, 2009, Engle m.fl., 2019). En eventuell effekt av de svenska kraven på ytterligare dokumentation för att bevisa att bästa möjliga teknik används är att de fasta kostnaderna ökar för producenterna och att det påverkar lönsamheten, framför allt för de något mindre vattenbruken.

Dags att införa ekonomiska styrmedel?

Nu går vi över till att diskutera ekonomiska styrmedel som syftar till att vattenbruken ska ta hänsyn till de kostnader näringsutsläpp orsakar i vattenmiljöer när de fattar sina produktionsbeslut. Vi diskuterar tre olika ekonomiska styrmedel: skatter, subventioner och handelssystem för minskad övergödning. I de sista delarna av detta avsnitt som berör subventioner och handelssystem kommer vi även att beröra det extensiva vattenbruket eftersom dessa styrmedel kan användas både för att minska näringsläckaget från intensivt vattenbruk och öka näringsupptaget från extensivt vattenbruk.

Skatt på utsläpp

Motivet till att beskatta utsläpp av näringsämnen är att konsumenterna och producenterna skulle ta hänsyn till belastningar på olika vattenmiljöer när de tar ekonomiska beslut. Skatter på utsläpp från vattenbruket används inte i Sverige idag. En skatt är ett klassiskt ekonomiskt styrmedel för att nå utsläppsmål och kan motiveras med att det är rimligt att förorenaren betalar (Polluter-Pays-Principle). Eftersom varje enhet utsläpp beskattas kommer producenterna att minska sina utsläpp så länge

det är billigare att göra det än att betala skatten. Det kan vara svårt att i praktiken veta hur hög en skatt ska vara för att uppnå önskvärda miljöeffekter och därför är det troligt att en skatt skulle behöva justeras över tiden.

Införandet av en skatt på utsläpp i Sverige har diskuterats i en artikel av Folke, Kautsky och Troell (1994). De menar att odling av lax och regnbåge i Sverige skulle ha blivit olönsam om en skatt som motsvarade kostnaden för skadorna från övergödning hade införts. De menar ändå att det skulle vara rimligt att införa en skatt men att det skulle vara viktigt att informera om dess införande långt i förväg eller att införa den gradvis. Då skulle odlarna få chansen att anpassa verksamheten, kanske genom att odla lax tillsammans med musslor och alger som tar upp näringsämnen.

Den skatt som diskuteras i Folke m.fl., (1994) är en enhetlig skatt, dvs. den skulle vara lika hög för alla vattenbruk i Sverige, och tar alltså inte hänsyn till att näringsbelastningar ser olika ut i olika geografiska områden. Ett vattenbruk i ett inlandsvatten kan belasta både inlandsvattnet i fråga, men även vattendrag, kustvatten och utsjövattnet som är förbundna med inlandsvattnet (WSP m.fl., 2021). När näringsämnen transporteras genom olika vattenmiljöer stannar en del kvar (s.k. retention) i olika delar av vattensystemen. Det innebär att den totala effekten av näringsbelastningen från vattenbruk i olika geografiska områden kan bli mycket olika. Exempelvis kan utsläpp från odlingar i inlandet ge mindre övergödning i Östersjön än utsläpp från lika stora odlingar i själva Östersjön. Att ta ut en skatt på utsläpp från vattenbruk i näringsfattiga sjöar skulle kanske till och med vara orimligt, snarare skulle dessa vattenbruk kompenseras för att de kan bidra till fler och större organismer i ett vattenområde (Eriksson, 2019). För att skatten ska vara kostnadseffektiv, dvs. när varje krona som satsas på att minska utsläppen ger så

mycket miljönytta som möjligt, krävs det alltså att den är unik för varje utsläppskälla.

En kostnadseffektiv skatt som anpassas till utsläppskällan är svår att implementera eftersom information behövs om varje utsläppskällas utsläpp. Detta kan ge höga så kallade transaktionskostnader vilket innebär att en anpassad skatt i praktiken inte behöver vara ett kostnadseffektivt styrmedel. En enhetlig skatt, där alla utsläppskällor får samma skattesats, är å andra sidan förhållandevis enkel att implementera. Ännu enklare kan vara att implementera en skatt på näringsinnehållet i foder. Man skulle kunna jämföra med hur det svenska jordbruket tidigare beskattades med en kväveskatt på konstgödsel. En modellstudie av Weckman m.fl., (2015) visar till exempel att en låg skatt på näringsinnehållet i konstgödsel skulle påverka jordbruksproduktionen förhållandevis lite men ändå ge ganska stora utsläppsminskningar. En låg skatt på kväve eller fosfor i fiskfoder som inte uppnår den önskade miljöeffekten skulle eventuellt kunna användas i kombination med andra styrmedel för ökad miljöeffekt. Skatten skulle kunna återföras till vattenbruk som gör utsläppsminskningar eller som bedrivs i näringsfattiga vatten.

Subventioner

Subventioner kan ges till vattenbruk i syfte att minska övergödning, antingen för att vissa åtgärder genomförs eller för att vissa resultat nås. Inom ramen för EHFVF (Europeiska havs- fiskeri- och vattenbruksfonden) ges subventioner till svenska vattenbruk. Även om subventionerna har många olika syften är ett viktigt syfte att minska näringsbelastningen till vattenmiljöer. Ansökningar hanteras av länsstyrelser som använder nationella urvalskriterier (ett poängsystem) för att avgöra om producenter ska få subventioner för olika åtgärder. Högre poäng ges till exempel för investeringar som minskar näringsutsläpp och investeringar som ger netto-

upptag av näringsämnen. För subventioner till nystartade företag ges högre poäng till de som investerar i alg- eller blötdjursanläggningar eller i slutna och semislutna vattenbrukssystem (Carthew, 2022). Under 2014–2020 har merparten av subventionerna (70 procent) getts till vattenbruksproduktion i områden där vattenströmmen bedöms vara i gott skick och drygt 60 procent av stöden har gått till musselodling (Carthew, 2022).

