

Översikt av beräkningsmodeller för bedömning av fiskodlingars näringsämnesbelastning på sjöar, vattendrag, magasin och kustvatten

Helén Andersson, Lena Bram Eriksson, Niclas Hjerdt, Göran Lindström, Ulrike Löptien
och Johan Strömqvist



Pärmbild.

Bilden föreställer båtfärd i Gautsträsk vid Ammarnäs. Foto: Peter Ragge.
Copyright SMHI.

OCEANOGRAPHI Nr 118, 2016

Översikt av beräkningsmodeller för bedömning av fiskodlingars näringsämnesbelastning på sjöar, vattendrag, magasin och kustvatten

Helén Andersson, Lena Bram Eriksson, Niclas Hjerdt, Göran Lindström, Ulrike Löptien och Johan Strömqvist

Sammanfattning

Den här rapporten är en kunskapssammanställning som utförts av SMHI på uppdrag av Havs- och Vattenmyndigheten. Den utgör inte något ställningstagande från Havs- och Vattenmyndighetens sida. Rapporten försöker att sammanfatta den problematik som associeras med näringsämnesbelastningar från fiskodlingar i öppna kassar, vilka typer av beräkningar som kan behöva göras för att få en uppfattning om hur dessa kan påverka miljön samt några olika typer av modeller för detta ändamål.

Fisk-, alg- och skaldjursodling är en växande industri runt om i världen som kan ge såväl näringsrik och hälsosam mat som arbetstillfällen. En nackdel med framförallt fiskodling i öppna kassar är att den kan innebära en påfrestning för vattenmiljön. De näringsämnena som ofta släpps ut från odlingen kan bidra till den övergödningssproblematik som redan finns i många sjöar och havsområden. Det är därför av största vikt att få en god uppskattning av den förväntade storleken på utsläppen förknippade med en öppen odling samt hur de kan tänkas förändra vattenkvaliteten på odlingsplatsen och dess närhet. Beräkningsmodeller kan vara till god hjälp vid bedömningen.

Fiskar utsöndrar lösta näringsämnena och från odlingskassarna faller det också ut partikulärt organiskt material i form av fekalier och oätet foder. Storleken på näringsämneskällorna behöver beräknas och det finns modeller av olika komplexitet för att uppskatta detta. Storleken på det partikulära avfallet är viktigt dels för att det bidrar med näringsämnena till vattnet och dels för att det kan ge upphov till ansamlingar av organiskt material på botten. När det organiska materialet bryts ner förbrukas syre och om ansamlingarna blir omfattande finns en risk för att det uppstår syrebrist vid botten. Om svavelväte bildas kan det orsaka skador på såväl den odlade fisken som det lokala ekosystemet. Odlingen kan också bidra till en försämrad vattenkvalitet i sin omgivning genom att tillgången av lösta näringsämnena blir större och därmed ge en ökad algproduktion. Den ökade algproduktionen skall i sin tur brytas ner och kan i förlängningen bidra till syrebristproblematiken.

Det finns ett antal modeller som är specifikt utvecklade för fiskodlingar i öppna kassar och de tar i olika hög grad upp den beskrivna problematiken. Rapporten innehåller detaljerade genomgångar av några av modeller för att visa på styrkor och svagheter kring olika angreppssätt. Den innehåller också sammanfattningar av några vanligt förekommande modeller som använts internationellt vid bedömning av fiskodlingars miljöpåverkan. För att minska den negativa påverkan på vattenmiljön från har det också utvecklats recirkulerande system för odling. Rapporten tar inte upp belastning från den typen av fiskodlingar. Om utsläppen från ett sådant system är känt kan dock vattenkvalitetsmodeller användas för att se effekten av utsläpp från en punktkälla.

Rapporten sammanfattar ett antal vattenkvalitetsmodeller för sjöar, vattendrag, kust och hav. En vattenkvalitetsmodell behöver inte nödvändigtvis vara utvecklad för att beskriva konsekvenser av fiskodlingar men bör kunna hantera frågeställningar som uppkommer vid bedömningar av övergödningssrisk vid utsläpp från en punktkälla. Den behöver därför kunna simulera parametrar såsom förändringen av näringsämneskoncentrationer, primärproduktion, siktdjup och syrgashalter på olika nivåer i vattenmassan. Modeller för den här typen av uppskattningar finns också i olika komplexitetsgrad och för olika skalor i tid och rum.

Vid modellering är en god tillgång till observationer en förutsättning för pålitliga modellresultat och behövs såväl för att driva och kalibrera modellen som för validering av modellresultaten. Det är viktigt att tillgängliga data håller god kvalitet. En noggrann analys och beskrivning av den tillgängliga databasen hjälper därmed till att bedöma tillförlitligheten av modellsimuleringarna.

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING

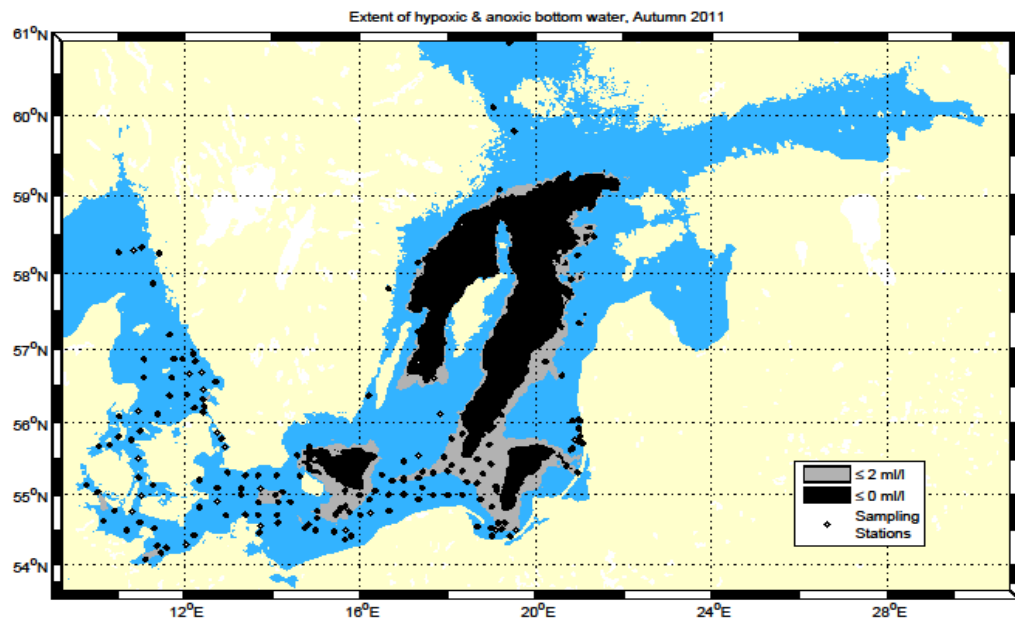
1	INLEDNING	1
2	NÄRINGSÄMNESBELASTNING FRÅN FISKODLING I ÖPPNA KASSAR	3
3	MODELLER FÖR BEDÖMNING AV NÄRINGSÄMNESBELASTNINGENS PÅVERKAN PÅ MILJÖN	6
3.1	Modellernas tillförlitlighet	6
3.2	Modeller för snabba uppskattningar	7
3.3	Fördjupade och mer detaljerade beräkningar	7
3.4	Modeller för beräkning av näringsämnesutsläpp från akvakultur och dess påverkan på den omgivande miljön	8
3.4.1	Modellsystem för fiskodling: Modelling – Ongrowing fish – Monitoring (MOM)	8
3.4.2	Modeller av massbalanskaraktär, exempelvis Vollenweidermodellen	11
3.4.3	Exempel på andra modeller speciellt utvecklade för frågeställningar inom vattenbruk	13
3.4.4	Kommersiella modeller för vattenbruk	15
3.5	Vattenkvalitetsmodeller	16
3.5.1	Regionala vattenkvalitetsmodeller för kust och hav	16
3.5.1.1	Empiriska modeller	17
3.5.1.2	Mekanistiska modeller	17
3.5.1.3	Kombinerade modeller	17
3.5.1.4	Osäkerhet i resultat och ensemblemodellering som hjälpmedel	18
3.5.1.5	Exempel på vattenkvalitetsmodeller för kust och hav	19
3.5.2	Val av vattenkvalitetsmodell för havsområden	28
3.5.3	Vattenkvalitetsmodeller för sjöar och regleringsmagasin	29
3.5.3.1	Exempel på vattenkvalitetsmodeller för sötvatten	30
4	DISKUSSION OCH SLUTSATSER	33
4.1	Tillgång på kvalitetssäkrade data	34
4.2	Val av lämplig odlingslokal	35
4.3	Odling i kraftverksmagasin	35
4.4	Viktiga aspekter för bedömningsunderlag	35
	APPENDIX I: BEGREPPSLISTA	37
	APPENDIX II. VATTENWEBB: ETT EXEMPEL PÅ ETT FRITT TILLGÄNGLIGT SCENARIOVERKTYG FÖR BEDÖMNING AV RETENTION, VATTENKVALITET OCH NEDSTRÖMS PÅVERKAN	38
	Kopplingar mellan VISS och Vattenwebb	41
	REFERENSER	43

1 Inledning

Fisk- alg- och skaldjursodling har i ökande grad setts som en möjlig källa för att tillgodose en ökande efterfrågan på näringsrik och hälsosam mat runt om i världen. Sverige är ett land med många sjöar och med lång kuststräcka vilket potentiellt kan öppna möjligheter för olika typer av vattenbruk. Vid etablering av nya odlingar, eller utökande av redan befintliga, är det dock nödvändigt att säkerställa att man inte får negativa konsekvenser i omgivningen runt odlingen.

Ur miljösynpunkt kan öppna odlingar ha flera negativa effekter på vattenkvaliteten i vattendrag, sjöar och hav. Övergödning är en sådan effekt eftersom odlingen är en källa för lösta och partikulära näringsämnen. De lösta ämnena som utsöndras i urinen och från fiskens gälar är lättillgängliga för växter. Därmed kan den ökade tillgången av näring ge upphov till ökad alg tillväxt. Algtillväxten kan i sin tur ge upphov till försämrat ljusklimat och en ökad syrgasförbrukning i bottenvattnet när det organiska materialet skall brytas ner. Näringsämnen som är bundna till fiskfodret eller som finns i fiskens fekalier sjunker och kan ge upphov till ansamlingar av organiskt material på botten under och i närheten av odlingen. Detta kan också leda till läckage av lösta näringsämnen och syrebrist i bottenvattnet.

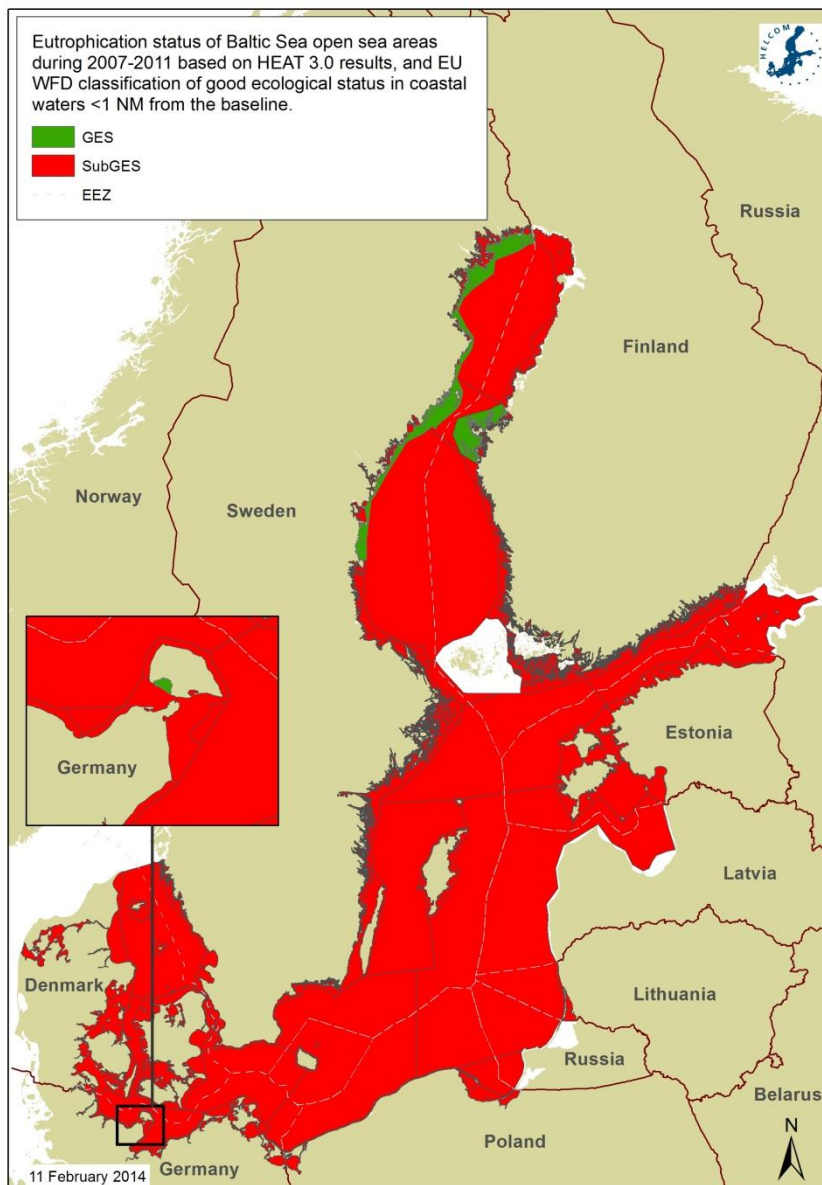
Övergödning är idag ett stort problem i många sjöar och i de flesta områden i haven runt Sverige. Östersjön är ett särskilt känsligt innanhav med betydande övergödningssituationer. En konsekvens av övergödningen är en ökad mängd alger och sommartid har stora områden i Östersjön varit drabbade av besvärande blomningar av cyanobakterier. Ett annat problem associerat med övergödningen i Östersjön är utbredningen av bottnar med mycket låga halter av syrgas (Figur 1). Många sjöar i Sverige ligger inom Östersjöns avrinningsområde och många kustområden, lokalt sett lämpliga för fiskodling, kan komma att exportera näringsämnen till problemområden. I detta avseende bör det även vid nyetableringar av fiskodlingar i sjöar och regleringsmagasin beräknas om de utsläppta näringsämnena kommer att nå kustvatten i Östersjön via nätverket av sjöar och floder. I Helsingforskommissionens (HELCOM) senaste utvärdering av övergödningssituationen i Östersjön konstateras bl.a. att hela Östersjön och Kattegatt idag är drabbat av övergödningssymptom, förutom i vissa kustområden i de norra delarna (HELCOM, 2014 och Figur 2). Aktionsplanen för Östersjön (BSAP, se t.ex. HELCOM, 2013) föreskriver neddragningar av tillförseln av fosfor eller kväve till alla Östersjöns bassänger förutom Bottenviken och Bottenhavet. Dessa två bassänger visar dock inget utrymme för öknings av närsaltstillförsel. Ökade utsläpp i Bottenviken och Bottenhavet kan också i förlängningen exporteras till andra områden i Östersjön. Kostnaderna för neddragningar av kväve och fosfortillförseln i Östersjön har beräknats till 21.9 €/kg N och 85.4 €/kg P (Hasler et al., 2011), vilket också kan vägas in i helhetsbedömningar av nyetableringar i Östersjön. Däremot kan odling och skörd av alger eller musslor minska näringsämnesbelastningen till ett område och om möjlighet till sådant vattenbruk finns så kan det också kompensera för näringsutsläpp från odling av fisk, något som tillämpas t.ex. i Kina (Ferreira et al., 2004).



Figur 1. Utbredning av “döda bottenar” i Östersjön i augusti 2011, baserad på mätningar. De gråmarkerade områdena är hypoxiska – dvs syrgashalterna är så låga att de flesta djur och växter inte tål att leva där. De svarta områdena är anoxiska och där finns ingen syrgas kvar i bottenvattnet och där kan svavelväte bildas istället. Mätstationerna är markerade med romber i bilden (Källa: SMHI).

Även om näringsämnesbelastningen från fiskodlingar i Sverige är relativt små i jämförelse med andra belastningskällor nationellt, så är det viktigt att kvantitativt och kvalitativt få en uppskattning av omfattningen på planerade nya utsläpp och eventuella miljöförändringar som utsläppen kan orsaka. Lokalt kan man kanske få en betydande påverkan och man behöver därför avgöra hur känsligt ett område är för påverkan från nya belastningar. I känsliga områden som redan har betydande miljöpåverkan är det extra viktigt att klarlägga konsekvenserna av ny verksamhet. Beräkningsmodeller för hur mycket näringsämnen som kommer ut ur en odling och hur de ämnena sedan sprids, till botten och i vattenmassan, lokalt eller vidare till angränsande områden, kan vara en hjälp för bedömning av odlingens miljöpåverkan såväl lokalt som regionalt. Vi vill i den här rapporten bidra till en översiktlig förståelse av olika aspekter som kan behöva tas hänsyn till för att kunna göra en sådan bedömning. Rapporten är en kunskapssammanställning som utförts av SMHI på uppdrag av Havs- och Vattenmyndigheten. Den utgör inte något ställningstagande från Havs- och Vattenmyndighetens sida.

En litteraturstudie har utförts av ett antal modeller som har använts, eller kan tänkas vara möjliga, för bedömningar av näringsämnesbelastning från odlingar i svenska vatten. Dessa sammanfattas kort i rapporten. Det gäller dels modeller som är specifikt utvecklade för fiskodling i öppna kassar eller annat öppet vattenbruk, men också vattenkvalitetsmodeller för sjö och hav som kan ta hänsyn till lokala utsläpp. Därigenom kan man också beräkna hur stor miljöpåverkan den lokala belastningen har i ett större område.



Figur 2. Klassificering av övergödningssstatus i Östersjön och Kattegatt. Röda områden på kartan är klassificerade som att de inte uppnår god miljöstatus med avseende på övergödning (sub Good Ecological Status - subGES) emedan gröna områden bedöms ha god miljöstatus (GES). Bilden är från HELCOM (2014) och har tagits fram med metoder beskrivna i (Andersen et al., 2011).

2 Näringsämnesbelastning från fiskodling i öppna kassar

För att en öppen fiskodling skall kunna ge en god produktion men liten miljöpåverkan måste området man lägger odlingen i väljas med stor omsorg. Många faktorer är viktiga när det gäller en odlings påverkan på miljön. Detta innefattar t.ex. spridning av infektioner och genetiskt material, men fokus i de flesta vattenkvalitetsmodeller är oftast övergödningssproblematiken. De faktorer som då framförallt undersöks är näringsämnesbelastningen på vattenmassan, förändringen av syrehalten i vattnet, ansamlingen av organiskt material under odlingen samt förändringar av primärproduktionen i närheten av odlingen. Faktorerna påverkas av storleken på odlingen, utformning och skötsel av odlingen, såsom storlek på burarna och mängd foder och rutiner kring utfodringen, men också av miljöfaktorer såsom lokala strömförhållanden, skiktningen i vattnet och topografin i omgivningen. Av stor

betydelse är djupet under odlingen samt vattenströmmarnas variabilitet på odlingsplatsen. En plats som ofta genomströmmas av vatten och där foderspill och partiklar sprids över ett stort område kommer att påverkas i lägre grad av en öppen odling. Även med en liten påverkan lokalt vill man oftast hålla näringsämnesutsläpp så låga som möjligt. Därför har recirkulerande odlingssystem fått ökad betydelse (t.ex. Van Rijn, 1996) och är ett viktigt utvecklingsområde.

Ett områdes *odlingsutrymme* eller dess *bärförmåga* beräknas utifrån hur stor näringsämnesbelastning ett område tål utan att ge negativa konsekvenser på vattenkvalitet eller bottenpåverkan. För en pålitlig bedömning krävs god kunskap om områdets hydrografi, biologi och kemi samt dess nuvarande miljöstatus. Modeller kan vara till god hjälp vid bestämningen av odlingsutrymmet. Det krävs god datatillgång rörande odlingens planerade verksamhet och rutiner och av observationer i området för att kunna driva och validera en vattenkvalitetsmodell och fastställa nuvarande miljöstatus.