Subventionerna inom ramen för EHFVF betalas alltså inte ut som en viss summa per utsläppsminskning eller ökning av miljönytta, vilket skulle krävas om de skulle vara kostnadseffektiva. Man brukar skilja på åtgärdsbaserade och resultatbaserade subventioner, där åtgärdsbaserade subventioner ges för att en viss specifik åtgärd genomförs medan resultatbaserade subventioner är baserade på den nytta en åtgärd ger (Bosch m.fl., 2013). Åtgärdsbaserade subventioner behöver inte genomföras där de har störst miljönytta, utan genomförs där de är mest lönsamma för vattenbrukarna. I Sverige är det till exempel mer lönsamt att odla musslor på västkusten än på ostkusten eftersom musslorna växer bättre på västkusten. Miljönyttan skulle däremot troligtvis vara större på ostkusten där övergödningsproblematiken är större.

Resultatbaserade subventioner skulle innebära att vattenbrukare får betalt för mängden utsläpp som minskar oavsett hur minskningen uppnås. De potentiella fördelarna är ökad miljönytta, mer engagerade producenter och ökad kostnadseffektivitet (Brady m.fl., 2022). När betalningar är knutna till miljönytta finns det incitament för producenter att välja metoder som ger stor miljönytta och som är billiga att genomföra. Betalningarna kommer därmed att riktas till producenter som har den lägsta kostnaden per enhet för minskning av utsläppen. De potentiella kostnadsfördelarna visas i Talberth m.fl. (2015). De jämför åtgärdsbaserade subventioner

för att minska näringsutsläpp från jordbruk till Chesapeake Bay i USA med resultatbaserade subventioner. Med hjälp av en simuleringsmodell visar de att resultatbaserade subventioner ger samma mängd näringsreduktion till mindre än halva kostnaden, alternativt kan man få två till tre gånger så mycket näringsreduktion för samma budget. Det finns dock även nackdelar med resultatbaserade subventioner. De främsta är att resultaten kan vara svåra och dyra att mäta samt att osäkerheten för hur stor subventionen blir för producenten är större än i ett åtgärdsbaserat system. Å andra sidan kan risken för staten att betala ersättning för åtgärder som inte ger resultat vara hög i ett åtgärdsbaserat system.

Storleken på subventionen kan anpassas till miljönyttan, dvs. högre subventioner till näringsupptag eller näringsminskning i områden med större övergödningsproblematik, för att öka kostnadseffektiviteten. Exempelvis skulle då musselodling i Östersjön få mer betalt för varje kilo näring som tas upp än musselodling i Västerhavet. Ett problem är dock att musslor som odlas i Östersjön för det mesta är för små för att de ska gå att sälja som människoföda (Lindahl, 2012). Subventionen behöver då troligtvis vara hög. I tidigare EU-program fanns det möjligheter för länderna att ge subventioner till odling av musslor som avsågs att användas till annat än livsmedel såsom foder, biogas eller gödningsmedel (s.k. miljömuslor) (Jordbruksverket, 2012). Subventionen skulle ges per ton musslor som skördades och skulle på så vis vara resultatbaserad (även om subventionen inte skulle ges per enhet näringsupptag). Sverige valde att inte använda denna möjlighet då det ansågs vara svårt att beräkna en lämplig nivå på ersättningen (Jordbruksverket, 2012).

En lösning för att minska kostnaderna för subventioner är att använda miljöauktioner. Vattenbrukarna lämnar då anbud på hur stora sub-

ventioner de behöver för att genomföra åtgärder för att nå specifika miljömål. Detta avslöjar information om kostnader, som annars skulle ha varit okända för myndigheterna. För att uppnå kostnadseffektivitet väljer myndigheten de anbud där miljönyttan per krona är högst. Miljöauktioner har använts för att fördela subventioner till jordbrukare men i praktiken har resultaten varit blandade. I USA har auktioner endast sänkt kostnaderna för utsläppsminskningar måttligt (Garnache m.fl., 2016). Iho m.fl. (2014) visar å andra sidan i en pilotstudie från Finland att auktioner gav mer effektiva riktade miljöåtgärder än subventioner som var lika för alla. För att auktioner ska fungera är det viktigt att det finns kostnadsskillnader mellan vattenbrukare och att transaktionskostnaderna för budgivningen är låga (Iho m.fl., 2014, Palm-Forster m.fl., 2016). Om många vattenbrukare väljer att inte delta i auktionen kan det bli svårt att rikta finansieringen till de som får störst resultat till minst kostnad. Det är också viktigt att utforma auktionerna så att det inte är möjligt att få fördelar genom att överdriva kostnaderna när man lägger bud. I Sverige har nyligen ett utlysningssystem införts för subventioner som delas ut inom EHFVF. Ansökningar tas emot under en begränsad tidsperiod och poängsätts av en rådgivande kommitté (Jordbruksverket, 2023). För subventioner som syftar till att minska övergödning skulle de åtgärder som ger högst miljövinster per krona kunna väljas i första hand för att öka kostnadseffektiviteten med subventionerna. Om exempelvis en fiskodlare i en vik vill ha 100 000 kronor för att minska utsläpp av fosfor från sin fiskodling med två ton medan en musselodlare i samma vik vill ha 100 000 kronor för att ta upp ett ton fosfor bör myndigheten välja fiskodlarens projekt i första hand.

Handelssystem för minskad övergödning

Ett ekonomiskt styrmedel som ofta diskuteras i samband med vattenmiljöer är handelssystem för minskad övergödning. Vattenbruk (både

intensivt och extensivt) skulle kunna ingå i ett sådant system. Handelssystem för minskad övergödning har diskuterats i Sverige men inga system har införts (WSP m.fl. 2021, Naturvårdsverket 2008, 2010). Generellt drar Ek m.fl. (2022) slutsatsen att direkt reglering och subventioner föredras framför handelssystem av medborgare och tjänstemän i Sverige. De baserar detta resultat på en analys av en enkät som besvarats av mer än 2000 medborgare och knappt 150 kommunanställda.

Ett handelssystem för övergödning skulle innebära att olika utsläppskällor köper och säljer utsläppsrätter av varandra. I ett sådant system kan både intensivt och extensivt vattenbruk ingå där det senare i så fall skulle sälja utsläppsrätter. Den totala utsläppsnivån bestäms av en myndighet. Så långt liknar ett handelssystem för övergödning ett system för utsläpp av växthusgaser som till exempel EU:s ETS (European Union Emissions Trading System). Men ett handelssystem för övergödning är annorlunda eftersom utsläpp av näringsämnen inte ger samma effekt överallt. En utsläppskälla som vill öka sina utsläpp av näringsämnen måste köpa utsläppsrätter som motsvarar den ökade belastning som källan har på ett givet vattenområde. På motsvarande vis måste en säljare av utsläppsrätter minska belastningen på vattenmiljön i samma utsträckning som köparen ökar sin belastning.

Det finns flera modellstudier som visar att det skulle vara fördelaktigt att inkludera vattenbruk om dagens styrmedel ersattes med handelssystem. Dels skulle vattenbruksproduktionen öka (regnbåge i Danmark), dels skulle reningskostnaderna totalt sett minska (med ökad musselodling i Danmark och i Östersjön) (Nielsen, 2012, Nielsen m.fl., 2014, Jacobsen m.fl., 2016, Filippelli m.fl., 2022, Gren m.fl., 2018, Lindahl m.fl., 2005). I en modell av dansk regnbågsodling ökar produktionen när fodertak ersätts med

ett handelssystem eftersom de mest produktiva företagen expanderar medan de minst produktiva företagen drar ned på verksamheten (Nielsen, 2012). När vattenbruk och danskt jordbruk analyseras i samma modell ökar vattenbruksproduktionen ännu mer eftersom det då blir lönsamt för vattenbrukare att köpa utsläppsrätter från jordbrukare (Jacobsen m.fl., 2016).

I andra länder, framför allt i USA, finns redan idag handelssystem för minskad övergödning, de flesta är utformade som handel med utsläpp. Det innebär att det går att sälja och köpa utsläppsrätter och att det finns en växelkurs för att effekten av köparens utsläpp ska motsvaras av effekten av säljarens utsläppsminskningar. Om växelkursen till exempel är 3:1 för en utsläppskälla måste den minska sina utsläpp med tre enheter för att kunna sälja en utsläppsrätt till en annan källa. I ett sådant system i Maryland (Maryland's Water Quality Trading Program) har det nyligen blivit tillåtet med ostronodling som ett alternativ för att minska näringsbelastningen i Chesapeake Bay. Ett tiotal försäljningar har ägt rum fram till början av 2023 (Wheeler, 2023). Exempelvis har Charles County (som ligger söder om Washington, DC) kommit överens om att betala ett ostron-kooperativ \$53 000 (ungefär 550 000 kronor) per år för att sätta ut ostron i Wicomico-floden som rinner ut i Chesapeake Bay (Wheeler, 2023). En modellstudie av detta system poängterar att priset på utsläppsrätter är avgörande för hur många ostronodlingar som kommer att etableras (Weber, 2018). Ett problem med denna typ av handelssystem är att varje transaktion av utsläppsrätter kräver en förhandling mellan köpare och säljare och att myndigheter måste fastställa växelkurser. Detta har varit en bidragande orsak till att antalet försäljningar varit få i många av dagens handelssystem. Andra orsaker är att utsläppstaken varit generösa, att tekniska standarder och subventioner har använts parallellt med han-

delssystemen och att det har funnits osäkerheter i hur mätningar och övervakning ska gå till (Liu och Brouwer, 2023).

WSP m.fl. (2021) diskuterar ett system för handel med näringsbelastningar i Sverige där varje utsläppskälla (till exempel ett vattenbruk) måste köpa belastningsrätter som motsvarar dess påverkan på vattenmiljön. Källan kan göra egna utsläppsminskningar, köpa belastningsrätter från andra källor eller köpa belastningsrätter på en auktion (om en sådan anordnas av myndigheter). I ett sådant handelssystem kan också åtgärder för näringsupptag, t.ex. musselproduktion eller algodling ingå. Införandet av systemet beräknas ta 6–7 år eftersom det kräver flera lagstiftningsåtgärder (WSP m.fl., 2021). Rimligtvis kommer vattenbruket vara en av de sektorer som kommer att ingå om ett sådant system skulle införas. För att systemet ska fungera krävs att det går att mäta belastningar, att det finns många köpare och säljare av belastningsrätter och att de administrativa kostnaderna inte är allt för höga. Det är också viktigt att bestämma huruvida deltagande är frivilligt eller obligatoriskt för olika sektorer och hur ett handelssystem ska fungera tillsammans med andra styrmedel. Men om ett system skulle komma på plats i Sverige är det inte omöjligt att det skulle kunna gynna tillväxten av det svenska vattenbruket. De modellstudier som finns tyder på att både intensivt (regnbåge) och extensivt (musslor) vattenbruk har lägre kostnader för att minska övergödning än andra sektorer.

Utmaningar med att mäta och värdera

Ett återkommande problem med flera av de styrmedel som vi diskuterar ovan är att det kan vara svårt att mäta eller uppskatta utsläpp och upptag av näringsämnen (se till exempel Brennan, 2002, Jordbruksverket, 2020 och WSP m.fl.,

2021). Om exempelvis fodertak ska ersättas med utsläppstak eller ekonomiska styrmedel som baseras på utsläppsminskningar är det nödvändigt att kunna mäta utsläpp och uppskatta effekten på de vattenmiljöer som påverkas av vattenbruket. Om till exempel ett reningsverk och en musselodlare ska handla med utsläppsrätter måste man veta hur stor musselodling som krävs för att kompensera för de skador som utsläpp från ett reningsverk medför. Om kostnaden för att få fram olika mått är hög kan ekonomiska styrmedel bli mindre kostnadseffektiva än administrativa styrmedel.

Istället för att mäta utsläpp vid varje vattenbruk, vilket kan medföra höga kostnader, kan utsläpp mätas med hjälp av modeller. Det finns idag flera modeller som är specifikt utvecklade för att göra bedömningar av näringsbelastningar från fiskodlingar i öppna kassar. Det finns också vattenkvalitetsmodeller som kan användas för att beräkna hur vattenkvalitet i ett större område påverkas av vattenbruk. Den modell som används i Sverige för att beräkna fosfortak i tillstånden för vattenbruk i öppna kassar är en ganska enkel modell med få ingående värden. En mer komplicerad modell där fler faktorer tas in är det s.k. MOM-systemet (Modelling – On-growing Fish – Monitoring) som utvecklats av Havsforskningsinstitutet i Norge (Andersson m.fl., 2016). I en rapport från SMHI (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut) skriver Andersson m.fl. (2016) att en stor del av de data som behövs för denna modell finns hos odlare och foderleverantörer redan idag och att det skulle vara ganska enkelt att använda den i Sverige. För att mäta påverkan på vattenmiljöer finns ett flertal generella modeller att tillgå som inte är specifika för vattenbruket (exempelvis Delft3D-ECO, Mike-EcoLab, FjordEnv och Kustzonsmodellen) (Andersson m.fl., 2016).