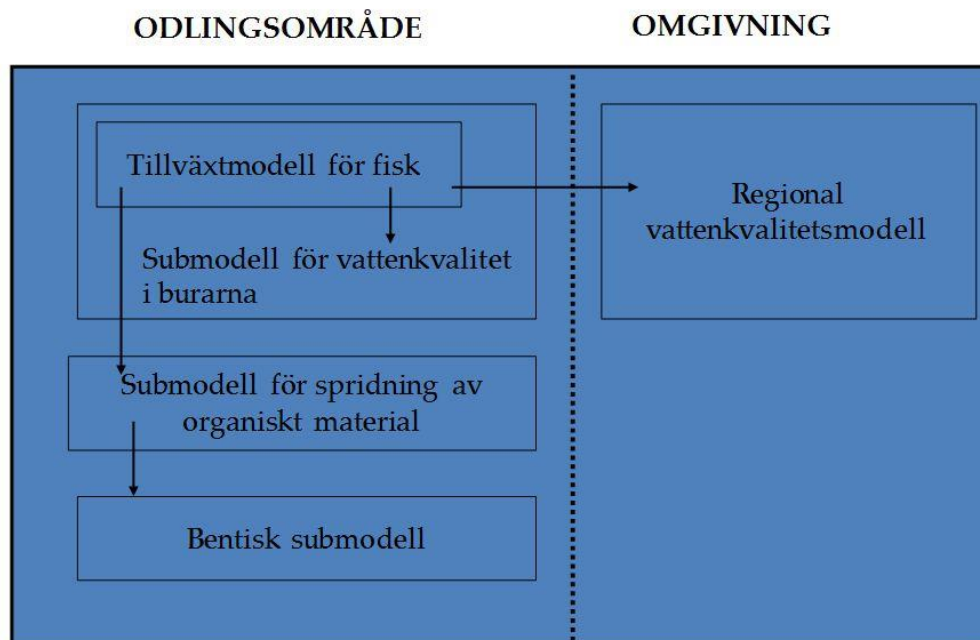
Bedömning om belastning och påverkan från en befintlig odling är i enighet med tidigare beräkningar, eller om det finns möjlighet till utvidgning av odlingen, kan lättare ske om odlingen har kontinuerliga mätprogram som genomförs vid lämpliga tidpunkter. Här kan det också vara till stor hjälp för bedömningen om odlaren har tillgång till modelleringsverktyg för uppföljning av sin odlingsverksamhet, dels för att ge analytiskt underlag och dels som en hjälp för att hitta vägar att minska befintliga utsläpp.

Figur 3 bygger på norska MOM-systemets (Modeling – Ongrowing fish farms – Monitoring, Ervik m.fl., 1997. Se även kapitel 3.1.1) uppdelning av delmodeller för bedömning av ett havsområdes bärförmåga för fiskodling och ger en god schematisk illustration av olika komponenter som kan behöva beaktas för att bedöma en fiskodling näringsämnesbelastning på miljön. Dessa summeras nedan.

- **Fisktillväxt.** De utsläpp som sker från en odling uppkommer från utsöndring av lösta näringsämnen från fisken, partikulära näringsämnen i fiskens fekalier samt från foderspill. Storleken av utsläppen påverkas av ett antal faktorer, såsom den befintliga biomassan i odlingen, vilken fiskart som odlas (p.g.a. dess kroppssammansättning av fett och protein samt skillnader i tillväxthastighet mellan olika arter), sammansättningen av fett, protein och kolhydrater i det foder som distribueras och foderkoefficienten – dvs. den mängd foder per kg fisk som krävs vid produktionen. Även storleken av biomassan i olika åldersklasser, mortaliteten i odlingen samt tidpunkt för utsättning och slakt kan påverka utsläppen. Därmed kan en viss årsproduktion ge olika stor näringsämnesbelastning beroende på de rutiner som praktiseras vid odlingen. I Sverige har man främst använt sig av schablonberäkningar för att uppskatta belastningen och de flesta av ovanstående detaljer tas inte hänsyn till. En tillväxtmodell för fisk ger möjlighet till en belastningsbedömning utifrån fler detaljer. Bägge angreppssätt beskrivs i kapitel 3.5.
- **Vattenkvalitet i burarna.** Vattenkvaliteten i ytvattnet i, eller i direkt anslutning till en öppen odling kan påverkas negativt om utformningen och storleken av odlingen är olämplig för det område som den placerats i. Framförallt kan syrgaskoncentrationen i odlingen bli för låg och ammoniumhalten bli för hög om det är mycket fisk i varje bur eller om odlingen är stor i förhållande till genomströmningen. En del negativa konsekvenser kan undvikas genom att t.ex. placera kassarna vinkelrätt mot strömriktningen och i en enda rad. Då strömmar friskt vatten in i varje kasse och inte sådant som redan passerat en annan kasse och därmed kanske har lägre syrgashalter. Bättre förutsättningar kan också fås genom att ha längre avstånd mellan kassarna, ha mindre antal fiskar i varje kasse samt genom att använda mindre kassar (Stigebrandt, 2004, 2011). Sådana

åtgärder kan också minska risken för ansamlingar av organiskt material på botten och därmed minska risken för syrebrist för såväl den odlade fisken som för det lokala ekosystemet. Förekomst av längre perioder med mycket låg strömhastighet på odlingsplatsen kan ge upphov till dålig lokal vattenkvalitet (Stigebrandt och Aure, 1995, Findlay och Watling, 1994). Under sommaren minskar syrehalten i ytvattnet (eftersom lösligheten av syrgas i vatten är temperaturberoende) samtidigt som fiskens respiration ökar (eftersom tillväxthastigheten är temperaturberoende). Biomassan i odlingen kan därför behöva vara lägre under sommarmånaderna för att säkra vattenkvaliteten.

- **Spridning av organiskt material från burarna.** Som ovan nämndes så har odlingens biomassa, fisktätheten i burarna samt utformningen av odlingen betydelse för hur det organiska, partikulära materialet sprids från botten av kassarna ut i omgivningen. Om burarna ligger placerade tätt och i flera rader ökar risken för ansamlingar eftersom avfall från flera burar överlappas. Av betydelse är också djupet på odlingsplatsen. Ett större djup ger möjlighet till större spridning. Sjunkhastigheten på fekalier och foderspill är också av betydelse eftersom lägre sjunkhastigheter ökar spridningen. Hur strömmarna i odlingens närhet ser ut bidrar till hur partiklarna sprids och här har strömmens variabilitet större betydelse än medelströmmen. Man behöver klargöra om strömmen bara förflyttar materialet en bit bort från odlingen och ger en ansamling där eller om den har en stark variabilitet och därmed ger möjlighet för att sprida materialet över en större yta, vilket minskar ansamlingsrisken. Områden med mycket starka strömmar kan hålla material suspenderat och så att ackumulerat material förs bort. Ansamlingen vid odlingsplatsen minskas då avsevärt.
- **Belastning på botten.** När man vet hur mycket organiskt material som ansamlats på botten så kan en modell för bottenzonen (bentiska zonen) användas för att uppskatta syrgashalten vid botten. Ur miljösynpunkt vill man undvika att svavelväte bildas i bottenvattnet, men även låga syrgashalter kan ge konsekvenser för de lokala ekosystemen då olika arter har olika tolerans för låga syrenivåer. Det kan också vara önskvärt att uppskatta hur stor bottenarea som är påverkad och de eventuellt olika påverkansgraderna på olika avstånd från odlingen. För korrekta beräkningar är kännedom om lokala strömförhållanden viktiga, då eventuella förekomster av långa perioder med låga strömförhållanden vid botten minskar flödet av syre till sedimenten.
- **Regional vattenkvalitet.** Odlingens påverkan på syrgashalter, näringsämneskoncentrationer, primärproduktion, siktdjup och näringsvävar beror på många faktorer. Det kan bland annat gälla lokala förhållanden såsom topografi, vattenutbyte med omgivande vatten, temperatur och salthalter i yt- och bottenvattnet, vattendjup och nuvarande halter av näringsämnen. Om det finns en risk för att odlingen kommer att ge upphov till anoxiska förhållanden, dvs. att allt syre i bottenvattnet förbrukas, kan man också få förändringar av de interna källorna och sänkorna av näringsämnen i området. Detta kan t.ex. gälla förändrad denitrifikation (omvandlingen av nitrat till kvävgas) eller förändring av hur mycket fosfor som kan bindas till sedimenten. En större geografisk skala kan behöva beaktas om näringsämnena exporteras till intilliggande områden som i sin tur kan påverkas negativt eller redan är påverkade. Förutsättningen för bedömning av förändring av vattenkvalitet p.g.a. en odling är att man känner nuvarande miljöstatus, det s.k. bakgrundstillståndet.



Figur 3. De olika modellkomponenterna vars behov har identifierats och sedan utvecklats i MOM-systemet. Efter Stigebrandt m.fl. (2004).

3 Modeller för bedömning av näringsämnesbelastningens påverkan på miljön

På uppdrag av Jordbruksverket har Sveriges Lantbruksuniversitet tagit fram ett förslag till modeller för tillståndsbedömning av fiskodling och skattning av odlingspotential i sjöar och reglerade vatten. Den innehåller också förslag till kontrollprogram och analys av miljöpåverkan (Rapport 9, Alanära, 2012). Rapport 9 beskriver modeller av massbalanskaraktär (s.k. Vollenweidermodell med olika kalibrering) samt FyrisNP källfördelningsmodell. I den här rapporten tar vi upp ytterligare några modeller för beräkning av en fiskodlings belastningspåverkan samt några modeller för beräkning av påverkan på lokal och regional vattenkvalitet.

Modeller som stöd för miljöförvaltning har utvecklats och använts som under lång tid. Vid slutet av 1990-talet hade det använts fler än 4000 ekologiska modeller som verktyg i miljöförvaltning runt om i världen (Jorgensen, 1999). När det gäller modeller för bedömning av påverkan på vattenkvalitet har dessa använts sedan början av 1970-talet.

3.1 Modellernas tillförlitlighet

Tillförlitligheten i modellerna beror ofta på mängden observationer som finns att tillgå för kalibrering och validering. Brist på regelbundna mätningar påverkar prognosmöjligheten negativt. Ibland saknas viktig information och kunskap om fysiska, kemiska och biologiska processer i ett område vilket också ger osäkerheter i beräkningarna. Eftersom kompromisser i modellupplösning måste göras i såväl tid som rum, liksom förenklingar och antaganden i de matematiska beskrivningarna, kan det också innebära att modellen har svårt att simulera verkliga förhållanden om det sker stora förändringar i den yttre miljön. Ofta är de fysiska förhållandena i ett system betydligt enklare att modellera än de biologiska. Anpassningar, förflyttningar, konkurrens, ekosystemsammansättningar och annan ekosystemdynamik vid förändringar i miljön är svårare att förutse än förändringar som lyder under fysiska lagar (Jorgensen, 1999). Trots brister i modellerna så kan de ändå vara goda hjälpmedel för

att förstå ett områdes dynamik och för att kunna få en uppskattning om ett områdes känslighet för yttre påverkan. Det gäller då att så långt som möjligt ha en klar uppfattning om modellens för- och nackdelar och omfånget av observationer i området som har använts för dess validering. Det är också till hjälp om man kan göra en analys av osäkerheten i resultatet som uppstått genom osäkerheter i data, numeriska förenklingar, osäkerhet i modellformuleringar, bristande processkunskap eller från andra källor.

3.2 Modeller för snabba uppskattningar

Så kallade screeningmodeller har ofta använts för att enkelt få fram en snabb fingervisning om ett områdes eventuella känslighet för miljöbelastning. Modellerna bygger ofta på enklare statistiska samband och med en grov tidsupplösning (t.ex. årsmedelvärden) men finns i olika komplexitetsgrad som då kräver olika mycket indata och bakgrundsinformation. Det är inte säkert att en sådan modell ensamt kan ge svaret på den sammantagna miljöbelastningen. Ofta kan de dock peka på områden som verkar uppfylla grundläggande villkor för att vara lämpliga lokaler för odling eller på vad man kan behöva göra för kompletterande analyser. När det gäller kustområden så påverkas vattenkvaliteten lokalt av hur väl vattenomsättningen är i området. I områden med gott vattenutbyte med omgivningen så är förhållandena inomskärs likartade med dem utomskärs. Vid mer begränsat utbyte kan ett näringsämnesutsläpp få en större effekt på den lokala vattenkvaliteten. Som exempel har empiriska samband i kustområden, såsom mellan områdets area och mynning och vattenutbyte, använts för beräkning av fiskodlingars påverkan på vattenkvaliteten i Ålands skärgård (Nordvarg och Håkansson, 2002). Detta kan vara en god första uppskattning men då många andra hydrodynamiska faktorer, såsom skiktning, lokala strömmar osv också har betydelse i en känslig skärgård kan angreppssättet vara för approximativt för att kunna ge ett tillförlitligt bedömningsunderlag i en miljökonsekvensbeskrivning.

3.3 Fördjupade och mer detaljerade beräkningar

Ett exempel på en mer komplex screeningmodell för vattenkvalitet är FjordEnv (Stigebrandt, 2001), som bygger på fysiska beskrivningar av vattenutbytesprocesser. För vattenkvalitetsbedömningen antar man i modellen att den ekologiska påverkansgraden beror av storleken på förändringen av näringsämneshalten. Detta utnyttjas för att beräkna förändringen av primärproduktion i ett område vid ökat utsläpp, i form av siktdjup och syrgashalt i djupvattnet. FjordEnv utvecklades som en del av MOM-systemet. Den bygger på att förändringar i siktdjup och syrgashalt relativt ett känt tillstånd (bakgrundstillståndet) ur modelleringssynvinkel är relativt enkelt och robust att beräkna och förhållandevis lätt att observera (Stigebrandt, 2001). I FjordEnv tar man hänsyn till att vattenomsättningstiden i ett havsområde kan vara mycket olika i ytvattnet och djupvattnet i områden med skiktning och topografiska begränsningar (såsom trösklar i fjordar).

Ökade komplexitetsgrader i modelleringen kan man få om man använder tidsberoende 1- (vertikalt upplöst), 2- (horisontellt upplöst), och 3-dimensionella (både vertikalt och horisontellt upplöst) modeller där hänsyn tas till de viktigaste fysiska processerna i ett område och är kopplade till en biogeokemisk modell vars ändamål är att fånga de mest avgörande cyklerna för näringsämnena. Tidsberoende modeller kan täcka olika stora geografiska områden, från ett mindre, avgränsat kustområde, till hela svenska kusten, Östersjön eller Västerhavet. De kan ha mer eller mindre hög upplösning i tid och rum.

3.4 Modeller för beräkning av näringsämnesutsläpp från akvakultur och dess påverkan på den omgivande miljön

För att ha möjlighet att uppskatta en fiskodlings påverkan på miljön behöver man beräkna näringsämnesbelastningen från odlingen. I svenska bedömningar har man ofta beräknat ett månads- eller årsmedelvärde av belastningen från en enkel massbalansekvation (se kapitel 3.5.2), men det finns också utvecklat mer komplexa modeller där fler faktorer kan tas med i beräkningarna för att ge en mer tillförlitlig uppskattning av utsläppen. Ofta ingår då en modell för tillväxthastigheten för fisk och det finns globalt flera olika modeller utvecklade, även om de till vår kännedom inte är använda för svenska förhållanden. En sådan modell är MOM-systemet som vi i detta kapitel kommer att beskriva lite närmre. Modellen är utvecklad för norska förhållanden och viss utveckling har vidtagits för att anpassa (åtminstone delar av) modellen för svenska förhållanden. Fisktillväxtmodellen i MOM har också utvärderats vid sidan av andra modeller av Bergheim och Braaten (2007) och rekommenderades då för användning vid belastningsberäkningar i Norge. Anledningen till att modellen rekommenderades var att den skiljer på utsläpp av partikulära och lösta ämnen samt ger en beräkning av foderspillet genom en koppling mellan fodergera, biomassa, tillväxt och näringsinnehåll i foder och fisk. MOM-systemet innehåller också en spridningsmodell vilket är användbart för att kunna bedöma hur de partikulära ämnena sprids från kassarna till närliggande miljö. Det finns många spridnings- och sedimentmodeller tillgängliga på markanden som givetvis kan användas för att få samma information. I en del fall rör det sig om mer komplexa modeller som då ofta kräver större tillgång på data då de är utvecklade för att simulera de förekommande processerna i miljön snarare än att besvara specifika frågeställningar i samband med fiskodling. Vid bedömningar av öppna fiskodlingars miljöpåverkan i svenska vatten har oftast inte de mer komplexa modellerna använts utan snarare ytterligare förenklade samband i jämförelse med t.ex. MOM modellen.

3.4.1 Modellsystem för fiskodling: Modelling – Ongrowing fish – Monitoring (MOM)

MOM-systemet utvecklades vid Havsforskningsinstitutet i Norge för att ge ett komplett program för modellering och övervakning av fiskodlingar, från såväl odlarens som myndighets synvinkel. För detta ändamål togs följande modellkomponenter fram (se även figur 3, vänstra delen).

- **Fiskmodell:** budgetmodell för beräkning av fiskens omsättning av energi genom beräkning av fiskens aptit, tillväxt, syregaskonsumtion, utsöndring av näringsämnen, fekalier och oätet foder. Beräkningarna baseras på fiskens sammansättning, fodrets sammansättning, verklig foderkoefficient (baserat på hur mycket foder odlaren förbrukar för att producera 1 kg fisk) samt vattentemperatur (månadsmedelvärden i området, påverkar tillväxthastigheten).
- **Vattenkvalitetsmodell för kassarna:** beräknar syrgas och ammoniumförhållanden i kassarna baserat på odlingens utformning (storlek på kassar, avstånd mellan kassar, djupet i kassarna) samt strömmarna i området.
- **Dispersionsmodell:** beräknar spridning och ansamling av partikulärt organiskt material från odlingen, baserat på strömmarnas variabilitet i området. För detta ändamål krävs strömmätningar på minst 3 olika nivåer (ytan, botten och ett djup där emellan). Spridningsmodellen bygger på att en partikel följer strömmen samtidigt som den sjunker med en viss hastighet (ursprungligen formulerad av Gowen, 1994).

- **Bentisk modell:** beräknar påverkan av organiskt material på botten och utformad för att säkerställa levande organismer på botten genom beräkning av syrgastransporten till botten. Baseras på strömmätningar och mätningar av syrgasförhållanden nära botten.

Nedan listas in- och utdata vid beräkningarna med MOM-systemets alla delmodeller (ej för regional vattenkvalitetsmodell), vilket kan jämföras med motsvarande data för de i Sverige ofta förekommande beräkningarna för odlingens belastning och miljöpåverkan, som beskrivs i nästa kapitel.

- Månadsmedelvärden av ytttemperaturen (°C)
- Typisk salthalt i ytvattnet på sommaren
- Medeldjupet vid odlingen (m)
- Syrgaskoncentrationen vid botten (mg/l)
- Ammoniumkoncentrationen i området (mg/l)
- Standardavvikelsen på strömmen vid odlingen (cm/s, beräknas från strömmätningar)
- Referensström i ytvattnet (cm/s, beräknas från strömmätningar)
- Referensström i bottenvattnet (cm/s, beräknas från strömmätningar)
- Lägsta tillåtna syrgaskoncentration i kassarna för den odlade fisken (mg/l)
- Högsta tillåtna ammoniumkoncentration (eg. UIA, ickejoniserad del av ammonium) i kassarna för den odlade fisken (mg/l)
- Lägsta tillåtna syrgaskoncentration i bottenvattnet (mg/l)
- Maximalt tillåten biomassa i odlingen (ton)
- Avstånd mellan kassarna (m)
- Antal rader med kassar (1,2 eller 3)
- Sidlängd eller diameter på kassarna (m)
- Djup i kassarna (m)
- Reduktionsfaktor för genomströmning av burarna (0-1)
- Verklig foderkoefficient
- Proteinhalt i fodret (0-1)
- Fetthalt i fodret (0-1)
- Kolhydrathalt i fodret (0-1)
- Innehåll av aska i fodret (0-1)
- Sjunkhastighet för fodret (cm/s)
- Fiskens vikt vid utplantering (g)
- Fiskens vikt vid slakt (g)
- Fiskens proteinhalt (0-1)
- Fiskens fetthalt (0-1)
- Sjunkhastigheten för fekalier (cm/s)

Utdata från modellsystemet inkluderar:

- Teoretisk foderkoefficient (den beräknade fodervikt som behövs för att producera 1 kg fisk utifrån fiskens behov och fodrets sammansättning)
- Fodrets energiinnehåll (kJ/kg)
- Tid för att nå slaktvikt (dagar)
- Medelvikt av fisk i odlingen (g)
- Maximal flux av organiskt material till sedimenten ($\text{gC/m}^2/\text{år}$)
- Teoretisk strömreduktionsfaktor (kassarna påverkar strömhastigheten)
- Utsläpp av löst kväve till vattnet (kg/ ton producerad fisk)

- Utsläpp av löst fosfor till vattnet (kg/ ton producerad fisk)
- Utsläpp av partikulärt kväve till sedimenten (kg/ton producerad fisk)
- Utsläpp av partikulärt fosfor till sedimenten (kg/ton producerad fisk)
- Utsläpp av fekalier till sedimenten (kg/ton producerad fisk)
- Foderspill till sedimenten (kg/ton producerad fisk)
- Antal kassar som behövs för produktionen
- Densiteten av fisk i odlingen (kg/m^2)
- Vilket kriterium som begränsar storleken på produktionen (en av följande: ”syrgastillförsel till kassarna”, ”bortförsel av ammonium från kassarna” eller ”syrgastillförsel till sedimenten”).
- Produktion över säsongen (ton/månad)
- Maximal årsproduktion (ton)

MOM-systemet beräknar bärförmågan för ett område utifrån tre olika kriterier: syrgasförhållanden i kassarna skall vara acceptabla, ammoniumhalten i kassarna får inte bli för hög och det får inte bli större ansamling av organiskt material från odlingen på botten än att det finns levande djur. Gränserna i modellen för vad som är godtagbart för kassarnas vattenkvalitet bygger på vad som är acceptabla värden för att den odlade fisken skall trivas och är inte kopplat till miljökvalitetsnormer. Att odlingens påverkan på den regionala vattenkvaliteten är acceptabel (dvs. rådande miljökvalitetsnormer uppfylls) skall beräknas med en kompletterande vattenkvalitetsmodell, där MOM-systemets beräkningar av lösta och organiska material tillförs som punktbelastning. MOM-systemets krav på (minst två) levande arter under odlingen innebär att ganska låga syrehalter tolereras lokalt men bildande av svavelväte tillåts inte.