När det gäller det extensiva vattenbruket pekar flera studier på att det är förhållandevis lätt att

mäta näringsupptaget (van den Burg m.fl., 2022, Weber m.fl., 2018, Rose m.fl., 2014). I systemet för handel med näringsbelastningar i Maryland i USA som nämns ovan, är belastningsrätterna baserade på mängden ostronvävnad vilket Weber m.fl. (2018) anser vara lätt att mäta jämfört med effekterna av många andra åtgärder för att minska övergödning. Rose m.fl. (2014) menar att kväveupptag från musslor och ostron enkelt kan uppskattas genom att mäta längden på skalen.

När det gäller utformning av styrmedel för det extensiva vattenbruket finns flera utmaningar. Bland annat har det diskuterats om det ska vara möjligt att få betalt för upptag av både kväve och fosfor när man odlar musslor (Gren m.fl., 2018, Weber m.fl., 2018) och om man ska kunna få betalt för musselodlingar som ligger i vattnet (dvs. som inte skördas) (Ferreira och Bricker, 2016). I systemet för näringsbelastningar i Maryland används ett datorprogram för att beräkna hur utsläpp från olika källor är relaterade till varandra. Hänsyn måste tas till att utsläpp på olika platser ger olika effekter på vattenmiljön. Den mängd utsläpp från andra källor som kan kompenseras genom upptag av näringsämnen med hjälp av ostron kan beräknas med programmet (Weber m.fl., 2018).

Ekonomiska styrmedel kan innebära risker för aktörerna på marknaden eftersom det inte är tydligt hur stora utsläppsminskningarna blir innan åtgärder har utförts. Om ett vattenbruk drabbas av en störning, exempelvis om extrema väderförhållanden förstör delar av en musselodling, kan det resultera i att näringsupptaget blir mindre än vad som beräknats från början. Om då en musselodling får subventioner först när näringsupptag har ökat med en viss mängd ökar osäkerheten för hur stor ersättning blir. Detta kan göra att färre musselodlingar anläggs eftersom det finns en risk att stödet blir mindre än förväntat på grund av störningar

som odlaren inte kan påverka. I ett handelssystem med näringsbelastningar kan köpare av belastningsrätter vara ovilliga att köpa dessa från aktörer som inte med säkerhet kan leverera.

Även detta problem skulle kunna lösas med modellering som beräknar näringsreduktioner i förväg. Ett sådant angreppssätt diskuteras i Bartkowski m.fl., (2021) för jordbruket. En modell används för att beräkna miljöeffekter och tanken är att modellens uppskattningar kan användas som underlag till utbetalningar. Betalningarna kan då också ges i förväg vilket minskar osäkerheten för odlare. Det skulle då exempelvis bli mer intressant att odla musslor för att förbättra vattenkvaliteten även om det slutliga näringsupptaget blir större eller mindre än beräknat.

Ett problem med att betala för åtgärder för näringsreduktion är att det är svårt att veta om åtgärder skulle ha genomförts även utan betalningen (vare sig det är subventioner eller en betalning i ett system för utsläpps- eller belastningsrätter). Frågan är alltså om betalningarna ger ökad miljönytta (s.k. additionalitet). Om det till exempel är lönsamt att odla och sälja musslor kommer näringsupptag att ske även om inga subventioner ges. Hasselström och Gröndahl (2021) menar därför att odlingar med små musslor och ostron som har som huvudsyfte att ta upp näringsämnen ur havet borde kunna få subventioner medan de flesta kommersiella odlingar inte borde få det eftersom de redan är lönsamma.

Slutsatser och fler utmaningar

Idag används framför allt fodertak för att reglera utsläpp av näringsämnen från det intensiva vattenbruket i Sverige. Fördelarna är att dessa begränsar utsläppen och är lätta att över-

vaka. Ett problem är att fodertak inte direkt reglerar utsläpp och effekter på vattenmiljöer. I fall där vattenbruket skulle kunna expandera utan att vattenmiljöer påverkas kan fodertak förhindra tillväxten i det svenska vattenbruket. Ett alternativ skulle vara att reglera vattenbruket med utsläppstak istället. Detta förutsätter att det går att mäta utsläpp eller belastningar på vattenmiljöer utan att det kostar allt för mycket. Om vattenbrukare måste mäta potentiella utsläpp innan de lämnar in en ansökan om att etablera eller utöka ett vattenbruk kan kostnaderna för att göra en ansökan öka, vilket kan hämma tillväxten av vattenbruket.

Varken fodertak eller utsläppstak är kostnadseffektiva styrmedel eftersom myndigheter som fastställer dem inte känner till kostnaderna för företagen för att begränsa utsläpp. Tekniska standarder, som till exempel krav på att en viss teknik måste användas, är vanligtvis inte heller kostnadseffektiva men de är å andra sidan lätta att övervaka och är tydliga för producenterna. Om krav ställs på att viss typ av teknik används kan det också vara svårt att nå utsläppsmål och om en viss teknik förespråkas eller blir en "informell" standard kan utvecklingen av nya tekniker förhindras.

En skatt på utsläpp skulle kunna vara en kostnadseffektiv lösning för att få vattenbrukare att ta hänsyn till de effekter deras verksamhet har på vattenmiljöer. Men då måste skatten vara unik för varje utsläppskälla eftersom varje utsläppskälla påverkar vattenkvaliteten olika beroende på var i vattenområdet källan ligger, vilket kan medföra höga kostnader för beräkningar och övervakning. Om dessa kostnader är höga kan en möjlighet vara att använda en enhetlig skatt – dvs. alla vattenbruk inom ett vattenområde (eller hela landet) betalar samma skatt - eller en foderskatt och återföra delar av skatten till vattenbruk som har inga eller små miljöeffekter.

En skatt innebär att det är förorenaren som betalar för negativ miljöpåverkan. Men även subventioner till vattenbrukare som minskar sina utsläpp kan vara ett kostnadseffektivt styrmedel. Idag är inte de subventioner som delas ut inom EHFVF för att minska övergödning kostnadseffektiva i den bemärkelsen att de ges till de vattenbrukare som ger mest vattenmiljönytta per satsad krona. Det kan vara värt att fundera på om kostnadseffektiviteten för subventionerna kan öka om modeller används för att beräkna ersättningar baserat på beräknad miljönytta och om urvalsprocessen för projekt görs baserat på förväntade resultat.