MOM-systemet är utformat dels som ett planeringsverktyg innan nyetablering eller utökning av en odling men också som ett uppföljningsverktyg som kan användas av företag såväl som av myndigheter. Simuleringar används då för att kontrollera att produktion, foderåtgång, vattenkvalitet och sedimentförhållanden uppfyller de mål man satte vid etablering. Därmed kopplas det också till ett kontrollprogram, beskrivet i Hansen m.fl. (2001). Mätprogrammet är utformat så att frekvensen av mätningar beror av hur stor produktionen är i förhållande till områdets bärförmåga: ligger produktionen nära den maximala bärförmågan så skall mätningar utföras oftare och vara mer omfattande än om produktionen är liten i förhållande till den maximala bärförmågan. Därmed kan användningen av MOM-systemets modeller även ge en indikation till om föreslagna mätprogram står i proportion till odlingens storlek. Programmet i Hansen m.fl. (2001) omfattar tre typer av kontroller, A, B och C. A-undersökningen är enkel att utföra och görs i regelbundna intervaller av 1-3 månader beroende på exploateringsgraden. Den sker i direkt anslutning till odlingen och sköts av fiskproducenten själv. B-undersökningen är något mer omfattande och utförs med intervaller av 6 – 24 månader. C-undersökningen innebär uppföljningsmätningar av myndighet och utförs i ett större område och med speciellt fokus på närliggande känsliga områden.

MOM-systemets principer och uppbyggnad finns beskrivet i ett flertal vetenskapliga publikationer (t.ex. Stigebrandt, 2011, Ervik m.fl., 1997, Hansen m.fl., 2001 och Stigebrandt m.fl., 2004) och tillväxtmodellen är använd och utvärderad i vetenskapliga sammanhang, t.ex. för akvakultur i Kina (Ferreira m.fl., 2004). Mätprogrammet (B-undersökningen) har även anpassats och använts för storskalig akvakultur i Kina (Zhang m.fl., 2009). MOM-systemet och FjordEnv används av norska företaget Akvaplan-Niva, som ägs av Norska Institutet för Vattenforskning, som även utför miljöövervakning. (http://www.akvaplan.niva.no/no/aquaculture/facilities_design_and_planning).

Modellekvationer och antaganden finns beskrivna och är fritt tillgängliga. Jämfört med modeller av massbalanskaraktär krävs betydligt mer data och systemet är beräkningstekniskt mer komplicerat. Fler observationer från omgivningen krävs också, men detta ökar förstås också tillförlitligheten i beräkningarna.

Kännedom om strömhastigheterna på olika djup är avgörande i MOM-modellen för att beräkna vattenkvaliteten i kassarna samt ansamling av organiskt material på botten. Framför allt behövs en uppskattning av strömmens varians och hur långa perioder det kan bli i området med riktigt låga strömhastigheter, dvs. uppskattning av ”ett värsta scenario” för odlingen. Hur länge man behöver mäta med strömmätare för att få en korrekt uppskattning av variansen är dock inte självklart och det kan variera mellan olika lokaliteter. För vissa platser kan strömförhållandena vara mycket olika under olika tider på året och mellan olika år och då behövs tillgång till längre mätserier för att säkerställa att variabiliteten beskrivs på ett tillförlitligt vis.

3.4.2 Modeller av massbalanskaraktär, exempelvis Vollenweidermodellen

Vid analyser av fiskodlingars näringsämnespåverkan i sjöar har i Sverige vanligtvis använts en enklare budgetmodell, en s.k. Vollenweidermodell. Till skillnad från MOM-systemet inriktar sig modeller av Vollenweiderkaraktär inte på effekten på vattenkvaliteten i och i direkt anslutning till kassarna eller på ansamlingen av organiskt material på botten. Den är istället utvecklad för att ge uppskattningar av långtidsförändringen av näringsämneshalter i ett större område. Eventuell syrebrist under odlingen kan inte uppskattas men man uppskattar retentionen av näringsämnen i sedimenten och därmed hur mycket näringsämnen som läcker ur sedimenten. Beräkningarna bör då vara kalibrerade mot mätvärden. Läckaget kan skilja sig mycket från plats till plats och över tiden beroende på lokala strömmar och dess variabilitet.

För att beräkna odlingsutrymmet beräknar man fosforutrymmet, dvs. den höjning av fosforkoncentrationen som kan accepteras och som ändå förväntas ge en bibehållen god vattenkvalitet. Beräkningen baseras på en sjös referensvärde, dvs. sjöns naturliga näringsämneshalt innan den påverkats av utsläpp, och observerad fosforkoncentration. Vollenweidermodellen används sedan för att beräkna ett nytt långtidsmedelvärde för sjöns totalfosforkoncentration. Detta erhålls genom beräkningar av den koncentrationshöjande effekten av fiskodlingens utsläpp samt utifrån sjöns volym och vattenflöde.

Belastningen från en fiskodling har i Sverige oftast bestämts utifrån en massbalansekvation (Naturvårdsverket, 1993, Alanära och Strand, 2011). Den skiljer inte mellan lösta och partikulära former av utsläppet vilket kan vara en nackdel då det kan ge betydande skillnader i påverkan på ekosystemet. De lösta formerna kan användas direkt av växtplankton men de partikulära formerna ansamlas ofta under odlingen och begravs eller behöver brytas ned, vilket kan ge syrebrist i bottenvattnet under odlingen.

Massbalansekvationen har formen:

$$L = P * (FK * CI - CR) * 10 \quad (1)$$

där

L = fosfor eller kväveutsläpp (kg/ton producerad fisk)

P = producerad fisk (netto, ton)

FK = foderkoefficienten = utfodring våtvikt (ton)/fiskproduktion (ton)

CI = koncentrationen av fosfor eller kväve i fodret (%)

CR = koncentrationen av fosfor eller kväve i fisk (%)

För regnbågslox används en fosforhalt av 0.4% (Naturvårdsverket, 1993), men Jonsson och Alanärä (2000) visade att fosforhalten kan variera med bl.a. fiskens storlek och fettinnehåll. Värden på annan fisk i svenska odlingar saknas (Alanärä, 2012).

Kvävehalten beräknas vara 2.3-3.0 % beroende på fiskens storlek enligt

$$N = 1.27 + (0.048 * (17.3 + 5.16 * \log V)) \quad (2)$$

där N är kvävehalten (%) och V är fiskens vikt (g).

Beräkning av foderkoefficienten görs vanligtvis genom den totala foderförbrukningen under en säsong dividerat med fiskens biomassaökning. Om man inte har tillgång till dessa fakta så har det föreslagits användning av standardvärden, vanligt förekommande är FK = 1.2, CI= 0.9%, och CR = 0.4% (se Jonsson och Alanärä 2000), men det har visats sig att foderkoefficienten kan variera med mängden foderspill, fodrets smältbarhet, fiskens storlek osv. (Alanärä, 2012).

En variant av ovanstående belastningsmodell beskrivs i Gyllenhammar och Håkansson (2005). Man har där lagt till en empiriskt bestämd säsongsvariation på utsläppet eftersom tillväxthastigheten hos fisk varierar över året. I modellen görs också en uppdelning av den partikulära och lösta delen av totalfosfor genom att anta att en fraktion (27%) av utsläppen är i löst form och resten partikulärt.

En än enklare empirisk belastningsmodell föreslogs av Islam (2005), där korrelationen mellan kväve och fosforbelastningen på omgivningen och foderkoefficienten används för bestämning av ett linjärt samband enligt

$$\text{Kvävebelastning (kg/t)} = 47.86\text{FK} + 12.85 \quad (3)$$

$$\text{Fosforbelastning (kg/t)} = 13.19\text{FK} - 7.98 \quad (4)$$

Här kan således belastningen beräknas från en enda parameter. En sådan typ av generalisering kan vara användbar vid överslagsberäkningar av områdets lämplighet för odling då man inte har någon information om de specifika förhållandena i en odling, t.ex. vid en generell kartläggning av områden. Hur väl sambandet håller i svenska förhållanden och för de arter som odlas i Sverige är inte klart.

Fördelen med ovanstående belastningsberäkningar är att indata är lätt att ta fram och man får enkelt ett schablonvärde på belastningen som kan sättas i relation till områdets känslighet. Nackdelen består i de noggrannhetsförluster som förenklingar ger. Hur stora avvikelserna är mellan mer komplexa tillväxtmodeller och olika schablonberäkningar för olika platser och arter i Sverige är ett ämne som kräver vidare studier. Inom miljömodellering har man ofta försökt standardisera metoder och modeller för att få en enhetlig och generell bedömningsgrund, men det har visat sig att vid fiskodling så har de faktiska förhållandena varierat mycket från plats till plats och därmed behövt anpassas till de aktuella förhållandena (Cromey et al., 2002).

Vollenwidermodellen är ursprungligen utvecklad för användning i sjöar, men har även applicerats på begränsade kustområden. För att beräkna odlingspotentialen i en sjö vill man jämföra värden på sjöns nuvarande status av totalfosforhalt (tot-P) med sjöns

teoretiska, opåverkade tillstånd, det s.k. referensvärdet. För beräkningarna behöver man veta

- Sjöns absorbans
- Sjöns höjd över havet (m)
- Sjöns medeldjup (m)
- Observerad tot-P ($\mu\text{g/l}$)
- Sjöns volym (m^3)
- Sjöns vattenföring ($\text{m}^3/\text{år}$)

Vollenwiedermodellen beskriver nettosedimentationen i förhållande till omsättningstiden i en sjö. En längre omsättningstid i sjön innebär att en större andel partikulärt fosfor hinner sedimentera. Modellen använder sig av ett par konstanter vilka kalibreras fram för att representera sedimentationsmönstret i sjön. Det finns ett antal olika kalibreringar gjorda som ger något olika resultat, bl.a. en Nordisk kalibrering som baserats på mätdata från 14 stora och relativt djupa sjöar i Sverige, Norge och Finland. (OECD, 1982) samt en annan kalibrering från 10 st. i huvudsak svenska sjöar (Johansson och Nordvarg, 2002).

Vollenweidermodellen har fördelen av att vara väl använd och väldokumenterad och använder sig av relativt få parametrar. Den uppskattar långtidsmedelvärdet av totalfosforkoncentrationen i en sjö när den är i jämvikt, dvs. efter en längre tid med samma fosfortillskott. Fosforkoncentrationen kan kopplas till många övergödningssindikatorer såsom siktdjup och primärproduktion. Nackdelen är att modellen saknar dynamik och många samband är statistiska snarare än mekanistiska och kan ofta behöva en god kalibrering till lokala förhållanden för att ge tillförlitliga resultat. De är från början inte specifikt utvecklade för fiskodlingsförhållanden, dvs. en punktkälla av näringsämnestillförsel som är oregelbunden i tiden, utan för att beskriva förändringar relaterade till belastningar från atmosfären eller avrinningsområdet (Yan, 2005). Det har visat sig att beräkningarna ofta har överskattat den faktiska påverkan från fiskodlingen (t.ex. Johansson och Nordvarg, 2002). Den är också mindre behjälplig för fiskodlaren för att kunna förbättra produktionsrutinerna eller förutsäga hur speciella lokala djup och strömförhållanden kan minska den negativa effekten av odlingen.

En modell av den här typen kan inte beräkna om odlingen kommer att ge upphov till ansamlingar på botten. I en del studier har man nöjt sig med att konstatera att om ansamling uppkommer så begränsar den sig till ett område 50-100 meter utanför en odling av storleksordningen 50 ton (Gyllenhammar och Håkansson, 2005). Man menar att den därmed inte kommer att ha en större påverkan på det lokala ekosystemet. Detta skiljer dock mot MOM-systemets kriterier där man inte tillåter ansamling som kan medföra bildande av svavelväte. Det har också visats att lokal påverkan på sedimenten kan vara betydande och man har uppmätt sedimenteringshastigheter vid odlingar som är många gånger större än vid naturliga förhållanden. Analyser av bottensediment har visat betydande bidrag från odlingen. Spridningen av det organiska materialet från odlingar har därför internationellt sett gett upphov till många forskningsstudier och modeller och är ofta ett viktigt kriterium vid tillståndsbedömningar (se t.ex. Cromey m. fl., 2002, Chamberlain och Stucchi, 2007, Munro m.fl., 2010).

3.4.3 Exempel på andra modeller speciellt utvecklade för frågeställningar inom vattenbruk

I vattenbrukssammanhang i vår region har empiriska modeller för dimensionering av öppna fiskodlingar i kustområden utvecklats för framförallt Ålands skärgård (t.ex. Nordvarg, Johansson och Håkanson, 2000, Nordvarg och Håkanson, 2002). Modellerna

är utformade för att kunna uppskatta ökade näringsämneskoncentrationer som orsakas av en fiskodling samt samband mellan dessa och ökade klorofyllhalter och minskat siktdjup i ett kustområde. Ett mål har här varit att producera statistiska samband som skall kunna användas vid beslutsfattande genom att vara enkla att använda och ha så få variabler som möjligt. Av nödvändighet görs då också en hel del förenklingar och antaganden vid såväl fysiska processer, t.ex. vattenutbyte och omblandning, som biogeokemiska processer och samband. Vattenutbytesfunktionen baseras enbart på ett definierat kustområdes öppning mot havet i relation till områdets storlek. Därmed ger man inte möjlighet till att beräkna vattenflöden som uppstår p.g.a. tidvatten, vattenståndsvariationer eller variationer i densitet, som vanligtvis används vid oceanografiska vattenutbytesberäkningar. Modellen beräknar ett ”värsta scenario” genom att uppskatta vattenutbyten i augusti, då utbytet anses vara som minst, samt i ett område utan influens av tidvatten. För förändringar av koncentration av näringsämnen används principerna i en massbalansmodell. Vertikala utbyten i vattenkolumnen såsom mellan ytvatten och bottenvatten, syrgasförändringar i bottenvattnet samt effekten av ansamlingar av sediment på botten beräknas inte. Sambanden är framtagna utifrån data från Ålands skärgård och hur väl de håller i andra områden är oklart.

I internationell forskning har det länge varit stort fokus på problematiken med avfall som härstammar från fiskodlingar, hur det avfallet sprids i omgivningen och kopplas till övergödningssymptom (Chamberlain och Stucchi, 2007). Ett antal modeller har utvecklats och använts mer eller mindre flitigt. En del modeller tittar på vattenkvalitet ur ett helhetsperspektiv, där modellerna försöker ta hänsyn till alla förekommande belastningskällor i ett avrinningsområde och därmed även integrera t.ex. jordbruk och utsläpp från industri och reningsverk i modellen. En nyligen gjord genomgång av vattenbruks-, vattenkvalitets- och ekosystemmodeller och deras användningsområden utfördes av SEAT-projektet (Sustaining Ethical Aquaculture Trade, Munro m.fl., 2010). Även SEAT-rapporten framhåller MOM-systemet som ett mycket generellt system för fiskodling och föreslår att modellen vidareutvecklas för bruk i Asien tillsammans med IASS-modellen och APEM-modellen (se nedan). Nedan summeras några internationellt vanligt förekommande modeller.

DEPOMOD är en modell som utvecklades speciellt för att studera spridningen av partikulärt material i kustzonen (Cromey m.fl., 2002). Avsikten var att modellen både skulle kunna användas för att bestämma ett områdes odlingskapacitet utifrån lokala miljökvalitetsnormer samt användas för uppföljning av en befintlig odling. Modellens ursprungliga fokus var att simulera ackumulering och resuspension av material på botten under odlingen. Ett antal varianter och vidareutvecklingar på modellen har sedan tillkommit. DEPOMOD utvecklades speciellt för laxodlingar i Atlanten och har bl.a. använts av Skottiska Naturvårdsverket (SEPA (Scottish Environment Protection Agency), 2010) för licensiering av marina fiskodlingar. Modellen är väldokumenterad och validerad och genom att vara konstruerad för en specifik frågeställning så kräver den mindre data än jämförelsevis en generell 3D-modell gör. Modellen har även anpassats för odling av andra arter än lax och för en mängd olika geografiska områden.

FARM-modellen (Farm Aquaculture Resources Management) är en modell utvecklad främst för att kunna bestämma ett områdes bärförmåga med avseende på odling av skaldjur av olika art (Ferreira m.fl., 2007, 2009). Den tar hänsyn till en odlings storlek, foder och naturlig föda samt miljöfaktorer som påverkar odlingen. Modellen inkluderar individuella tillväxtmodeller för musslor, skaldjur och fisk och är kopplad till moduler för beräkning av möjliga övergödningseffekter från odlingen. Modellen har använts i ett flertal internationella forskningsprojekt och finns applicerad på odlingar i såväl Europa som i Asien.

EcoWin2000 (Ferreira, 1995) har främst använts för studier av stora kustekosystem och angriper ett större område genom att dela in det i mindre regioner genom kopplade boxar. Systemet kan länkas till exempelvis FARM-modellen för att studera mer ingående hur miljöfaktorer påverkas vid vattenbruk, genom t.ex. simuleringar av primärproduktion.

IAAS-modellen (Integrated Aquaculture/Agriculture System, Jamu och Piedrahita, 2002) har använts för att studera hur vattenbruk och jordbruk integrerar och utbyter näringsämnen och material, en odlingstyp som är vanligt förekommande i Asien. Modellen består av delmodeller som simulerar fisk, grödor och dynamiken kring organiskt material, växtplankton, syre- och näringsämneskoncentrationer.

APEM-modellen (Aquaculture Pond Ecosystem Management, Culberson och Piedrahita, 1996). Den här modellen är framtagen för att vara en någorlunda generell modell för odling i dammar. Många faktorer är mycket områdes och artspecifika vid den här typen av odling, och därmed har modellerna för dammodling också ofta varit mycket specifika till sin karaktär. Modellen simulerar förenklade processer för ett antal biologiska, fysiska och kemiska processer, bl.a. temperatur, syrgashalter, planktontillväxt och sedimentation.

3.4.4 Kommersiella modeller för vattenbruk

Ett flertal företag tillhandahåller vattenkvalitetsmodellering och några har också specifikt arbetat med frågeställningar som uppkommer vid vattenbruk. För att kunna värdera informationen från en konsult kan det vara önskvärt att det klargörs hur man har hanterat de olika påverkansfaktorerna på miljön för en öppen fiskodling. Det kan vara en hjälp att utgå utifrån den generella beskrivningen i kapitel 2, dvs. hur man beräknat näringsämnesbelastningen (t.ex. eventuella tidsberoende och temperaturberoenden), hur man har uppskattat foderkoefficient och vilka antaganden om fosfor och kvävehalt i fisk och foder har gjorts. Det kan vara av vikt att veta om man har delat upp utsläppen i lösta och partikulära näringsämnen och hur har beräkningen av spridningen från burarna hanterats (antaganden om överlappande spill från de separata burarna eller från odlingen som helhet, vilka antaganden om strömförhållanden och sjunkhastighet hos foder och fekalier som har gjorts). Det är viktigt att observationsdatabasen är väldokumenterad och att information finns om valideringen av modellen på den specifika platsen och hur man har bestämt referenstillståndet i området där odlingen skall placeras. Det är även viktigt att dokumentation finns över hur man tar hänsyn till transporter av näringsämnen ut ur området och hur man uppskattat övergödningsstatus och påverkansgrad i närliggande områden.

Svenskbaserade företaget Ancylyus tillhandahåller **MOM**-systemet (**MOM 3.2**), som beskrivits ovan, mot licenskostnad och via web-baserat interface (www.ancylus.net). Modellsystemet utvecklades för odling av lax i norska fjordar, men det kommersiella programmet är idag anpassat för 15 olika arter. Även vattenkvalitetsmodellen **FjordEnv 4.0** finns tillgänglig via Ancylyus.

FARM- och **EcoWin2000**-modellerna beskrivna ovan finns tillgängliga via företaget Longline Environment (<http://www.longline.co.uk/site/products/aquaculture/farm/>).

Det internationella företaget DHI (www.dhigroup.com) har flera kontor i Sverige och har arbetat med forskning och modellering av vattenmiljöer under lång tid. DHI har väl använda och dokumenterade modeller för bedömning av vattenkvalitetsfrågor, **MIKE-EcoLab** och **MIKE-BASIN** (se kapitel 3.6.1.5 och 3.6.3.1), som används av företaget självt samt av många andra konsulter. I MIKE-EcoLab finns en modul för beräkning av ett områdes odlingsutrymme och en fiskodlings belastning på miljön. Modulen gör beräkningar som syftar till optimering av produktionen utifrån odlingens design och

som kan ge råd för att kunna minimera utsläppen, baserat på hydrografiska förhållanden så som strömmar och vågor och beräkningar av vattenkvalitetsförändringar på lokal såväl som större regional skala. Även bottenförhållanden vid etablering av fiskodling beräknas genom syrgashalt under burarna, samt resuspension, transport och sedimentation av partiklarna. Modellen har bland annat använts i Danmark. I en teknisk rapport (DHI, 2012) beskrivs hur MIKE och EcoLab-komponenter använts för att studera effekten av en fiskodling. Själva belastningen från odlingen i form av partikulärt material beräknas i detta exempel schablonmässigt, men modellen beräknar erosion, transport och deposition på botten. Även effekterna på vattenkvaliteten av löst organiskt material från odlingen modelleras utifrån schablonartade uppskattningar av utsläpp från fiskodlingen. Ett annat exempel på användning av MIKE-EcoLab för vattenbruk finns för sjön Saroma i Japan. Här har en individuell tillväxtmodell för musslor utvecklats och applicerats. Modellen skiljer mellan olika årsklasser och hanterar parametrar som skörd, mortalitet, fekalier mm. Modellen användes för att koppla övergödningssproblematik och påverkan på botten till musselodlingen och ett års simuleringar och mätningar visade goda möjligheter för att använda modellen i förvaltningsplaner (se http://www.mikebydhi.com/~media/Microsite_MIKEbyDHI/Publications/SuccessStories/SaromaModel_EN_050130.ashx).

Ett annat internationellt företag med väl etablerad och dokumenterad forskning och modellutveckling inom vattenmiljö är Deltares (<http://www.deltares.nl/en/>). Företaget har utvecklat ett modellsystem som används av många konsulter. Detta innehåller bl.a. 3D-modellering av vattenkvalitet med modellen **Delft 3D**, men också moduler för akvakultur och dess påverkan på bentiska och akvatiska ekosystem. Som exempel finns också **HABITAT**-modellen, som använder GIS-modellering (Geographical Information Systems) för att bestämma ett områdes lämplighet för en viss typ av odling utifrån parametrar såsom djup, sedimenttyp, salthalt, strömmar och näringsämnen. (Mer information finns på länken http://www.google.se/url?url=http://www.deltares.nl/xmlpages/tan/files%3Fp_file_id%3D13025&rct=j&frm=1&q=&esrc=s&sa=U&ei=1qCqU9jVKKqGywPHz4DIDA&ved=0CBoQFjAC&sig2=emSfKMxRKs_5rSAdD_2cFA&usg=AFQjCNFyhiUEPxtHS2A8zS59s17x9DvF3A).

3.5 Vattenkvalitetsmodeller

För att bedöma hur ett vattenbruks näringsämnesutsläpp kan påverka vattenkvaliteten i ett större område behövs en modell som kan beräkna förändringar av parametrar som relaterar till övergödning p.g.a. tillförsel från en punktkälla. Modellen behöver nödvändigtvis inte vara utvecklad för att kunna hantera fiskodlingar specifikt. I sjöar har kopplingen mellan övergödning och totalfosfor oftast använts för att beräkna om tillkommande utsläpp kan ge upphov till övergödningssymptom. I kust och hav kan sambanden vara mer komplexa och såväl kväve- som fosforförändringar kan behöva utredas. Eftersom havsområden kan vara starkt skiktade behövs det också utredas vilka förändringar av syrgashalter som kan ske på olika nivåer i vattenmassan. I såväl sjö som hav är det viktigt att fastställa om man ökar exporten av näringsämnen från den aktuella platsen till nedströms känsliga områden.

3.5.1 Regionala vattenkvalitetsmodeller för kust och hav

Vattenkvalitetsmodeller kan i huvudsak kategoriseras som empiriska eller mekanistiska modeller.

3.5.1.1 Empiriska modeller

Empiriska modeller bygger ofta på ett statistiskt samband framtaget av observationsdata och en beskrivning av generella ekvationer är inte huvudsyftet (Reckhow, 1994). Modellerna kan ibland vara baserade på ganska enkla regressionssamband, vilket påverkar modellens möjlighet för prediktion om det blir stora förändringar i den yttre miljön. Som exempel kan nämnas Cohn m.fl. (1992) som använde statistiska (logaritmiskt linjära) samband för att uppskatta flödestransporter av näringsämnen i Chesapeake Bay, USAs största estuarium. De kunde utifrån de upprättade sambanden göra tillfredställande uppskattningar av näringsämnesbelastningen. Shrestha och Kazama (2006) använde multivariat statistik (dvs. statistik baserat på fler än en variabel) för tolkningar av samband i en stor databas (8 års observationer av 12 parametrar vid 13 olika stationer, totalt 14976 st. observationer) för vattenkvalitet för Fujiflodens avrinningsområde. Analyserna ökade förståelsen för rums- och tidsvariationer av vattenkvaliteten betydligt. Redan omnämnt är beräkningarna för fiskodlingars påverkan på vattenkvaliteten i Ålands skärgård (Nordvarg, Johansson och Håkanson, 2000, Nordvarg och Håkanson, 2002) där en stor databas gav möjligheter för statistiskt säkerställda samband. Sammantaget kan man säga att när det finns mycket observationer så kan man ofta dra viktiga slutsatser om samband och relativt enkelt beskriva dessa statistiskt med hjälp av få parametrar. Som också tidigare nämnts kan den här typen av modeller inte alltid direkt exporteras till områden som inte undersökts, även om man har en väldigt god beskrivning i det området som modellen ursprungligen anpassades för. Det belyser vikten av god tillgång till observationer för det område man vill undersöka. Även empiriska modeller kan dock vara mer sofistikerade och t.ex. inkludera osäkerhetsmått eller bygga på funktionella processer och samband.

3.5.1.2 Mekanistiska modeller

Som kontrast består de mekanistiska modellerna av en uppsättning generella, matematiska ekvationer som beskriver transport och förändring av ett specifikt ämne. I mekanistiska modeller utgår man vanligtvis från Lagrange eller Euler-metoder. I en Lagrange-modell följer man ett individuellt vattenpaket när det förflyttar sig i tid och rum. Mer vanligt är en Euler-modell där man fokuserar på en specifik plats som passeras av vattenflödet. Rossman m.fl. (1996) visade att generellt sett så ger båda metodikerna likvärdiga resultat. De flesta av dagens modeller använder sig av Eulers metod då den är mer beräknings- och kostnadseffektiv. Syftet med den här typen av modeller är att ge en så korrekt beskrivning av systemet som möjligt, men vanligtvis kan förenklingar inte undvikas och varje teoretisk modell kommer att baseras på ett antal antaganden. Om antagandena inte håller så misslyckas modellen med att beskriva förändringar och då är den inte lämplig för prediktion. Därmed är det även för mekanistiska modeller nödvändigt med noggrann validering mot observationer. Noggranna känslighetsstudier kan vara till hjälp för att utvärdera om modellen klarar av att simulera realistiska förhållanden när olika yttre förutsättningar förändras.

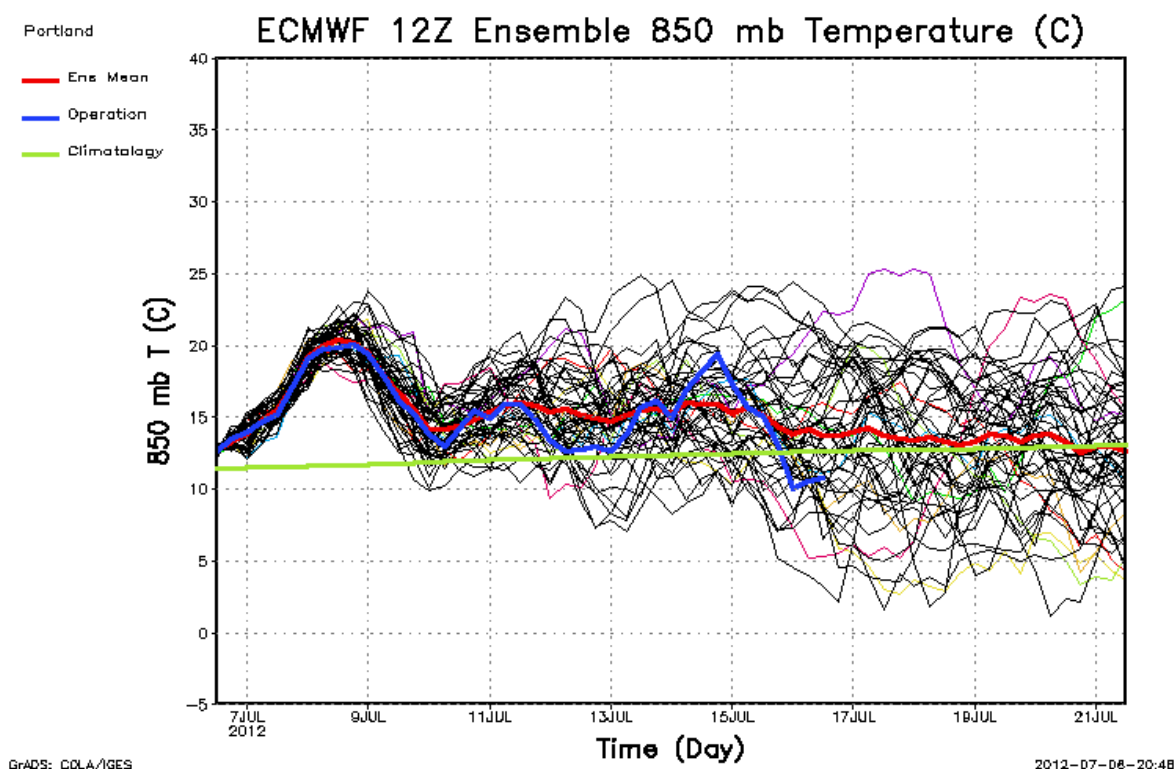
3.5.1.3 Kombinerade modeller

Ofta består vattenkvalitetsmodeller av flera delmodeller som kopplas samman. Då kan modellen bestå av både mekanistiska komponenter och empiriska samband och varje delmodell baseras på ett antal antaganden som behöver verifieras var och en för sig. I internationella studier av akvakultur har det ofta varit fruktsamt med mekanistiska modeller för beskrivning av flöden av näringsämnen och organiskt material och empiriska modeller för simulering av fisktillväxt (Ford, 1999).

3.5.1.4 Osäkerhet i resultat och ensemblemodellering som hjälpmedel

Vid användning av numeriska modeller är det önskvärt att kunna få ett mått på osäkerheten i den analys man tagit fram. Ett angreppssätt som är relativt enkelt att utföra är s.k. ensemblemodellering, där en uppsättning simuleringar studeras statistiskt för att ta fram medelvärden och statistisk spridning i resultaten. Ensemblen kan bestå av data från flera olika modeller och/eller resultat från en modell som körs med olika uppsättningar initialvillkor. Osäkerhet vid modellering uppstår på olika nivåer och p.g.a. olika anledningar. Exempel kan vara att man av nödvändighet måste göra förenklingar i modellerna då alla processer inte kan lösas upp i tid och rum, att man har otillräcklig eller felaktig kunskap om olika processer, att drivningen av modellen inte är korrekt representerad osv. I vattenkvalitetssammanhang kan man också tänka sig en ökad osäkerhet i prognoserna ju längre in i framtiden man kommer eftersom många parametrar kan komma att förändras och i en del fall avvika stort från det utgångstillstånd som modellen var kalibrerad och validerad för. En svårighet vid ensemblemodellering kan vara att se till att alla olika typer av osäkerheter representeras vid analyserna. För att få en uppfattning om tänkbara situationer och förändringar i miljön är angreppssättet dock mycket användbart och informativt och ensemblemodellering har visats förbättra väder- och havsprognoser avsevärt (Zhou m.fl., 2010). Figur 4 visar en typisk ensembleprognos för väder från European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF). Figuren visar tydligt den ökade osäkerheten i prognosen ju längre in i framtiden man kommer.

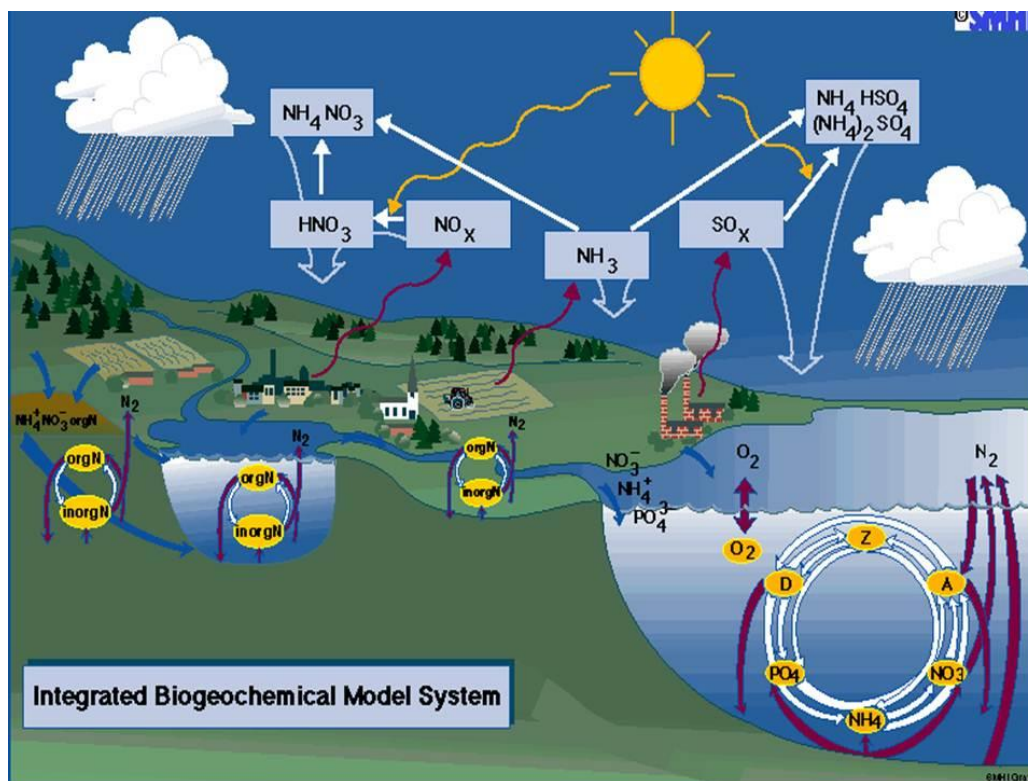
Metoden utvecklades först för simuleringar av väderprognoser men en ökad användning inom olika frågeställningar har skett. Det kan t.ex. vara av värde att utföra simuleringar av olika typer av scenarier så som "best case" och "worst-case" när det gäller näringsämnesutsläpp eller olika väder eller strömförhållanden. För Östersjön har metoden använts för att simulera hur övergödningssituationen kan komma att utvecklas under olika nivåer av näringsämnesbelastning i ett framtida klimat (t.ex. Meier och Andersson, 2012).



Figur 4. Exempel på en ensemblemodellering utförd för att generera väderprognoser. Här simuleras temperaturen i atmosfären vid 850 mb. (Reproducerad från ECMWFs hemsida).

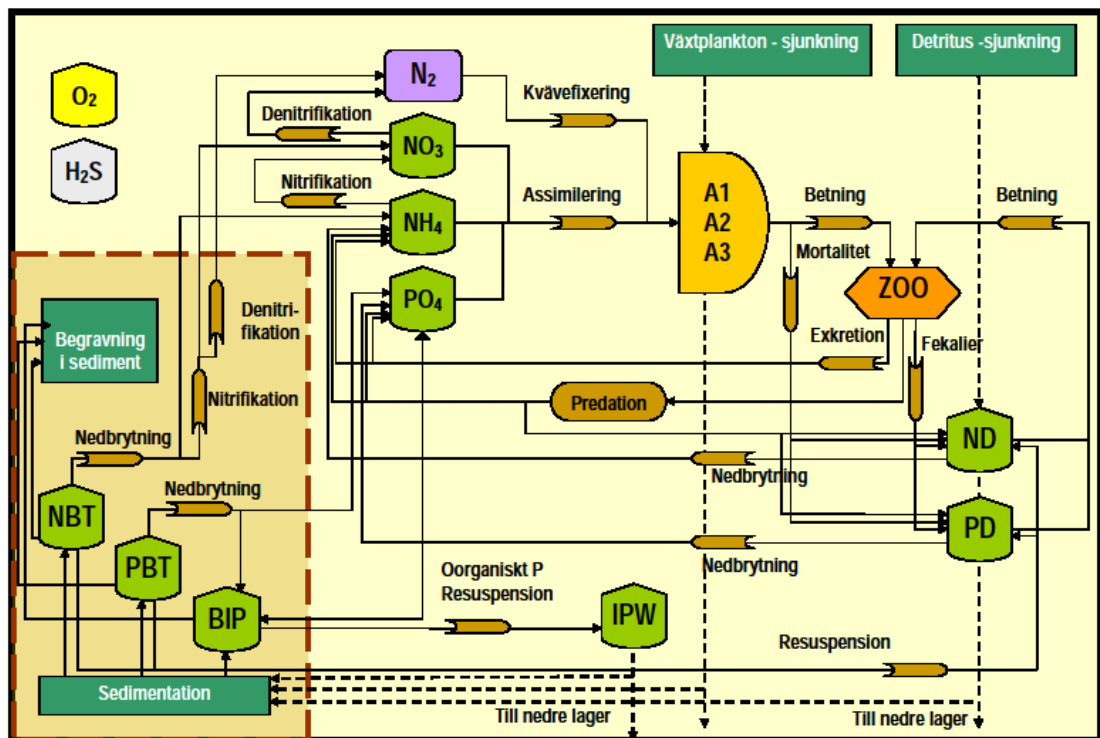
3.5.1.5 Exempel på vattenkvalitetsmodeller för kust och hav

För att beskriva näringsämnescykler och övergödningsproblematik i kust- och havsvatten används ofta s.k. **NPZD-modeller** som beräknar tillståndet av näringsämnen (N), växtplankton (P), zooplankton (Z) och detritus (D) i vattnet. De parameteriserar de grundläggande biogeokemiska processerna, såsom att primärproduktionen drivs av tillgången på ljus och näring och betas av djurplankton och att döda plankton sjunker till botten och bryts ner så att näringen återförs till systemet. De simulerar oftast inte bottenväxande makroalger eller sjögräs. Grundläggande biogeokemiska cykler som omfattas i den här typen av modeller illustreras i Figur 5.



Figur 5. Grundläggande biogeokemiska cykler. (© SMHI)

I Östersjömodeller är det vanligt att man simulerar dynamiken i tre olika planktongrupper, motsvarande diatomeer, flagellater och kvävefixerare. Inkluderingen av kvävefixering är väsentlig då blomningar av cyanobakterier här är en betydande del av övergödningsproblematiken. Modellerna beräknar också vanligtvis syrgashalten i vattnet utifrån utbytet med atmosfären, bildandet vid primärproduktionen samt konsumtionen vid nedbrytning av organiskt material. En schematisk bild över SMHI:s biogeokemiska modell **SCOBIs** parametrar och processer visas i Figur 6 och kan illustrera exempel på uppbyggnaden av den här typen av modell. Här inkluderar modellen också en sedimentmodul för beräkning av interna källor och sänkor av näringsämnen. Detta kan vara av betydelse i grunda områden och områden med syrebrist i bottenvattnet eftersom det påverkar de biogeokemiska processerna. Modeller av den här typen beräknar ofta indikatorer för övergödning, såsom syrehalter, siktdjup, näringsämneskoncentrationer och klorofyll. NPZD-modellen kopplas till en havscirkulationsmodell som beskriver de fysiska processerna i området. Varianter av den här modellstrukturen finns i de modeller som benämns nedan. Modellerna sammanfattas också i Tabell 1.