Det finns flera studier från Europa som visar att det skulle vara gynnsamt för vattenbrukets tillväxt om det inkluderades i ett handelssystem för minskad övergödning. I USA finns exempel på sådana system där extensivt vattenbruk säljer utsläppsrätter till andra utsläppskällor. Systemen är kostnadseffektiva i teorin men i praktiken har det funnits flera utmaningar som att deltagandet har varit lågt, andra styrmedel har använts parallellt med handelssystemen och att det har varit osäkert hur utsläppsrätterna ska mätas och övervakas.

Vår genomgång visar att det i diskussionerna om olika styrmedel ofta framhålls att det är svårt att mäta näringsutsläpp och miljöbelastningar. Samtidigt finns det redan idag modeller för att bedöma näringsbelastningar från fiskodling i öppna kassar, vattenkvalitetsmodeller för att beräkna hur ett större område påverkas av vattenbruk och det anses också ganska enkelt att beräkna näringsupptag från extensivt vattenbruk. Trots det finns det flera osäkerheter att ta med i beräkningen när nivån på skatter, subventioner eller ersättningar i ett handelssystem ska fastställas. Ska exempelvis vattenbrukare ersättas för både kväve- och fosforminskningar i ett handelssystem? Ska subventioner delas ut innan resultat har uppnåtts? Hur ska man und-

vika att ge subventioner för minskade utsläpp eller näringsupptag som skulle ha skett även utan subventioner?

En slutsats från genomgången är att införandet av kostnadseffektiva styrmedel för minskad övergödning ofta är en större fråga än att införa styrmedel för vattenbruket. Om minskad övergödning är målet är det rimligt att alla källor som bidrar eller som kan komma att bidra till övergödningen behandlas lika och antingen inkluderas i samma system för utsläpps- eller belastningsrätter eller har samma skattesats för miljöpåverkan. Jordbruket är den största mänskliga källan till utsläpp av näringsämnen. Idag står jordbruket för 51 procent av kvävet och 35 procent av fosfor som når haven via vattendrag i Sverige (Sveriges vattenmiljö, 2023). Det är viktigt att vattenbruket är med i diskussionen om vilka styrmedel som bör förändras eller införas så att sektorns utveckling inte förhindras av att utsläppskällor behandlas olika.

Det undantag som finns i det administrativa regelverket för fodertak för mindre vattenbruk, beträffande miljökonsekvensbeskrivningar, ser vi som positivt från ett tillväxtperspektiv för svenskt vattenbruk. Detta eftersom det minskar inträdeshindren för mindre vattenbruk på marknaden. Det förefaller som att tekniska standarder är lättare att hantera för stora företag, p.g.a. stordriftsfördelar. Det vill säga, krav på tekniska standarder medför ofta investeringar i form av fasta kostnader. Eftersom stora företag kan fördela investeringen på fler producerade enheter än små företag, får de en lägre styckkostnad för investeringen och en kostnadsfördel gentemot små företag. Nya företag som kommer in på marknaden är ofta mindre än redan existerande företag. Tekniska standarder kan även göra det svårare att starta ett nytt vattenbruk då investeringen som krävs troligen blir större än om inga standarder hade funnits. På

motsvarande vis som för fodertak, skulle man därför kunna göra undantag gällande tekniska krav för små och nya vattenbruksföretag om man vill stimulera tillväxten av nya företag. Även här ser vi det som viktigt att det finns en flexibilitet i det administrativa systemet, så att det tar hänsyn till geografiska förhållanden, så att undantag företrädesvis sker i områden utan övergödningssproblem.

Vi har fokuserat på sex olika typer av styrmedel som är intressanta för att hantera övergödningssproblematik relaterad till vattenbruk. Det finns naturligtvis fler styrmedel som används och som kan användas. Ett exempel är att regional eller kommunal planering kan användas för att peka ut lämpliga områden för vattenbruk (HaV och Jordbruksverket, 2021b). Områden där risken är mindre att utsläpp av näringsämnen ska bli ett problem kan då pekas ut. I Sverige finns det subventioner inom ramen för EHFVF till kommuner som inkluderar lämpliga områden för vattenbruk i sin planering (HaV och Jordbruksverket, 2021b). Många studier från andra länder nämner också att regional och kommunal planering kan ge bättre information till de som planerar för vattenbruk och de som vill investera i dem (Asche m.fl., 2022, Ferreira m.fl., 2014, Kotta m.fl., 2020, Rose m.fl., 2014 och Kim m.fl., 2015). På så vis kan osäkerheten minska för dem som vill investera i vattenbruk och fler investeringar kan komma till stånd.

I den här rapporten har fokus varit på övergödning och vattenbruk. Det är viktigt att påpeka att det finns fler externa effekter relaterade till vattenbruk och även flera olika styrmedel för att hantera dessa externa effekter. Spridning av sjukdomar, ljud och buller från anläggningarna, lokala föroreningar under anläggningarna, rymningar av fisk från odlingar och föroreningar från kemikalier är några exempel. I tillstånden för odlingar som använder mer än 40 ton foder specificeras olika villkor för odlingarna för att

hantera externa effekter. Exempelvis specificeras bullernivåer vardagar, helgdagar och nattetid i många villkor (MMD 2021). Styrmedlen för att hantera dessa externa effekter är oftast administrativa, dvs. regler specificeras för att minska miljöpåverkan. Det ligger utanför denna rapportens syfte att undersöka hur styrmedel, för tex. bullernivån, påverkar vattenbruken.

Tidigare studier visar att olika områdets egenskaper (retentionsförmåga, jordarter och aktuell markanvändning) är viktiga att beakta vid utformning av åtgärder för att minska utsläpp av näringsämnen på ett kostnadseffektivt sätt (Konrad m.fl., 2014). Styrmedel som beaktar utsläpp från flera källor, som till exempel vattenbruk och jordbruk, simultant och som även tar hänsyn till rumsliga förhållanden kan förmodas vara mer kostnadseffektiva. Det som talar emot är att kostnaderna för att övervaka och mäta utsläppen i ett sådant system kan vara höga. I sådant fall kan administrativa styrmedel vara en god kompromiss.