Figur 6. Ofta förekommande tillståndsvariabler och processer i biogeokemiska modeller. Exemplet visar de komponenter som finns i den senaste SCOBIModellens uppsättning för Östersjön. Modellen beräknar koncentrationer av ammonium (NH_4), nitrat (NO_3) och fosfat (PO_4) samt syrgas (O_2). Svavelväte representeras av "negativt syre-ekvivalenter" ($1 \text{ ml H}_2\text{S/l} = -2 \text{ ml O}_2/\text{l}$). Näringsämnen kan tas upp av växtplankton, här representerade av tre olika funktionella grupper (A1, A2 och A3) som beskriver viktiga funktionerna hos de större planktongrupper som finns i Östersjön. Växtplankton införlivar (assimilerar) tillgängligt nitrat, ammonium och fosfat. Nitrifikation, denitrifikation och även möjlighet till kvävefixering (av löst kvävgas, N_2) finns beskrivet i modellen. Växtplanktonen betas av djurplankton eller dör. Plankton och fekalier bryts ner i vattenmassa och i sediment och ger upphov till kväve- och fosforkällor: NBT (organiskt kväve i bentiska modellen), PBT (organiskt fosfor i bentiska modellen), BIP (oorganiskt fosfor i bentiska modellen), IPW (oorganiskt fosfor i vattnet), ND och PS (kväve och fosfor i detritus). Modellsystemet sluts genom en parameterisering av effekten från predatorer (t.ex. fisk) som äter zooplankton. I modellen beräknas t.ex. påverkan från plankton och detritus på ljusutsläckning samt effekter från syrekonsumtion i sedimentet på syrets möjlighet att tränga ner i bottenarna.

Två väl använda modellsystem för vattenkvalitetsfrågor är **Delft**-sviten och **MIKE**-sviten, som också tidigare omnämnts. Dessa modellsystem har använts för en rad frågeställningar inom såväl konsultuppdrag som forskning kring vattenkvalitetsfrågor.

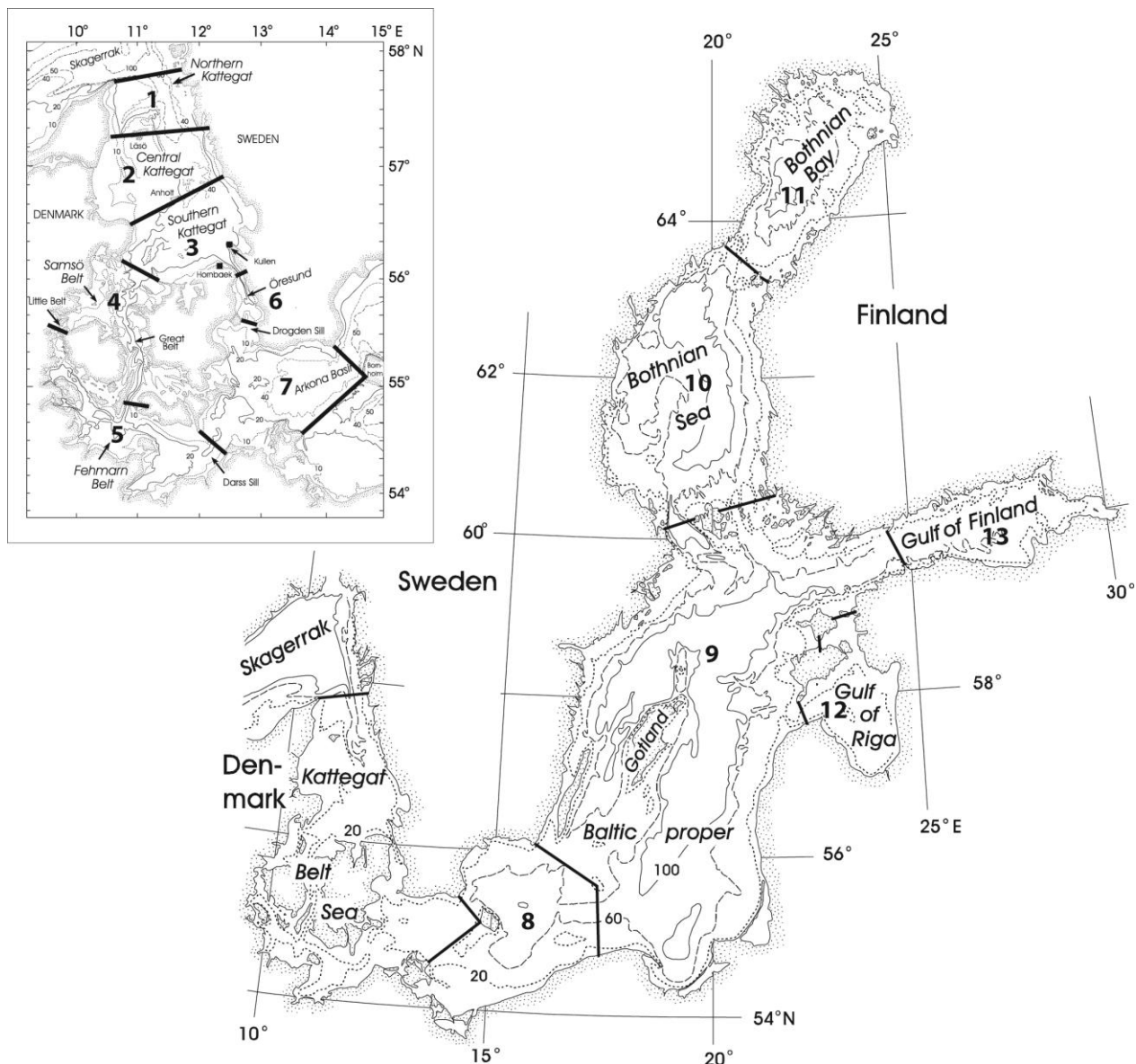
Inom **Delft**-sviten finns både 2- och 3D modeller tillgängliga. Sviten finns dels för tillämpningar av experter/konsulter inom vattenkvalitet, men även för bruk av icke-experter. Modellens ägare, Deltares, anordnar användarkurser vid behov. **Delft3D-ECO** har använts bl.a. inom OSPAR konventionen för Nordsjön för att bedöma eutrofieringsstatus och framtidsscenarier vid olika näringsämnesbelastningar (genom GEM- Generic Ecological Model inom Delft3D-ECO). Modellen beräknar t.ex. näringsämnen, växtplankton, makroalger, syrgashalter, nitrifikation och näringsämnescykler för bedömning av vattenkvalitet i såväl vattenmassa som sediment. Den har också komponenter för beräkning av transporter av ämnen och sediment. I

vattenbrukssammanhang användes Delft3D i Kina för att beräkna vattenkvalitet och primärproduktion i ett område med begränsat vattenutbyte och med omfattande odling av såväl fisk som skaldjur (Ferreira m.fl., 2004).

Även MIKE-sviten finns för 2- och 3D-modellering och beräknar transporter, fysiska, biologiska och kemiska processer samt sedimentering. För övergödningsbedömningar beräknas t.ex. näringsämnescykler, växt- och djurplanktons tillväxt och koncentrationer, makroalger, organiskt material (detritus) och syrgashalter. Användningar av MIKE-EcoLab finns beskrivna i ett flertal vetenskapliga artiklar (t.ex. Rasmussen m.fl., 2009, Edelvång m.fl., 2005, Passenko m.fl., 2008).

MIKE-EcoLab användes också inom HELCOM tillsammans med forskningsmodellerna **BALTSEM** (The Baltic Sea long-term large scale eutrofication model, Savchuk, 2002, Gustafsson, 2003) och **ERGOM** (The Ecological Regional Ocean Model, Neumann m.fl., 2002). Simuleringar gjordes då för att studera responsen hos övergödningsindikatorer vid olika näringsämnesbelastningar i Östersjön. Modelleringen som då utfördes var del av arbetet för att minska övergödningsen i Östersjön (HELCOM, 2013). **BALTSEM-modellen** är utvecklad och drivs vid Baltic Nest Institute (BNI) vid Stockholms Universitet. Den har bl.a. använts för att beräkna högsta tillåtna näringsämnesbelastning som kan tillåtas för att minska övergödningsen i Östersjön (HELCOM, 2013). Modellen består av 13 kopplade, horisontellt homogena bassänger (Figur 15) med hög vertikal upplösning.

Tre av de befintliga forskningsmodellerna för Östersjön användes inom forskningsprojektet ECOSUPPORT (Meier och Andersson, 2012) där man studerade effekten på vattenkvaliteten i Östersjön från olika näringsämnesbelastningar i ett framtida klimat. Även här ingick BALTSEM och ERGOM, men också SMHIs 3-dimensionella forskningsmodell **RCO-SCOB**I (The Swedish coastal and ocean circulation model, Meier m.fl., 2003, Eilola m.fl., 2009). Inom projektet gjordes utförliga studier av modellernas tillförlitlighet och möjligheter att simulera långtidsvariationer och förändringar (Eilola m.fl., 2011). Intressant att notera i Eilola m.fl. (2011) var att ingen modell var generellt bättre än någon annan utan att alla modeller hade sina styrkor och svagheter. Detta pekar på att det är svårt att generellt rekommendera en modells användning före en annan. Däremot är det viktigt att varje modells förtjänster och brister tydligt dokumenteras, vilket kan göras genom noggrann jämförelse mot mätningar. I enlighet med ensemblemodellering beskriven ovan beräknades också spridningen och medelvärde av de olika modellerna. Spridningen gav ett mått på osäkerheten och det visade sig att medelvärdet av modellerna oftast var bättre eller lika bra som en enskild modells beräkning.

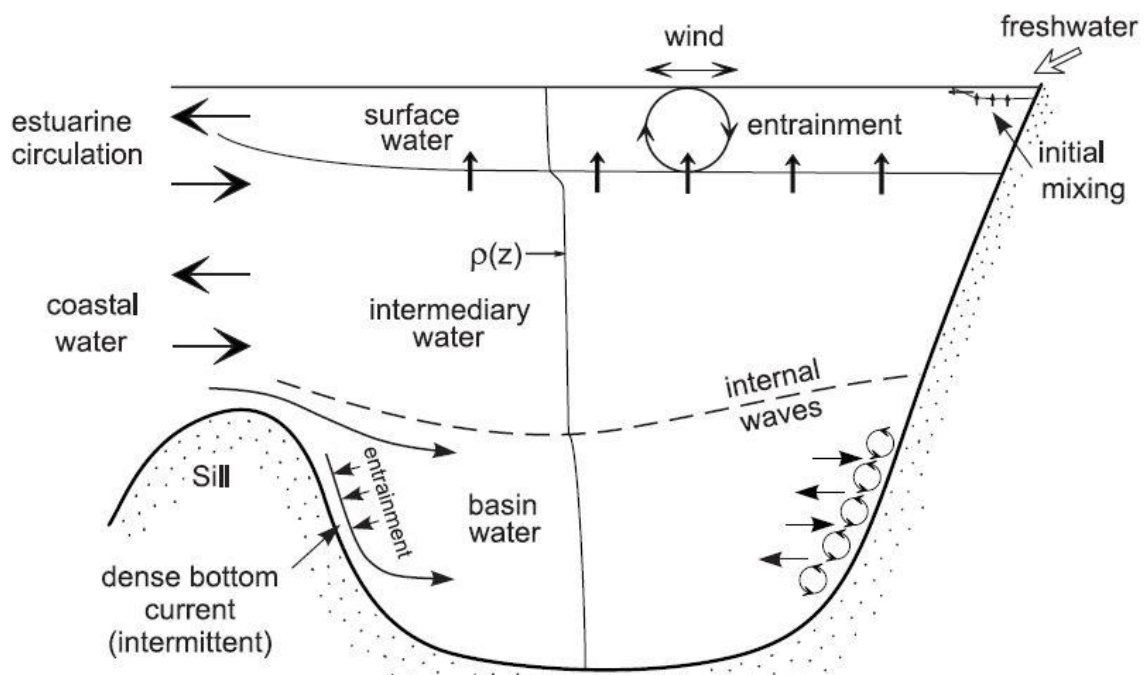


Figur 7. Indelningen av Östersjön och Kattegatt i 13 kopplade bassänger som beräknas i BALTSEM.

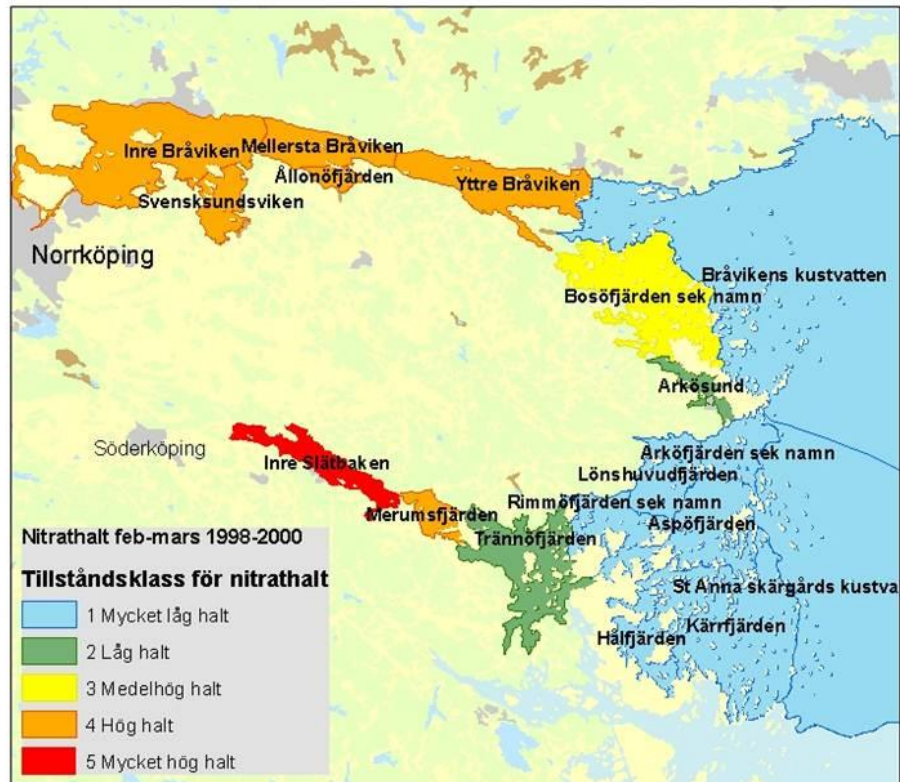
De ovan nämnda modellerna är exempel på mekanistiska modeller. Vissa av dem är anpassade för att simulera den generella dynamiken i Östersjön och andra kan lätt anpassas till mindre geografiska områden genom ökad upplösning.

Forskningsmodellerna har oftast haft en ganska grov rumslig upplösning vilket gör att de kan vara olämpliga för att studera förändringar i begränsade kustområden men fungerar väl för att ge en integrerad bild av näringsämnesbelastningar från olika källor. De har också tjänat till att ge en uppfattning om modellers kompetens att simulera fysiska och biogeokemiska parametrar i svenska vatten. Jämförelser med observationer har gjorts för långtidsförändringar såväl som säsons- och årsvariationer av salt, temperatur, syrgas, oorganiskt kväve och fosfor samt utbredningen av bottenvatten med låga syrgashalter. Man har sett att modellerna tämligen väl klarar att simulera de fysiska parametrarna i Östersjön och även tillfredställande de biogeokemiska cyklerna i egentliga Östersjön. Avvikelser mellan beräknade värden och observationer är större i Bottenhavet och Bottenviken, vilket tyder på att kunskapen om vissa processer i dessa områden fortfarande är otillräcklig.

En svenskutvecklad vattenkvalitetsmodell är **FjordEnv**. Den utvecklades för att tillsammans med MOM-systemet relativt enkelt kunna beräkna hur vattenkvaliteten i ett område inomskärs påverkas av en punktbelastningskälla såsom en fiskodling (Stigebrandt, 2001). Modellen uppskattar förändringen i siktdjup, den ökade förbrukningen av syrgas i bottenvattnet som odlingen orsakar samt den lägsta nivå syrgashalten kan förväntas nå. Vattenutbytet drivs i modellen av hydrodynamiska processer (Figur 8) och inkluderar tidvattendriving, estuarin cirkulation som drivs av flodtillförsel och vindomblandning samt s.k. intermediär cirkulation som drivs av variationer i densiteten i utsjön. Upplösningen i modellen är kustområdet, dvs. vattnet anses homogent i horisontalled men med variationer i djupled. Data som behövs för att driva modellen inkluderar topografin i området (arean av mynningen samt area på olika djup) och flodtillförsel till området. Till skillnad från de mekanistiska modellerna är den här typen av modell avsedd för att beräkna ett ”värsta scenario”. FjordEnv beräknar därmed inte medelförändringen i området utan skall ge en uppskattning av sämsta tänkbara siktdjup och syrgasnivå i bottenvattnet som kan uppkomma genom att fiskodlingen etableras. För att kunna beräkna detta behöver man känna till referenstillståndet, dvs. områdets miljötillstånd innan etableringen av odlingen, för siktdjup och syrgashalt i djupvattnet. Man behöver också veta näringstillförseln från olika källor. FjordEnv bygger på väl utprovade och verifierade beskrivningar av fysikaliska mekanismer. Den utvecklades för Norska tröskelfjordar och det kommersiella programmet innehåller en databas för många fjordar i Norge, samt även några typiska värden för Kattegatt, Skagerak och Östersjön. Om förhållandena i det område som man skall beräkna skiljer sig mycket från de i databasen behövs en observationsdatabas för området för att kunna ta fram drivdata samt för validera modellen.



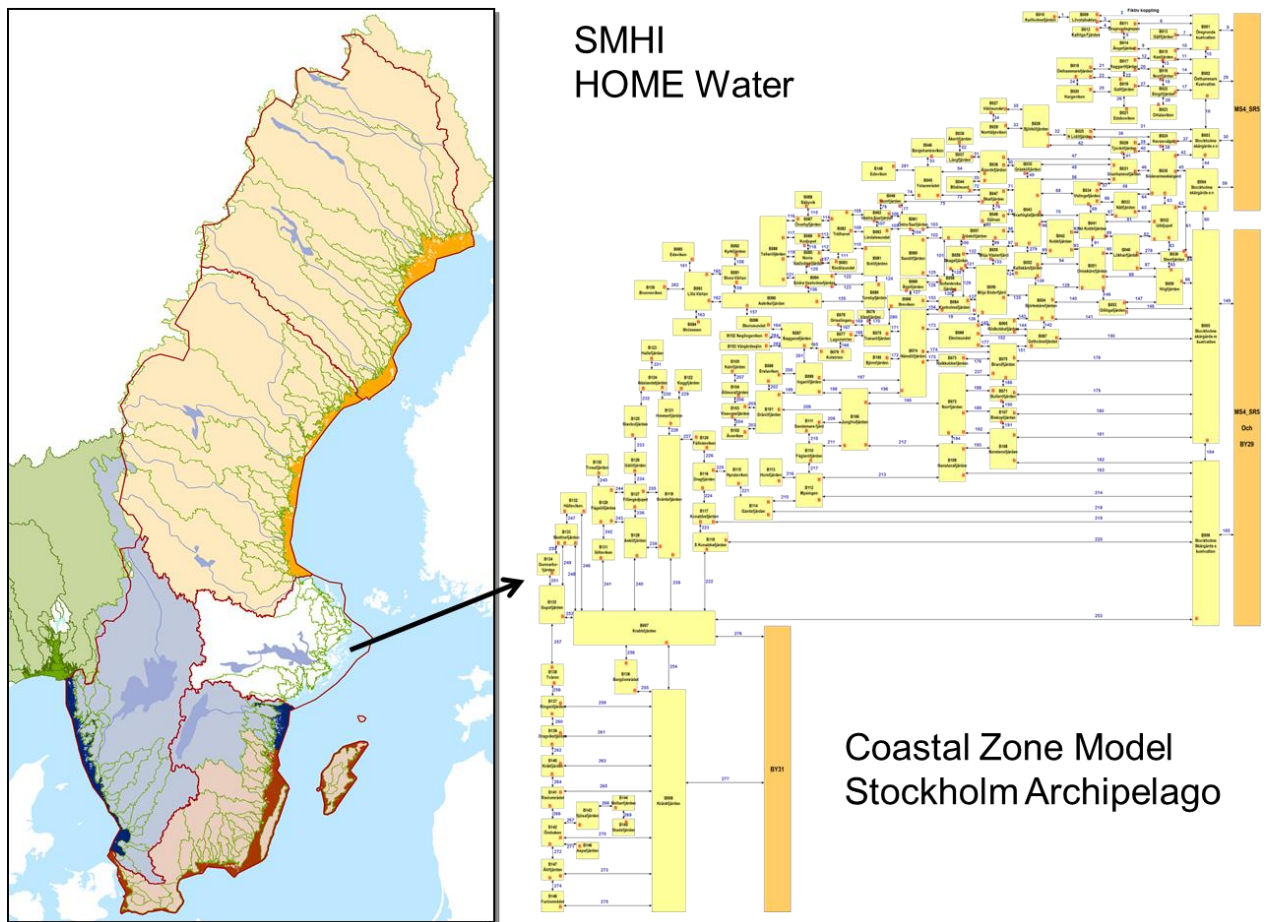
Figur 8. Grundläggande oceanografiska parametrar och processer som tas hänsyn till i FjordEnv. (Från Stigebrandt, 2001). Vattencirkulationen drivs av vind, färskvattentillförsel och blandning genom s.k. interna vågor (vågor som uppstår i gränsskiktet mellan vatten av olika densitet) och medrivning (engelskans "entrainment": blandningsprocess i gränsskiktet mellan strömmar av vatten med högre och lägre densitet). Densiteten är i figuren betecknad med ρ och ökar med djupet z . I figuren ser man ett välblandat ytlager, ett mellanlager där densiteten ökar samt ett lager med bottenvattnet som ligger under fjordens tröskel. En estuarin cirkulation uppstår då flodtillförseln till området ger en transport av vatten ut ur fjorden och denna kompenseras med en motriktad transport av tyngre kustvatten in till fjorden.



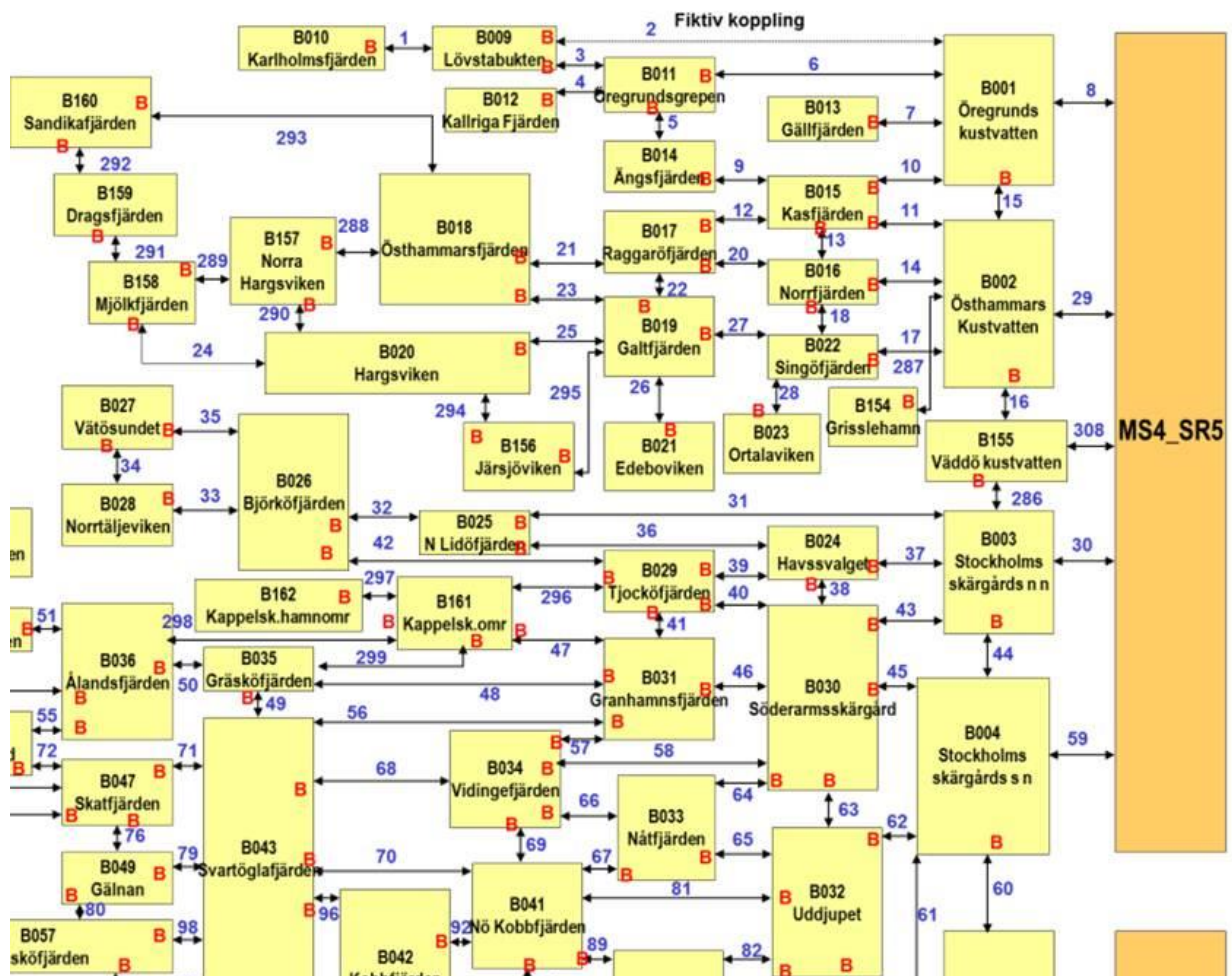
Figur 9. Klassning av nitrathalt i inomskärs i Östergötland med. Kustzonsmodellen. (© SMHI)

En vattenkvalitetsmodell för kustzonen har utvecklats och förvaltas vid SMHI (Sahlberg, 2009). Den har bland annat använts för utvärdering av områdets övergödningssstatus (Figur 9). **Kustzonsmodellen** är en 1-dimensionell modell som liksom BALTSEM-modellen har ett antal kopplade bassänger, där varje bassäng har en hög upplösning i djupled men är horisontellt homogen. Modellens bassängindelning är anpassad för att följa havsområdesregistret i Svenskt Vattendirektiv och täcker hela svenska kusten. Storleken på utbytet mellan bassängerna bestäms utifrån tvärsnittsarean av förbindelsen mellan bassängerna samt fysiska processer såsom beskrivits ovan i stycket om FjordEnv. Modellen är en kopplad hydrodynamisk – biogeokemisk modell där fysiken i systemet såsom omblandning, uppvärmning/avkylning, vattenutbyte etc. beräknas av den fysiska modellen **PROBE** (Svensson, 1998) och de biogeokemiska processerna av SCOBİ (Swedish Coastal and Ocean Biogeochemical Model) (Marmefelt m.fl., 1999, 2000, Eilola m.fl., 2009).

Figurerna 10 och 11 visar hur ett stort kustområde utifrån topografi har delats in i ett nätverk av bassänger. Tillståndet i varje delbassäng beräknas för sig och beror av utbytet med de intilliggande bassängerna eller utsjön, samt drivning från land och atmosfär.

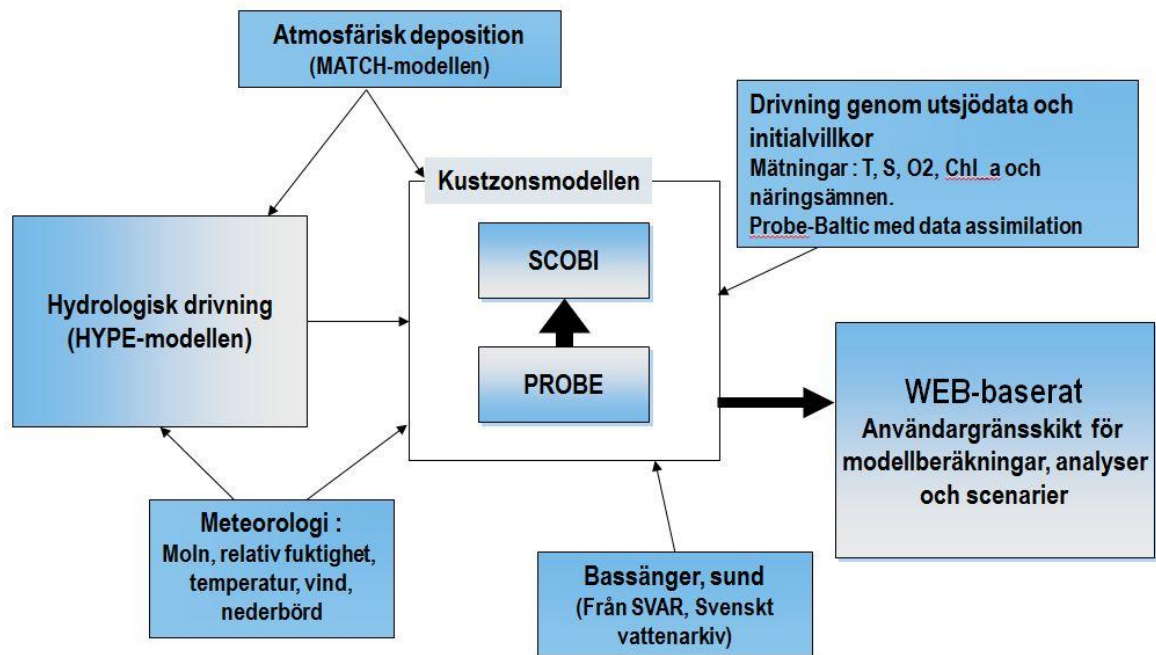


Figur 10. Kustområde som skall modelleras delas in i ett antal bassänger (ljusgula rutor) som förbinds av sund (svarta streck).



Figur 11. Detaljstudie av området i Figur 10. Bilden visar ett antal bassänger (gula rutor markerade med "Bxx", där xx är bassängnumret i modellen), sammanbundna av sund (dubbelriktade pilar markerade med xx, där xx är sundnumret i modellen). Utsjön representeras med orange rutor samt namnet på den miljöövervakningsstation som bäst representerar utsjövattnet.

Kustzonsmodellen ingår i Vattenförvaltningen och är en del av ett integrerat modellsystem där den är kopplad till en hydrologisk modell (HYPE, se kapitel 3.6.3.1) och en atmosfärmodell. Modellen drivs av observationer av atmosfär och utsjön, som också finns tillgängligt via SMHIs databaser, och tar också hänsyn till näringsämnes transporter via floder samt punktkällor och atmosfärsdeposition (Figur 12). Kustzonsmodellen har fördelen av att kunna användas för ett valfritt delområde och därigenom kan påverkan i en aktuell bassäng med belastning från en punktkälla såsom en fiskodling beräknas, men även förändringar i angränsande bassänger kan uppskattas. Modellen är relativt omfattande vad gäller fysiska och biogeokemiska processer, men genom uppbyggnaden av kopplade endimensionella modeller betydligt mer beräkningseffektiv än en mer komplex 3-dimensionell cirkulationsmodell som är uppbyggd på att lösa ett ekvationssystem i varje beräkningscell. Möjligheten till goda simuleringar beror först och främst i hög grad på tillgängliga observationer för kalibrering och validering, detta gäller inte minst de biogeokemiska parametrarna. Kustzonsmodellen är den enda vattenkvalitetsmodellen som finns uppsatt för hela svenska kusten.



Figur 12. Kustzonmodellen ingår i ett system av modeller för vattenkvalitetsanalyser i sjöar, vattendrag och kust.

	Delft3D-ECO	Mike-EcoLab	FjordEnv	Kustzons-modellen	BALTSEM, RCO-SCOB, PROBE (Observera att det finns även andra forskningsmodeller för Östersjön, utvecklade vid utländska universitet och institutioner)
Ägare	Deltares	DHI	Ancylus	SMHI	Stockholms Universitet, SMHI, Göteborgs Universitet
Licens/konsult	Ja	Ja	Ja	Ja	Forskningsmodeller
Geografiskt område	Sätts upp för valfritt område	Sätts upp för valfritt område	Sätts upp för valfri kustbassäng	Uppsatt för hela Svenska kusten	Hela Östersjön
Styrkor	Väl beprövad och dokumenterad	Väl beprövad och dokumenterad	Anpassad för vattenkvalitets bedömning för fiskodling Väl använd Snabb	Väl använd Ingår i ett modellsystem för hela kusten med kompletterande data/modeller för drivning Snabb	Väl beprövad och dokumenterad Simulerar storskalig påverkan Används för analys av övergödningsproblematik i Östersjön
Svagheter	Kräver mycket drivdata	Kräver mycket drivdata	Utvecklad för tröskelbassäng er	Ej använd i fiskodlings-sammanhang	Sämlre simulering av näringsämnesdynamik i Norra Östersjön Grövre rumslig skala Kräver forskarexpert Kräver mycket drivdata
Referenser	Deltaressystems.com	Mikebydhi.com	Ancylus.com Stigebrandt (2001)	SMHI.se Sahlberg (2009)	Gustafsson (2003) Eilola m.fl. (2009) Svensson (1998)

Tabell 1. Sammanfattning av vattenkvalitetsmodeller för kust och hav.

3.5.2 Val av vattenkvalitetsmodell för havsområden

Som illustrerats ovan så finns idag ett antal olika möjligheter och angreppssätt vid vattenkvalitetsmodellering. Modellerna skiljer sig mycket åt när det gäller rums- och tidsupplösning och också en del kring vilka biogeokemiska processer de omfattar och vilka miljökvalitetsnormer de beräknar. Vid val av lämplig modell är frågeställningen av högsta betydelse och det måste vara klart definierat vilka svar man önskar få ut av

modellen och vilken osäkerhetsgrad man kan tänka sig. Detta kan skilja sig från plats till plats beroende på hur känsligt området är för förändringar i miljön.

För att minska osäkerheten vid modelleringen är tillgången till observationer avgörande, och modellering och observationsprogram går med fördel hand i hand, dels för att utveckla modellkompetens och dels för att rätt utforma observationsprogrammen. Generellt sett så är det viktigt att observationerna täcker en tillräckligt lång tidsperiod och ju längre tidsperiod och ju fler parametrar man har täckt desto säkrare förståelse för ett områdes dynamik och modellens förmåga att reproducera detta. I utsjön finns ofta långtidsmätningar som täckts av nationella övervakningsprogram, som t.ex. stationerna i Östersjön BY5, BY15 och BY31 som finns tillgängliga i SMHIs databas SHARK. Inomskärs finns inte alltid tillgång till lika omfattande mätningar och tillförlitliga analyser och modelleringar kan vara svårare att genomföra. Av vikt är också att förstå att biogeokemiska parametrar ofta varierar mycket i såväl rummet som tiden och därmed kan enstaka mätningars användbarhet vara begränsad. Även tillgång till drivdata är en viktig aspekt. Detta kan bli särskilt tydligt vid 3D modellering där det också är nödvändigt med god täckning av atmosfärdata. Ofta är mätstationer för vind landbaserade, men vindfältet kan vara mycket annorlunda bara en bit ut från land. Det kan då vara svårt att reproducera korrekt strömfält utifrån tillgängliga data, eftersom man inte har kunskapen om de verkliga förhållandena.

Modeller för vattenkvalitetsfrågor och viktiga processer i kustområden är också forskningsområden under utveckling och ny kunskap tillkommer ständigt. Frågeställningar kring t.ex. sedimentens roll som interna sänka/källa, retention av näringsämnen i kustzonen, cyanobakterieblomningar och återkopplingar mellan kustzonen och utsjön är viktiga och ännu inte klarlagda. Därmed kan modellerna behöva uppdateras kontinuerligt. I Östersjön kvarstår en hel del frågeställningar kring modellering av de norra delarnas biogeokemi, där Östersjömodeller på regional skala har visat stor avvikelse vid jämförelse med observationer.

Även om en modell inte alltid kan ge alla svar och ge hela bilden så finns det ändå en stor möjlighet till att förstå komplexa samband och processer i naturen med deras hjälp. Därför är modellering inom miljö- och vattenförvaltning ett område under stor utveckling (Smith och Smith, 2007) och används för att säkra hållbara vattenbruk i ett antal länder i Europa, USA och Asien. För att kompensera för brister i modellerna är ett regelbundet och väl definierat mätprogram för odlingen till stor hjälp. Ett sådant mätprogram kan bekräfta de beräkningar som gjordes med modellen eller peka på brister i antagandena. Om verkligheten inte stämmer överens med de beräkningar modellen har gjort kan en revidering av modelleringen med uppdaterade data ge grund till en analys om förhållandena på platsen. Man kan få svar på om de antagandena om belastning från odlingen inte var korrekta, om modellbeskrivningarna var inkorrekta eller om dataunderlaget om områdets referenstillstånd inte var tillräckligt omfattande.

3.5.3 Vattenkvalitetsmodeller för sjöar och regleringsmagasin

Det finns ingen kategorisk skillnad mellan lämpligheten att bedriva fiskodling i kraftverksmagasin respektive sjöar, utan det är de lokala förutsättningarna som är avgörande. Det som påverkar bedömningen är faktorer så som vilken status sjön/magasinet har idag med avseende på näringsämnesbelastningen, hur stor vattenföringen (genomströmningen) är och hur lång omsättningstiden är. Även här är det väsentligt att bestämma om det finns perioder med väldigt låga strömförhållanden, något som kanske regleras i ett magasin, då dessa perioder är mer avgörande vid uppkomst av dålig vattenkvalitet än medelflödet. Åter är det också viktigt att kunna bestämma hur stor påverkan blir nedströms sjön/magasinet, dvs. hur stor retentionen av näringsämnen är och hur stor andel av utsläppen som når kusten. Eftersom mätningar

inte alltid finns i landets alla sjöar och vattendrag har ibland också modellverktygen tjänat som komplement för att uppskatta flöden och retention, påverkansanalys, scenarioberäkningar samt för att kvantifiera effekter av en ökad näringsämnesbelastning nedströms.

I tempererade sjöar har man sett ett klart samband mellan fosfornivåer och förekomst av växtplankton (t.ex. Schindler, 1978). Därmed har modeller för påverkansbedömningar i sötvatten i hög grad utformats för att bedöma förändringar i fosforhalten. Får man en ändrad fosforhalt så får man också sannolikt förändringar i mängden alger, hur klart vattnet är samt hur stor syrgasförbrukningen är.

Det finns modeller som behandlar belastning av såväl kväve som fosfor. Analyser på kvävesimuleringar visar att modellosäkerheterna ibland är betydande. Områden med få kalibreringspunkter (mätningar) skapar större osäkerhet och vikten av mätdata för kalibrering av modellen för att begränsa osäkerheten är stor. Val av indata för markanvändning får stor betydelse för modellens resultat i små oövervakade områden som saknar mätningar.

3.5.3.1 Exempel på vattenkvalitetsmodeller för sötvatten

Nedan följer en översikt av relevanta modeller som hanterar retentionsprocesser i sjöar och vattendrag och som kan uppskatta effekten av en förändring på nedströms recipienter. De flesta av modellerna kan också beräkna belastningen på sjöar och vattendrag från diffusa källor och punktkällor (se även Tabell 2). Vid ett projekt på IVL, på uppdrag av Naturvårdsverket, gjordes 2009 en mer genomgripande översikt av vattenkvalitetsmodeller för beräkning av kväve- och fosforbelastning, åtgärdseffekter och retention (Ekstrand et al. 2009). Ett 20-tal modeller studerades och åtta valdes ut som särskilt intressanta. De utvärderades djupare utifrån vetenskaplig litteratur, men också genom modellernas manualer och möten med representanter för modellerna. Ett utvärderingsschema utvecklades också. En del av informationen återfinns också i sammanfattningen nedan, men mer utförlig information kan hämtas i IVL:s rapport <http://www.ivl.se/webdav/files/B-rapporter/B1915.pdf>.

HYPE (S-HYPE) - beräknar retention av kväve och fosfor i sjöar/dammar och vattendrag med hjälp av en blandning av empiriska och fysikaliska metoder. Retentionen styrs av vattentemperatur, bottenarea, vattnets omsättningstid samt halter av kväve och fosfor. Färdiga retentionsberäkningar finns för ca 37000 områden i Sverige på SMHI Vattenwebb (<http://vattenwebb.smhi.se>). Dessutom finns ett analys- och scenarioverktyg tillgängligt där användaren enkelt kan analysera effekten av förändrad belastning i ett område på nedströms liggande områden, samt på transporten till kusten. HYPE (HYdrological Predictions for the Environment) är en hydrologisk modell för integrerad simulering av flöden och omsättning av vatten och näringsämnen och har en s.k. "öppen källkod" (*Open Source*), dvs. är fritt tillgänglig utan licenskostnad. För mer information om analysverktyget Vattenwebb, se Appenix II.

FYRISQ-FYRISNP – är utvecklad vid Sveriges lantbruksuniversitet och beräknar retention i sjöar och vattendrag av kväve och fosfor som funktion av vattenyta, flöde och vattentemperatur. Modellen kan även beskriva effekter av olika åtgärder för att minska utsläppen av näringsämnen. Modellen har tillämpats sedan mitten av 1990-talet på flera små och större vattensystem i landet med Göta älvs avrinningsområde (50 000 km²) som det hittills största. FyrisNP simulerar resultat på veckobasis alternativt månadsbasis. Som indata till modellen behövs areal av markanvändning och sjö- och vattendragsytor samt tidsserier av vattenföring, temperatur och näringsämneskoncentrationer. Modellen hanterar transport av näringsämnen både från

diffusa källor och från punktkällor. Modellen kan användas för att bedöma nedströmseffekter och hanterar indata som skiljer över tid vilket är en fördel exempelvis vid förändring av markanvändning.