Vi har diskuterat olika styrmedel för att hantera utsläpp som leder till övergödning och hur dessa styrmedel kan påverka vattenbruk. Genomgången har syftat till att ge en överskådlig bild av olika styrmedel samt beskriva vilka möjligheter och utmaningar som finns för vattenbruk att bidra till minskad övergödning på ett kostnadseffektivt vis. De styrmedel som används i Sverige för att hantera övergödning kan ha bidragit till den långsamma tillväxten av svensk vattenbruksproduktion. Nya styrmedel för minskad övergödning kan öka tillväxten men varje styrmedel behöver studeras mer djupgående. Gärna i form av fallstudier med olika typer av förutsättningar. Här måste också bedömningar göras om det är möjligt att basera styrmedel på de modeller som finns idag för att mäta utsläpp och effekter på vattenmiljöer. Även ekonomiska modeller kan användas för att undersöka värdet av att införa olika styrme-

del. Exempelvis vore det intressant att modellera effekterna av resultatbaserade subventioner till extensivt vattenbruk.

Referenser

Abate, T. G., Nielsen, R. och R. Tveterås. 2016. Stringency of environmental regulation and aquaculture growth: A cross-country analysis. *Aquaculture Economics and Management* 20:2, 201-221. <https://doi.org/10.1080/13657305.2016.1156191>

Andersson, H., Eriksson, B.L., Hjerdt, N., Lindström, G., Löptien, U. och J. Strömqvist. 2016. Översikt av beräkningsmodeller för bedömning av fiskodlingars näringsämnesbelastning på sjöar, vattendrag, magasin och kustvatten. SMHI (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut), Oceanografi 118.

Andersson, J.L., Asche F. och T. Garlock. 2019. Economics of Aquaculture Policy and Regulation. *Annual Review of Resource Economics* 11, 101-123. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100518-093750>

Asche, F., Eggert, H., Oglend, A., Roheim, C.A. och M.D. Smith. 2022. Aquaculture: Externalities and Policy Options. *Review of Environmental Economics and Policy* 16 <https://doi.org/10.1086/721055>

Bartkowski, B., Droste, N., Liess, M., Sidemo-Holm, W., Weller, U. och M. V. Brady. 2019. Implementing result-based agri-environmental payments by means of modelling. UFZ Discussion Papers 5/2019, Helmholtz Centre for Environmental Research (UFZ), Division of Social Sciences (ÖKUS).

Bosch, D.J., Pease, J.W., Wieland, R. och D.Parker. 2013. Perverse Incentives with Pay for

Performance: Cover Crops in the Chesapeake Bay Watershed. *Agricultural and Resource Economics Review* 42/3.

Brady, M, Andersen, M.S., Andersson, A., Kilis, E., Saarela, S-R. och Hvarregaard Thorsoe, M. 2022. Strengthening the policy framework to resolve lax implementation of the Baltic Sea Action Plan for agriculture. *Ambio* 51, 69-83, <https://doi.org/10.1007/s13280-021-01573-3>

Brennan, D. 2002. Pollution control options for Australian prawn farms. *Aquaculture Economics and Management* 6:5-6:325-338.

Carthew, K. 2022. Investeringstöd till vattenbruk i havs- och fiskeriprogrammet 2014-2020. En uppföljning av stöden och deras bidrag till minskad näringsbelastning. Uppföljningsrapport 2022:1.

Ek, C., Elofsson, K. och C.J.Lagerkvist. 2022. Which policy instrument do citizens and civil servants prefer? A choice experiment on Swedish marine policy. *Q Open* 2:1-19.

Engle, C.R. och D. Valderrama. 2003. Farm-level costs of settling basins for treatment of effluents from levee-style catfish ponds. *Aquaculture engineering* 28:171-199.

Engle, C.R. 2007. Species-specific public policy for sustainable development: The U.S. catfish industry. In *Species and System Selection*. Redaktörerna Leung, P., Lee, C. och P.J. O'Bryen.

Engle, C.R. och A.Wossink. 2009. Economics of aquaculture better management practices. Kapitel 13 i boken *Environmental best management practices for US Aquaculture*. Redaktörer Tucker, C.S. och J.A. Hargraves. Wiley-Blackwell.

- Engle, C.R., van Senten, J. och G. Fornshell. 2019. Regulatory costs on U.S. salmonid farms. *Journal of world aquaculture society* 50:522-549.
- Eriksson, S., Langeland, M., Wikberg, D., Nilsson, J. och K.S. Sundell. 2019. Översikt av tekniker för odling av vattenlevande organismer i Sverige – miljöpåverkan, odlingsystem, odlingsarter och foder. Rapport framtagen på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten.
- FAO. 2022. The State of World Fisheries and Aquaculture 2022. Towards Blue Transformation. Rome, FAO. <https://doi.org/10.4060/cc0461en>
- Ferreira, J.G., Saurel, C., Lencart e Silva, J.D., Nunes, J.P. och F.Vazquez. 2014. Modelling of interactions between inshore and offshore aquaculture. *Aquaculture* 426-427:154-164.
- Ferreira, J.G. och S.B. Bricker. 2016. Goods and services of extensive aquaculture: shellfish culture and nutrient trading. *Aquaculture International* 24:803-855.
- Filippelli, R., Termansen, M., Hasen, S., Hasler, B., Hansen, L. och J.C.R. Smart. 2022. Water quality trading markets – Integrating land and marine based measures under a smart market approach. *Ecological Economics* 200:107549.
- Folke, C., Kautsky, N. och M. Troell. 1994. The Costs of Eutrophication from Salmon Farming: Implications for Policy. *Journal of Environmental Management* 40:173-182.
- Garlock, T., Asche, F., Anderson, J., Bjorndal, T., Kumar, G., Lorenzen, K., Ropicki, A., Smith, M.D. och R. Tveterås. 2020. A global blue revolution: Aquaculture growth across regions, species, and countries. *Reviews in Fisheries Science and Aquaculture* 28:1, 107-116. <https://doi.org/10.1080/23308249.2019.1678111>
- Garnache, C., Swinton, S.M., Herriges, J.A. Lupi, F. och R.J. Stevenson. 2016. Solving the phosphorus pollution puzzle: Synthesis and directions for future research. *American Journal of Agricultural Economics* 98: 1334-1359.
- Gren, I.M., Säll, S., Aklilu, A.Z. och W. Tirkaso. 2018. Does mussel farming promote cost savings and equity in reaching nutrient targets for the Baltic sea? *Water* 10: 1-15.
- Guillen, J., Asche, F., Carvalho, N., Fernandez Polanco, J.M., Llorente, I., Nielsen, M. and S. Villasante. 2019. Aquaculture subsidies in the European Union: Evolution, impact and future potential for growth. *Marine Policy* 104:19-28. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.02.045>
- HaV (Havs- och Vattenmyndigheten) och Jordbruksverket. 2021a. Handlingsplan för utveckling av svenskt vattenbruk 2021–2026. <https://www2.jordbruksverket.se/download/18.3258773a179c55014dd4457a/1622622688851/ovr596.pdf>
- HaV (Havs- och Vattenmyndigheten) och Jordbruksverket. 2021b. Strategi för svenskt fiske och vattenbruk 2021-2026 – friska ekosystem och hållbart nyttjande. <https://www2.jordbruksverket.se/download/18.7a070d17ed74fd783555ba/1644400893366/ovr598v2.pdf>
- HaV (Havs- och Vattenmyndigheten). 2022. Ingen övergödning – Fördjupad utvärdering av miljökvalitetsmålen 2023. Rapport 2022:16. <https://www.havochvatten.se/download/18.beb19a418366a19e1caccde/1664803562920/rapport-2022-16-ingen-overgodning-fu-23.pdf>
- Hasselström, L. och F. Gröndahl. 2021. Pay-