MIKE- I MIKE Basin finns förenklade rutiner för retentionsberäkningar. För mer fysikaliska beräkningar används MIKE 11, MIKE 21 eller MIKE 3. MIKE Basin är ett modellsystem för övergripande vattenplanering som integrerar GIS med hydrologisk modellering. MIKE Basin är ett modellsystem som består av tre moduler: en hydrologisk modell (NAM), en belastningsmodul (LOAD), och en vattenkvalitetsmodul (WQ). Lite förenklat kan man säga att LOAD beräknar hur mycket näring som når sjöar och vattendrag, medan WQ beräknar transport och retention av näringsämnen i sjöar och vattendrag. Nedbrytning och retention i vattendrag baseras på beräknad transporttid, vilken kan uppskattas med hydrauliska ekvationer om man kan uppskatta de ingående parametrarna (t.ex. lutning, friktionsmotstånd). Utvecklats och saluförs av DHI.

CE-QUAL-W2 – Fysikalisk modell som endast beräknar processer i vatten (måste tillföras belastning från land och punktkällor som indata). Beräkningar kan göras för vattendrag, flodmynningar, sjöar och dammar.

HSPF (Hydrologic Simulation Program –Fortran) - En fysikalisk modell utvecklad i USA som förutom kväve och fosfor också simulerar t.ex. BOD, syrehalt och vattentemperatur.

INCA-N/INCA-P – Processbaserad fysikalisk modell som beräknar kväve- och fosforprocesser i vattendrag, men inte i sjöar.

SWAT – Fysikalisk modell som beräknar retention av kväve och fosfor i sjöar och vattendrag. Temperatur och solinstrålning används för att simulera processer som alg tillväxt och nedbrytning, sedimentation, nitrifikation och fosforfrigörelse.

WATSHMAN- Beräknar retention i sjöar och vattendrag på månadsbasis med empiriska ekvationer utifrån vattendragets/sjöns yta och vattentemperatur.

Nedan görs en sammanfattning av några modeller som används i Sverige och enbart bygger på beräkning av fosfatförändringar i sjöar (se även Tabell 2).

HBV-NP-modellen simulerar näringsämnestransport i grundvatten, vattendrag, sjöar och våtmarker och kan användas för att beräkna transporter, uppehållstider, retention, källfördelning, mänsklig påverkan, klimatpåverkan etc. Den baseras på HBV-modellen och är en dynamisk massbalansmodell på dygnsbasis. HBV-NP finns uppsatt för hela Sverige (ca 1000 områden). Modellen tar hänsyn till erosion och sedimentations- och suspensionsprocesser och hanterar näringsämnen både som diffusa källor (inklusive atmosfärsdeposition) samt punktkällor. Ekvationerna för att beräkna näringsämnesprocesserna är baserade på empiriska samband mellan fysikaliska parametrar i förhållande till koncentration. Modellen behandlar fraktioner av kväve och fosfor (DIN, DON, PP, SRP).

Vollenweidermodellen är en massbalansmodell för att skatta vilken koncentrationshöjande effekt en fosforbelastning ger upphov till. Modellen beräknar tillskottet på fosfor till en sjö eller ett magasin. Det är en mycket enkel modell som innehåller få variabler, endast omsättningstid och inkommande fosforkoncentration. P.g.a. sin enkelhet har modellen begränsade möjligheter för att bland annat hantera nedströmseffekter. Eftersom modellen används i fiskodlingssammanhang i Sverige beskrevs den mer utförligt i kapitel 3.5.2.

Delft 3D modellen kan även användas för sjöar. För en kort beskrivning av modellen se kapitel 3.6.1.5.

Modell	Ägare	Licens-kostnad	Geograf. område	Inkl. hydrol. beräkn.	Styrka	Svaghet	Referenser
S-HYPE	SMHI/ Open source	Nej	Hela Sverige, ca 37000 områden	Ja	Integrerad beskrivning av vatten- och ämnestransport. Fritt tillgänglig på webben.	Belastning från punktkällor varierar ej i tiden.	Arheimer m.fl., 2011a Arheimer m.fl., 2011b Lindström m.fl., 2010 Strömqvist m.fl., 2011
Fyris-NP	SLU	Ja	Uppsatt för enskilda avrinnings-områden	Nej	Möjlighet att använda belastning från punktkällor som varierar i tiden.	Kräver hydrologiska data och markläckage-data från extern modell.	Alanära och Strand, 2011 Sonesten m.fl., 2004 Widén-Nilsson m.fl., 2008
MIKE	DHI	Ja	Uppsatt för enskilda avrinnings-områden	Ja	Integrerad med GIS ArcMAP, möjlighet att själv definiera ämnen som ska beräknas.	Kräver markläckagedata från extern modell.	Jha och Gupta, 2003
CE-QUAL-W2	Portland State Univ., USA	Nej	Uppsatt för enskilda avrinnings-områden	Nej	Detaljerad beskrivning av processer i vattendrag	Kräver hydrologiska data och markläckage-data från extern modell.	Cole and Wells, 2000
HSPF	USGS, USA	Nej	Uppsatt för enskilda avrinnings-områden	Ja	Fysikalisk modell som lämpar sig för t.ex. åtgärdsmodellering	Tidskrävande att sätta upp för större områden	Dinicola, 1990 Donigian m.fl., 1984 Johanson m.fl., 1980
INCA	Univ. of Reading Storbritannien	Nej	Uppsatt för enskilda avrinnings-områden	Ja	Detaljerad beskrivning av processer i vattendrag	Saknar rutiner för beräkning av retention i sjöar	Wade m.fl., 2012 Whitehead m.fl., 1998
SWAT	USDA, USA	Nej	Uppsatt för enskilda avrinnings-områden	Ja	Fysikalisk modell som lämpar sig för t.ex. åtgärdsmodellering	Tidskrävande att sätta upp för större områden	Neitsch m.fl., 2011
WATSHMAN	IVL	Ja	Uppsatt för enskilda avrinnings-områden	Ja	Användarvänlig	Kräver markläckage-data från extern modell.	Zakrisson, J., m.fl., 2004

HBV-NP	SMHI	Ja	Hela Sverige, ca 1000 områden	Ja	Snabb, har använts för PLC5.	Grov rumslig upplösning. Kräver mark-läckagedata från extern modell. Utvecklas ej vidare av SMHI.	Arheimer och Brandt, 2009 Pettersson m.fl. 2001 Arheimer och Wittgren, 2002
Vollenweider	Se 3.5.2						
Delft 3D	Se 3.6.1.5						

Tabell 2. Sammanfattning av modeller för sjöar och vattendrag

4 Diskussion och slutsatser

Det finns idag många modeller för såväl beräkning av en fiskodlings näringsämnesbelastning, dvs. utsläpp av lösta och partikulära näringsämnen, som modeller för att förstå hur en odlings avfall påverkar miljön. Modeller som har använts i Sverige för tillståndsprövning har ofta varit väldigt generella och ofta baserade på enkla budgetmodeller. Man får då snabbt och enkelt en överslagsberäkning med relativt få data och att man enkelt kan standardisera beräkningar. Nackdelen är förstås att det finns en risk för att beräkningen blir för allmän och man missbedömer den påverkan som odlingen i realitetens verkligheten kommer få, såväl lokalt som nedströms. Detta kan slå åt bägge håll och ge både över- och underskattningar av påverkansgraden.

Belastningsberäkningar för en odling kan fås mer noggranna genom att ta hänsyn till fler parametrar än en generell massbalansekvation gör. Många av de parametrar som efterfrågas i en belastningsmodell av den typ som är framtagen i MOM-systemet finns redan tillgängliga hos odlaren eller foderleverantören och en utförligare information om belastning och möjlighet till minskad miljöpåverkan kan därmed relativt enkelt tas fram.

Ingen av de belastningsmodeller som finns idag tar hänsyn till hur mycket av det partikulära avfallet som äts upp av vild fisk, vilket kan vara en betydande parameter i vissa områden (Vita et al, 2004). Vi har inte heller sett att man i modellerna tagit hänsyn till hur stor del av den fosfor som är bunden i fodret som är biotillgängligt. Att minska andelen biotillgängligt fosfor har varit angeläget för många fodertillverkare, men det verkar inte helt klarlagt hur mycket man kan minska miljöbelastningen på detta vis.

I tillståndsansökningar har det varit vanligt att göra bedömningar av eventuell ansamling av partikulärt organiskt material på botten genom överslagsberäkningar från spridning av en medelström och detta är oftast inte ett bra mått på hur spridning sker. Istället är det av vikt att förstå hur variationen i strömfältet är samt vilken risk det finns för att det uppstår långa perioder med svaga strömmar i området. Hur lång mätperiod som behövs för att säkerställa att man fångat strömmens variabilitet i sina mätningar kan variera från plats till plats. Ofta är det sommarmånaderna som har svagast strömmar så mätningar under denna period kan vara att föredra. För MOM-modellens beräkningar har oftast 1 månads strömmätningar använts (Stigebrandt, muntligen). I Skottland har man kravet att minst 15 dagars mätperiod skall finnas att tillgå, med en minsta tillåten tidsupplösning av 20 min mellan mätningarna (www.sepa.org.uk). Hydrodynamiska spridningsmodeller finns att tillgå, men de bygger på kännedom om fekalier och foderresters fallhastigheter, något som ofta inte är fullt känt vilket ytterligare kan försvåra bedömningen.

4.1 Tillgång på kvalitetssäkrade data

Vid all modellering och bedömning så är det tillgången till data för drivning, kalibrering och validering som i slutändan kan hjälpa till att ge en uppskattning av tillförlitligheten i beräkningarna. För alla områden gäller att en rimlig mängd lokala data såväl som data för inkommande vatten i närområdet finns tillgängligt.

Det finns ett antal webbaserade databaser med fri tillgång till data, t.ex. SVAR – Svenskt Vattenarkiv, BED – Baltic Environmental Database, ICES databas, Oceanografiskt Data Center för BALTEX, Sea Data Net och SHARK – Svenskt Havsarkiv. SMHI är av Havs och vattenmyndigheten utsedd till nationell datavärd för SHARK, som innehåller marina fysikaliska, kemiska och marinbiologiska data. Till SHARK levereras såväl nationella data, där utföraren finansieras direkt av Havs- och vattenmyndigheten/Naturvårdsverket och regionala data där utföraren finansieras av en Länsstyrelse, kommun eller Vattenvårdsförbund.

Kvalitetssäkring av data i nationella och internationella databaser sker framförallt genom utförarens rutiner. Det finns oftast utförliga mallar och riktlinjer att tillgå för att försöka säkra att databasen håller god kvalitet. Det sker en hel del utvecklingsarbete på såväl nationell och internationell front där standarder, rutiner, kodlistor, databeskrivningar osv. uppdateras för att säkra konsistenta rutiner mellan olika utförare.

Med dataleverens bifogas också s.k. metadata, d.v.s. en utförlig beskrivning av var, när och hur data samlades in och vem som utförde insamlingen. Ofta vill man också ha beskrivningar av eventuella justeringar som är gjorda av rådata – kalibreringar, beräkningsalgoritmer osv. Det finns också möjlighet för utförarna att kommentera insamlad data, t.ex. rörande problem man stötte på vid insamlingen. Man rekommenderar att en hel del automatiska såväl som manuella kvalitetssäkringar görs av data. På databasernas hemsida kan man oftast hitta dokument som beskriver vilka analyser som datavärdarna rekommenderar. En analys kan innebära att man kontrollerar att dataserien inte innehåller orimliga variationer eller spikar, att positionen som anges inte ligger på land, att djupvärden inte ligger under botten osv. Det kan också innebära att man gör en vetenskaplig rimlighetsanalys av data genom att jämföra med referensvärden och tidigare dataserier i området. Ofta tillkommer här ett visst mått av subjektivitet hos granskaren. I tillägg till utförarens analyser görs oftast en kvalitetsgranskning av data hos datavärden. Om datavärden hittar tveksamheter i data så tas vanligtvis en dialog med utföraren. Denne kan därefter åter granska data och göra eventuella korrigeringar för att leverera data till datavärden på nytt. Efter kvalitetskontroll märks data med en kvalitetsflagga. I SHARK finns t.ex. flaggorna ”ingen kvalitetskontroll utförd”, ”accepterat värde – data kontrollerad och OK”, ”dåligt/felaktigt värde”, ”värdet under detektionsområdet”, ”värdet överstiger detektionsområdet”, ”värde saknas”, ”misstänkt värde – anses misstänkt baserat på kvalitetskontroll”, ”misstänkt extremvärde som kontrollerats och funnits korrekt” och ”uppskattat värde (genom interpolation eller extrapolation)”. Även om kvalitetsgranskning sker av såväl utförare som datavärd kan givetvis fel smyga sig in i databaser. Även graden av kvalitetskontroll som faktiskt utförts kan skilja sig åt mellan olika dataserier. Systematiska fel i en serie kan t.ex. uppkomma som inte är uppenbara om man inte har haft tillgång till goda referensvärden och jämförelse med tidigare data. Därför är det rimligt att också användaren av data från en databas noggrant går igenom databeskrivningar, flaggor samt gör egna analyser av dataserien.

4.2 Val av lämplig odlingslokal

Om man söker lämpliga lokaler för fiskodling är det en god hjälp att använda enkla modeller för att göra en grov sällning av lämpliga och icke lämpliga odlingsområden. För att göra en mer ingående bedömning och uppskattning av odlingsutrymmet behövs troligen fler parametrar samt att ett större område beaktas för att rätt kunna uppskatta såväl lokal påverkansgrad som export av näringsämnen till, och påverkan av, ett angränsande område. Som exempel kan nämnas Skottlands guide för lokalisering av vattenbruk (Scottish Executive, 1999). Där använder man sig av tre olika kategorier vid bedömning: (1) miljö känsliga områden där utvidgning eller nyetablering av fiskodlingar enbart kan accepteras under exceptionella omständigheter, (2) områden där möjligheten till en omfattande utvidgning troligen är begränsad men där det kan finnas möjligheter för förändringar av pågående aktiviteter, en begränsad utvidgning av etablerad odling, eller etablering av odlingar som kan tänkas förbättra miljötillståndet (t.ex. musselodling) samt (3) områden där det bedöms finnas goda möjligheter att uppfylla miljökriterier vid exploatering, även om det även där skall göras en noggrann bedömning kring omständigheterna (Read och Fernandes, 2003). Med en uppskattning av ett områdes känslighet för yttre miljöpåverkan kan man tänka sig att bedömningsunderlagets omfattning och komplexiteten i modellvalet får stå i proportion till den känsligheten. Belastningen från fiskodlingen bör i så fall också uppskattas utifrån en sammantagen bild av övriga belastningskällor på området, i form av punktkällor, diffusa utsläpp eller flodtillrinning.

4.3 Odling i kraftverksmagasin

Generellt sett är kraftverksmagasin i norra Sverige (i fjällen eller nära fjällen) platser med relativt låg naturlig kvävebelastning och låga kvävehalter. Retentionen av näringsämnen ökar generellt med ökande omsättningstid (volym/flöde), vilket innebär att retentionen i många fall blivit större i magasinerna relativt vad den var innan sjön eller vattendraget dämades upp. När man ska bedöma effekter av fiskeodlingar är retentionen en viktig parameter att försöka uppskatta. I ett magasin med hög retention (stor volym i förhållande till utflödet) fastläggs belastningen till stor del i själva magasinet, medan områden nedströms inte påverkas i lika stor omfattning. I ett magasin med låg retention (liten volym i förhållande till utflödet), fastläggs inte lika stor andel i magasinet självt utan transporteras vidare nedströms, vilket då kan drabba känsligare områden längre ner i avrinningsområdet. Hur stor del av kvävet från en punktkälla som kommer att nå kusten beror på nätverket i form av sjöar och vattendrag, och effekten måste uppskattas från fall till fall. Scenarioverktyget i Vattenwebb kan vara ett fritt tillgängligt, webbaserat verktyg för detta (se Appendix II). I verktyget finns siffervärden på beräknad retention från varje delområde till havet. Värdena är baserade på beräkningar med HYPE-modellen.

4.4 Viktiga aspekter för bedömningsunderlag

Nedanstående punkter sammanfattar rapporten genom att lista några viktiga aspekter vid bedömning och modellering av en fiskodlings påverkan på miljön genom sin näringsämnesbelastning (se även kapitel 2). Oavsett vilken modell som används underlättas bedömningen genom att de finns upptagna i underlaget. Gemensamt för alla punkter är att det ska finnas med en motivering till valet av modell, modellens historik och utveckling, tidigare användningsområden och referenser.

1. **Utsläpp från burar:** Tydlig beskrivning av modell och modellantaganden som använts för beräkning av utsläppet från burarna och om uppdelning finns i lösta och partikulära ämnen.
2. **Spridning av partiklar:** Tydlig beskrivning av modell och modellantaganden för beräkning av spridning av partikulära ämnen i vattenmassan, vilka antaganden finns kring fallhastigheter för fekalier och foderrester.
3. **Sedimentation:** Tydlig beskrivning kring beräkningar och antaganden för att uppskatta ansamlingen och påverkansgraden av organiskt material på botten under odlingen. Variabiliteten i strömfältet är av större vikt än medelströmmen.
4. **Vattenkvalitet lokalt:** Tydlig beskrivning av modell och modellantaganden för uppskattning av påverkansgraden i vattenkvaliteten i närheten av odlingen (kustområdet, sjön, regleringsmagasinet), risken för syrebrist i bottenvattnet, samt uppskattning av storleken på transporten till närliggande områden. Av värde här är att uppskatta bärförmågan i ett område, alltså hur stor odling man kan ha utan att få negativ påverkan på miljön p.g.a. näringsämnesbelastningen samt hur mycket av detta utrymme som den planlagda odlingen önskar utnyttja.
5. **Vattenkvalitet regionalt:** Om transporten av näringsämnen till angränsade områden är betydande behövs en beskrivning av hur vattenkvaliteten i de angränsande områdena kan komma att påverkas.
6. **Modellutvärdering:** Tydlig beskrivning av modellens kalibrering, validering samt vilka känslighetsanalyser som har gjorts, uppskattning av tillförlitlighet och felmarginaler.
7. **Databehov:** Tydlig beskrivning av indata som behövs för att driva respektive modell.
8. **Datainsamling:** Tydlig beskrivning av datainsamling, parametrar, metodik, upplösning i tid och rum, och kvalitetskontroller och möjliga felkällor.
9. **Förutsättningar för beräkningar:** Tydlig beskrivning av alla steg och antaganden som är gjorda i beräkningarna och redovisning av numerisk in- och utdata så att beräkningarna kan detaljgranskas och upprepas vid behov.

Appendix I: Begreppslista

Bentiska zonen. Bentiska zonen omfattas av havsbotten och inkluderar de växter och djur som lever där. Bentiska zonen kan utgöras av mjukbottnar eller hårbottnar och täckas mer eller mindre av ansamlingar av sediment.

Bärförmåga. Det maximala antalet individer (eller biomassa) som varaktigt kan livnära sig av resurserna inom ett visst geografiskt område.

Odlingsutrymme. Den odlingsvolym som kan vara tänkbar relativt ett ledigt närsaltsutrymme (vanligen fosforutrymme). Närsaltsutrymmet är en uppskattning av hur mycket ytterligare närsalter ett område tål i förhållande till den uppmätta halten.

Ensemblemodellering. Numerisk metod som främst använts för att göra väderprognoser. Ett antal modellsimuleringar utförs. De skiljer sig åt genom att man använder något olika, men realistiska, begynnelsevärden vid simuleringarna och därmed får något olika resultat. Spridningen i resultaten ger en möjlighet att uppskatta osäkerheten som uppstår vid prediktion. Osäkerhet i resultaten är oundvikligt eftersom dynamiska system (t.ex. vädersystem) är kaotiska och inte helt går att förutsäga. Dessutom är det oundvikligt att startvärdena för modellerna är ofullständiga samt att modellerna i sig är ofullständiga. Idealt sett skall det framtida prediktionen (t.ex. väderprognosen) hamna inom ensemblens spridning. Vid klimatmodellering har man framställt ensembler dels genom att anta olika begynnelsevärden, dels genom att använda olika scenarier och även genom att använda ett antal olika modeller i ensemblen.