ments for nutrient uptake in the blue bioeconomy – when to be careful and when to go for it. *Marine Pollution Bulletin* 167:112321.

Hedlund, T. 2018. Miljöeffekter fiskodling i öppna system. Aqua Nord AB. 2018-04-17.

HELCOM. 2018. State of the Baltic Sea—Second HELCOM holistic assessment 2011–2016. *Baltic Sea Environment Proceedings* 155.

HVMFS (Havs- och vattenmyndighetens författningssamling). 2019. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS 2019:25.

Iho, A., Lankoski, J. Ollikainen, M. Puustinen, M. och J. Lehtimäki. 2014. Agri-environmental auctions for phosphorus load reductions: experiences from a Finnish pilot. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 58:205–222.

Jacobsen, L.B., Nielsen, M. och R. Nielsen. 2016. Gains of integrating sector-wise pollution regulation: The case of nitrogen in Danish crop production and aquaculture. *Ecological Economics* 129: 172-181.

Jordbruksverket. 2015. Handlingsplan för utveckling av svenskt vattenbruk – konkretisering av Strategi 2012–2020.

Jordbruksverket. 2012. Tekniskt underlag – Havs- och fiskeriprogram 2014–2020. Rapport 2012:29. https://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_rapporter/ra12_29w.pdf

Jordbruksverket. 2020. Redovisning av regeringsuppdrag att inom ramen för livsmedelsstrategin kartlägga och utreda förutsättningarna för en förenklad prövning av vattenbruksverk-

samheter.

Jordbruksverket. 2021. Vattenbruk 2021, JO 1201. <https://jordbruksverket.se/om-jordbruksverket/jordbruksverkets-officiella-statistik/jordbruksverkets-statistikrapporter/statistik/2022-08-26-vattenbruk-2021>

Jordbruksverket. 2023. Aktuella utlysningar inom havs-, fiskeri- och vattenbruksprogrammet. <https://jordbruksverket.se/stod/fiske-och-vattenbruk/aktuella-utlysningar>. Hämtad 2023-02-15.

Kim, J.K., Kraemer, G.P. och C. Yarish. 2015. Use of sugar kelp aquaculture in Long Island Sound and the Bronx River Estuary for nutrient extraction. *Marine Ecology Progress Series*. <https://doi.org/10.3354/meps11331>

Konrad, M.T., Andersen, H.E., Thodsen, H., Termansen, M. and Hasler, B. 2014. Cost-efficient reductions in nutrient loads; identifying optimal spatially specific policy measures, *Water Resources and Economics*, 7, 39–54.

Kotta, J., Futter, M. Kaasik, A. Liversage, K. Rätsep, M. Barboza, F.R., Bergström, L. Bergström, P. Bobsien, I. Díaz, E., Herkül, K. Jonsen, P.R., Korpinen, S, Kraufvelin, P. Krost, P. Lindahl, O. Lindegarth, M., Moltke Lyngsgaard, M. , Mühl, M. Nyström Sandman, A., Orav-Kotta, H., Orlova, M., Skov, H., Rissanen, J. Siuyls, A. Vidakovic, A. och E. Virtanen. 2020. Cleaning up the seas using blure growth initiatives: Mussel farming for eutrophication control in the Baltic Sea. *Science of the Total Environment* 709: 136144.

Landsbygdsnätverket. 2019. Landbaserad fiskodling – uppfödning i en kontrollerad miljö. Publicerades 2019-10-09. <https://www.landsbygdsnatverket.se/inspiration/inspirerandeexempel/>

landbaseradfiskodlinguppfoedingenkontrolle-radmiljo.5.3fbfb49516d0c28e9f2d94bb.html

Hämtad 2023-03-02.

Lindahl, O., Hart, R., Hernroth, B., Kollberg, S., Loo, L.O., Olrog, L., Rehnstam-Holm, A.S., Svensson, J., Svensson, S. och U. Syversen. 2005. Improving marine water quality by mussel farming: a profitable solution for Swedish society. *Ambio: A Journal of the Human Environment* 34: 131-138.

Lindahl, O. 2012. Mussel farming as an environmental measure in the Baltic. Final report. *BalticSea2020*.

Liu, H. och R. Brouwer. 2023. What is the future of water quality trading? *Contemporary Economic Policy* 41:194-217.

MacMillan, J.F, Huddleston, M.W. och K. Fothergill. 2003. Best management practice development to minimize environmental impact from large flow-through trout farms. *Aquaculture* 226:91-99.

MMD (Mark- och miljödomstolen). 2020. Nacka tingsrätt. Dom 2020-12-18. Mål nummer M 1633-20.

MMD (Mark- och miljödomstolen). 2021. Nacka tingsrätt. Dom 2021-06-24. Mål nummer M 2847-21.

Mårtensson, J. 2021. Bästa möjliga teknik – hur tillämpas juridiken? Seminarium om ökad hållbar blå livsmedelsproduktion i hela Sverige. 19 oktober 2021. Mannheimer Swartling.

Naturvårdsverket. 2008. Förslag till avgiftssystem för kväve och fosfor. Rapport 5913.

Naturvårdsverket. 2010. Vidareutveckling av förslag till avgiftssystem för kväve och fosfor –

underlagsrapport. Rapport 6346.

Naturvårdsverket. 2022. Vägledning och stöd – miljöbalken. Bästa möjliga teknik. <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/miljobalken/hansynsreglerna--kapitel-2-miljobalken/basta-mojliga-teknik-2-kap.-3-/#:~:text=Uttrycket%20b%C3%A4sta%20m%C3%B6jliga%20teknik%20inrymmer,inte%20bara%20f%C3%B6rekomma%20p%C3%A5%20experimentst.>

NFS (Naturvårdsverkets författningssamling). 2016. Naturvårdsverkets föreskrifter om miljörapport NFS 2016:8. <https://lagen.nu/nfs/2016:8>

Nielsen, R. 2012. Introducing individual transferable quotas on nitrogen in Danish fresh water aquaculture: Production and profitability gains. *Ecological Economics* 75:83-90.

Nielsen, R., Andersen, J.L. och P. Bogetoft. 2014. Dynamic Reallocation of Marketable Nitrogen Emission Permits in Danish Freshwater Aquaculture. *Marine Resource Economics* 29: 219-239.

Palm-Forster, L.H., Swinton, S.M., Lupi, F. och R.S. Shupp. 2016. Too burdensome to bid: Transaction costs and pay-for-performance conservation. *American Journal of Agricultural Economics* 98: 1314-1333.

Rose, J.M., Bricker, S.B., Tedesco, M.A. och Wikfors, G.H. 2014. A role for shellfish aquaculture in coastal nitrogen management. *Environmental Science and Technology* 48:2519–2525.

Svenskt vattenbruk. 2023. Webbportalen för Sveriges vattenbruksföretagare. Att driva vattenbruk. Lagstiftning och Tillstånd. Lagstiftning. <https://www.svensktvattenbruk.se/46/att-driva-vattenbruk/lagstiftning--tillstand/lagstiftning.html> Hämtad 2023-02-20.

Sveriges vattenmiljö. 2023. Övergödning. <https://www.sverigesvattenmiljo.se/sa-mar-vara-vatten/2021/sammanfattningar/0/0/4#orsak>. Hämtad 2023-02-20.

SWEMARC (Swedish Mariculture Research Center), Landsbygdsnätverket och Maritima klustret i Västsverige. 2017. Vattenbruk – en grön näring som hämmas av omodern lagstiftning. Resultat av arbete inom "Task Force Vattenbruk" som samlat experter från SWEMARC, Göteborgs Universitet, Maritima klustret i Västsverige, Länsstyrelsen, Jordbruksverket, Matfiskodlarna, Sweco, Advokatfirman Stangdell & Wennerqvist, Tillväxt Norra Bohuslän, samt Lysekils och Uddevallas kommuner.

Talberth, J., Selman, M., Walker, S. och E. Gray. 2015. Pay for Performance: Optimizing public investments in agricultural best management practices in the Chesapeake Bay Watershed. *Ecological Economics* 118:252-261.

Tietenberg, T. och L. Lewis. 2012. *Environmental and Natural Resource Economics*. Ninth Edition. Pearson.

Van den Burg, S.W.K., Termeer, E.E.W., Skirtun, M., Poelman, M., Veraart, J.A. och T. Selnes. 2022. Exploring mechanisms to pay for ecosystem services provided by mussels, oysters and seaweeds. *Ecosystem Services* 54: 101407.

WSP Sverige och Nya Zeeland, Stockholm Environmental Institute (SEI), IVL Svenska Miljöinstitutet, LUKE Naturresursinstitutet och Södertörns högskola. 2021. Ett handelssystem för minskad övergödning i Östersjöområdet – förutsättningar och införande. Uppdrag från Havs- och vattenmyndigheten, uppdragsnummer 10309535.

Weber, M.A., Wainger, L.A., Parker, M. Och T. Hollady. 2018. The potential for nutrient credit

trading or economic incentives to expand Maryland oyster aquaculture. Report prepared with support from Maryland Sea Grant under award NA14OAR4170090 from the National Oceanic and Atmospheric Administration, U.S. Department of Commerce.

Weckman, A., Brady, M. och H. Johansson. 2015. Skatt på handelsgödsel – ett billigt sätt att minska övergödningen? *AgriFood Policy Brief* 2015:6.

Wheeler, T. 2023. Oyster farming co-op earns money from Maryland county to help reduce pollution. *The Southern Maryland Chronicle*, 23 January 2023. Bay Journal Media. <https://southernmarylandchronicle.com/2023/01/23/oyster-farming-co-op-earns-money-from-maryland-county-to-help-reduce-pollution/>

Författare

Cecilia Hammarlund, Anna Andersson och Jonas Nordström

Mer information

Cecilia Hammarlund

Telefon: 046 – 222 07 91

E-post: cecilia.hammarlund@agrifood.lu.se

Vad är AgriFood Economics Centre?

AgriFood Economics Centre utför kvalificerade samhällsekonomiska analyser inom livsmedels-, jordbruks- och fiskeriområdet samt landsbygdsutveckling. Verksamheten är ett samarbete mellan Sveriges lantbruksuniversitet och Lunds universitet och syftar till att ge regering och riksdag vetenskapligt underbyggda underlag för strategiska och långsiktiga beslut.

Publikationer

AgriFood Economics Centre ger ut tre typer av publikationer som vänder sig till beslutsfattare, myndigheter och en intresserad allmänhet. **Policy Briefs** är lättillgängliga sammanfattningar av en av våra vetenskapliga publikationer. **Fokus** är kortare analyser och **Rapporter** är längre analyser som även ges ut i tryckt format. AgriFood skriver också vetenskapliga artiklar och working papers som i huvudsak vänder sig till en vetenskaplig publik. Våra publikationer kan beställas eller laddas ned på www.agrifood.se.

Kontakt

AgriFood Economics Centre
Box 7080, 220 07 Lund