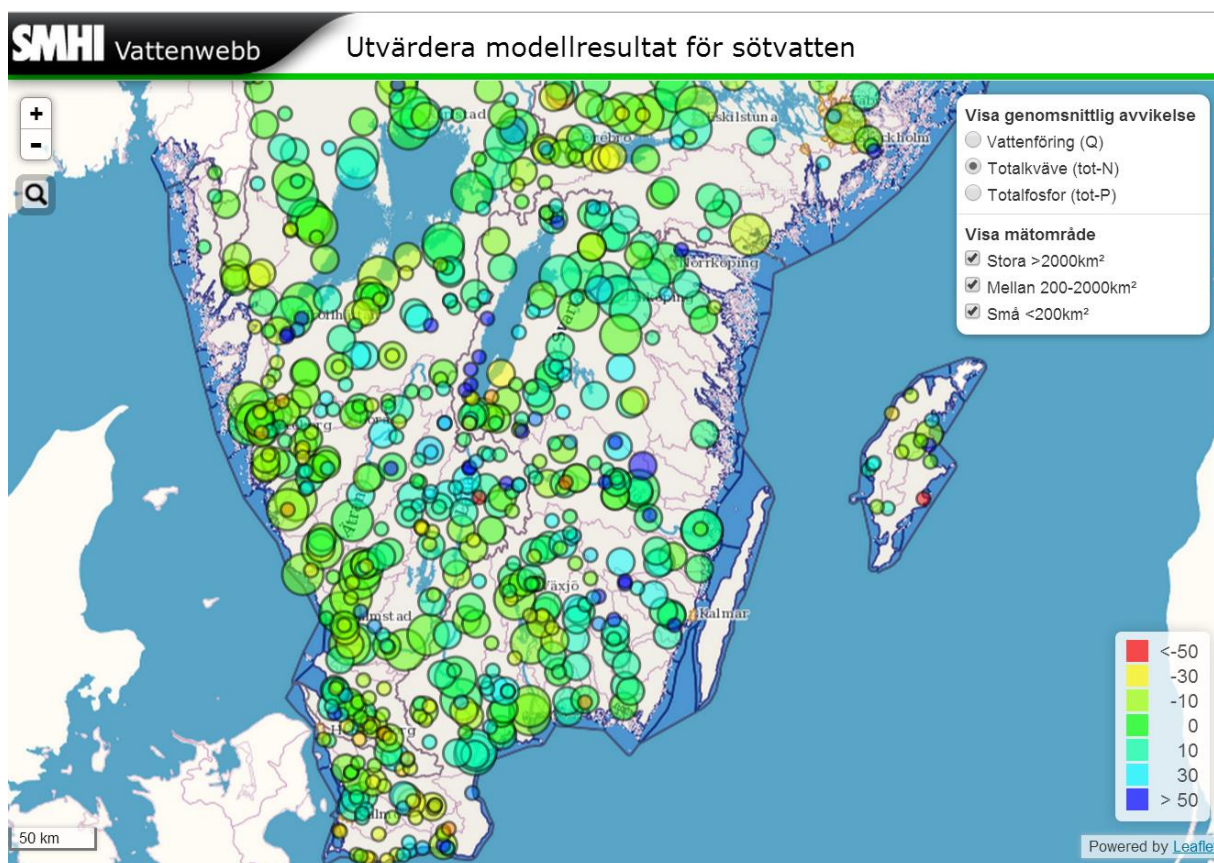
Estuarium. Ett estuarium eller mynningsvik är ett vattenområde som delvis är omgivet av land och där sötvatten blandas med saltvatten och ger en varierande grad av bräckt vatten. Exempel är fjordar eller Östersjön, där en stor mängd flodvatten strömmar ut i det övre skiktet och med ett motriktat flöde med högre salinitet vid botten. De båda lagren blandas och ger vattensikt med bräckvatten. Strömningsmönstret kallas **estaurin cirkulation**.

Primärproduktion. Produktionen av organiskt material i sjöar och hav kallas primärproduktion och utgörs framförallt av tillväxten av olika typer av växtplankton genom fotosyntes. Under den ljusa delen av dygnet fixeras koldioxid och sockermolekyler byggs upp. Under den mörka delen av dygnet används energin för att skapa biomassa genom upptag av närsalter. Om närsalter inte finns tillgängligt byggs ingen biomassa upp. Primärproduktionen utgör grunden för en stor del av ekosystemet i sjöar och hav.

Regressionssamband – regressionsanalys. En statistisk metod som går ut på att skapa en matematisk funktion som beskriver observerade data.

Appendix II. Vattenwebb: ett exempel på ett fritt tillgängligt scenarioverktyg för bedömning av retention, vattenkvalitet och nedströms påverkan

Ett analys- och scenarioverktyg för kväve och fosfor finns tillgängligt på SMHI Vattenwebb, se <http://vattenwebb.smhi.se>. Verktöget ger en möjlighet att studera hur förändrad belastning i olika områden påverkar belastningen nedströms samt att undersöka effekterna av en ökad belastning. På vattenwebb finns två analysverktyg dels för sötvatten och dels för kustvatten, men i dagsläget går scenarier endast att genomföra i sötvatten. Beräkningarna utförs med S-HYPE 2012 och bygger på SVARs (Svenskt Vattenarkiv) uppdelning i avrinningsområden. Egenskaper inom ett område såsom markanvändning, jordarter och olika punktkällor hämtas från tillgängliga databaser och statistik. Detta innebär att S-HYPE inte har kunskap om exakt var till exempel industrier, enskilda avlopp och viss markanvändning finns. Systemet har inte heller kunskap om förändringar som skett efter databasens upprättande. Generellt sett ger verktöget en bra bild av flöden och näringsämnen för Sverige, men det finns dock delar av Sverige där uppskattningarna är något sämre. På Vattenwebb finns utförlig information tillgänglig i S-HYPEs utvärderingsverktyg som visualiserar den genomsnittliga avvikelsen i procent mellan modellvärde och mätdata. Där presenteras utförligt hur modellberäkningar förhåller sig till uppmätta värden (Figurer 13 och 14).



Figur 13. På Vattenwebb finns ett utvärderingsverktyg tillgängligt där det finns möjlighet att få information om tillförlitligheten i resultaten genom ett verktyg som gör jämförelser mellan simulerade värden och observationer. I detta exempel visas utvärderingen för totalkväve i södra Sverige. Varje punkt i kartan motsvarar en mätstation där jämförelse gjorts, och färgen på punkten beskriver modellens avvikelse från mätvärden.

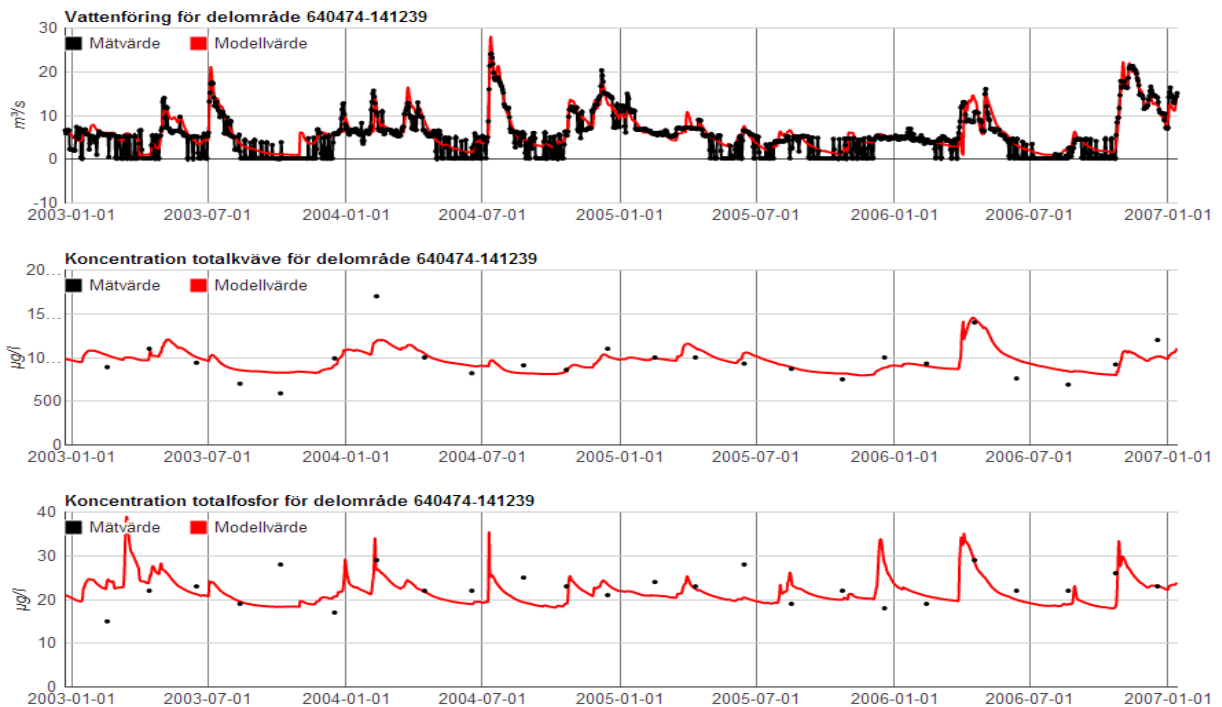
Vid mätstation Carlfors

Delavrinningsområdets id: 640474-141239

Avrinningsområdets area: 600.0 km²

Variabel	Medelvärde mätdata	Medelvärde modell	Genomsnittlig avvikelse
Vattenföring (Q)	5.77 m ³ /s	6.38 m ³ /s	10.54%
Totalkväve (tot-N)	1064.93 µg/l	1018.1 µg/l	-4.4%
Totalfosfor (tot-P)	23.74 µg/l	22.85 µg/l	-3.77%

I tabellen har medelvärden för koncentrationen totalkväve respektive totalfosfor beräknats genom att flödesvikta enskilda värden, se [information om modellutvärderingsmetod](#). I diagrammen nedan visas tidsserier från både modell och mätdata för variablerna vattenföring, totalkväve och totalfosfor. Du kan själv bestämma vilken tidsperiod som ska visas i diagrammen genom att använda scrollfunktionen längst ner.

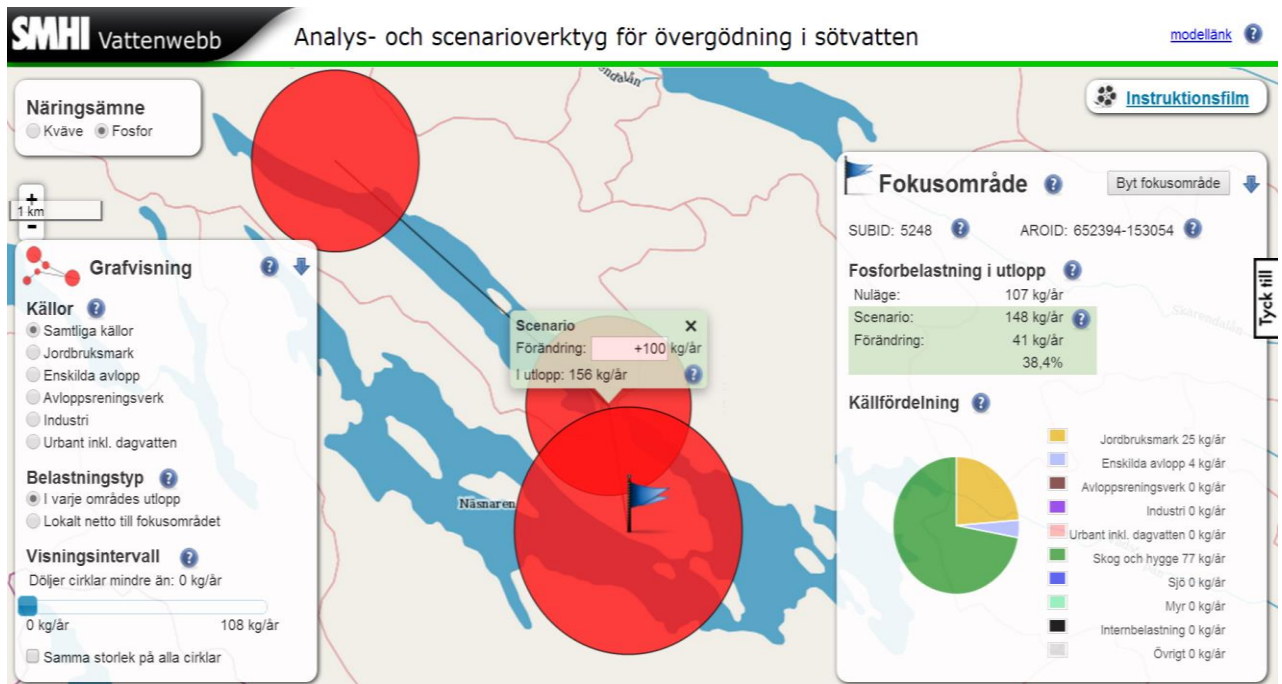


Figur 14. Detaljerad utvärdering av modellberäknad vattenföring (överst), totalkväve (mitten) och totalfosfor (nederst) för Carlfors i Huskvarnaån, en av punkterna i kartan i Figur 13. Observerade värden i svart, simulerade värden i rött. Längst upp finns en tabell med en sammanfattning av medelvärden och de genomsnittliga avvikelserna.

Följande exempel illustrerar hur verktyget fungerar:

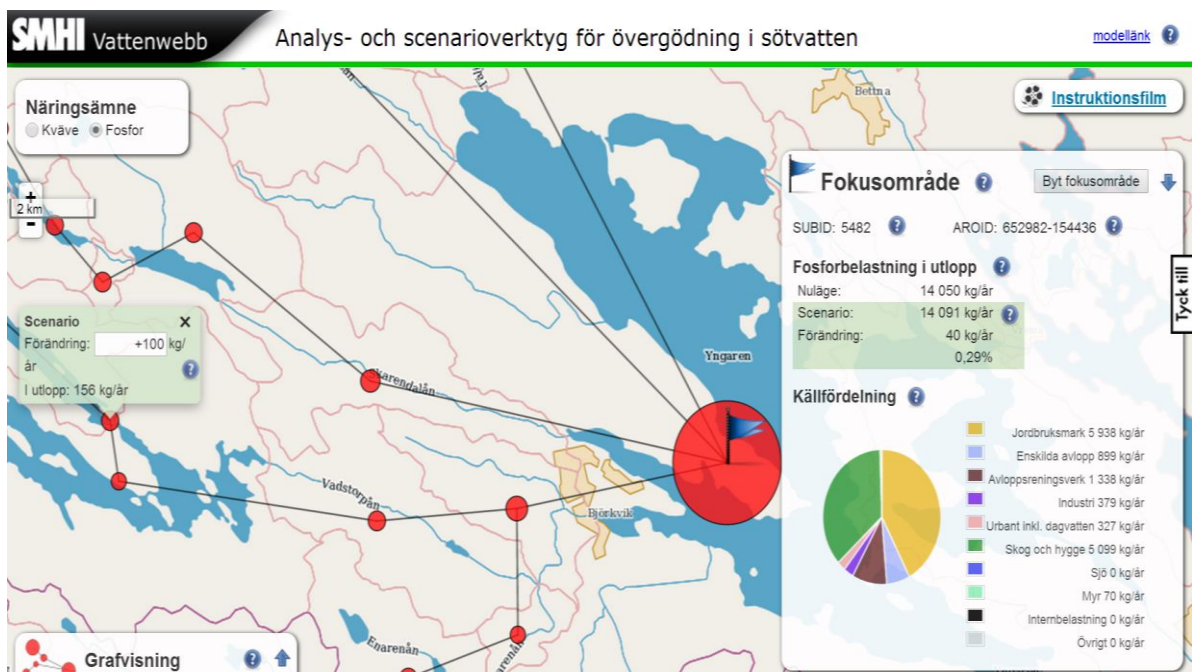
En fiskodling uppskattas bidra med en bruttobelastning av 100 kg totalfosfor per år i sjön Näsnaren i Södermanlands län. Hur stor blir nettobelastningen i sjön, nedströms sjön, samt i Nyköpingsåns mynning i Östersjön?

I analys- och scenarioverktyget markeras först sjön Näsnaren som "fokusområde" (Figur 15). Det hydrologiska nätverket med belastningar visas nu i kartan, och en källfördelning av totalbelastningen i fokusområdet visas i cirkeldiagram. Enligt verktyget är den totala fosforbelastningen ca 107 kg/år, varav ca tre fjärdedelar kommer från skogssektorn. Fiskodlingen kan nu simuleras genom att lägga till 100 kg fosfor inloppet i Näsnaren, dvs. i utloppet av närmaste uppströmsområde. Verktyget räknar då ut att 41 kg återstår vid mynningen av Näsnaren (Figur 15), dvs. 59 kg fastnar i Näsnaren genom olika retentionsprocesser.



Figur 15. Simulerad effekt av en ökad fosforbelastning i inloppet till sjön Näsaren. En ökning av 100 kg tot-P/år till sjön ger en nettoökning med 41 kg P/år i utloppet av Näsaren.

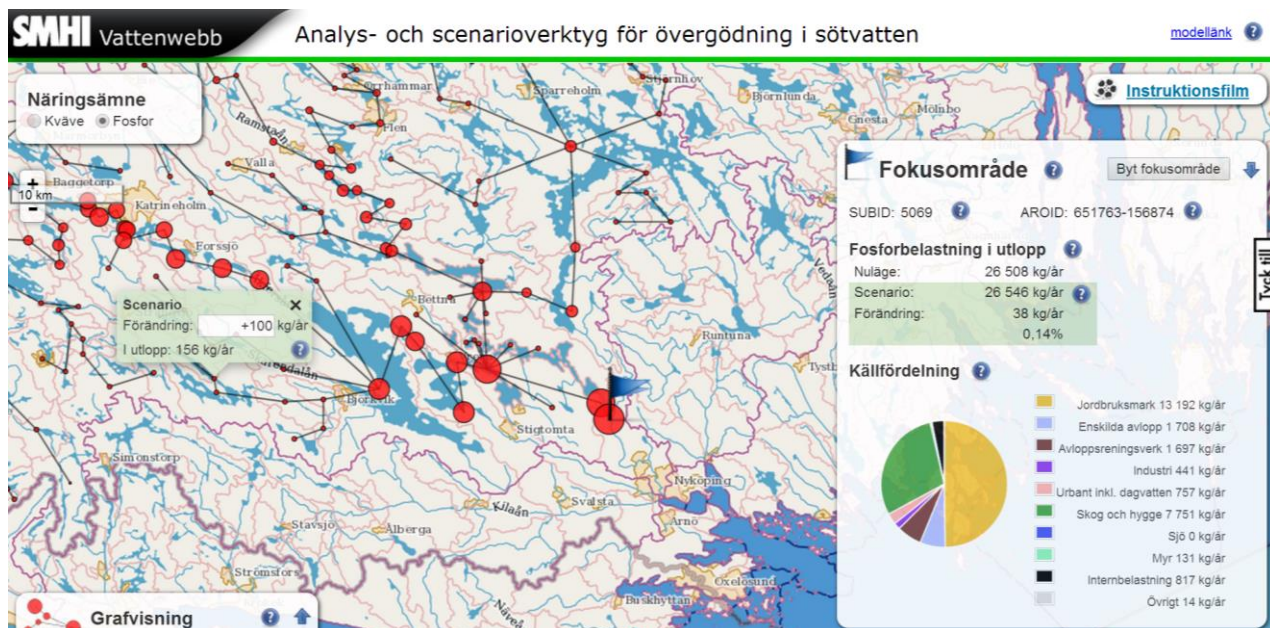
Hur stor blir nu fosforbelastningen av fiskodlingen nedströms Näsaren? Genom att flytta “fokusområdet” i verktyget till nästa sjö nedström, dvs. Yngaren, kan vi se att fiskodlingen ger en nettoökning av 40 kg P/år i Yngarens utlopp, dvs. ytterligare 1 kg fosfor har tagits upp genom retention nedströms Näsaren (Figur 16).



Figur 16. Simulerad effekt av en ökad fosforbelastning i inloppet till sjön Näsaren. En ökning av 100 kg tot-P/år till Näsaren ger en nettoökning med 40 kg P/år i utloppet av Yngaren, nästa sjö nedströms.

Hur stor blir påverkan av fiskodlingen på Östersjön? På samma sätt som tidigare kan “fokusområdet” i verktyget flyttas till mynningen av Nyköpingsån. Här visar verktyget först att ca 26,5 ton P/år transporteras till Östersjön, och att ca hälften av belastningen

kommer från jordbrukssektorn (Figur 17). En ökning med 100 kg P/år i inloppet av Näsnaren (från fiskodlingen) ger en nettoökning av 38 kg/år vid mynningen i Östersjön.



Figur 17. Simulerad effekt av en ökad fosforbelastning i inloppet till sjön Näsnaren. En ökning med 100 kg P/år till sjön ger en nettoökning med 38 kg P/år vid Nyköpingsåns mynning i Östersjön, och detta utgör endast en ökning av den totala belastningen med 0,14%.

Exemplet illustrerar hur det grafiska analys- och scenarioverktyget i SMHI Vattenwebb kan användas för att snabbt bedöma ökad näringsämnesbelastning och nedströms påverkan av en tillkommen punktkälla för näringsämnen. Verktöget kan alltså betraktas som ett slags "retentionskalkylator" som snabbt uppskattar effekterna av olika förändringar i näringsbelastning. Exemplet ovan visade effekter på fosforbelastning, men det är även möjligt att på motsvarande sätt uppskatta effekter på kvävebelastning.

Nuvarande version av verktyget ger en uppskattning utifrån årsmedelvärden som bygger på de belastningar från olika källor som finns i S-HYPE 2012 (bruttobelastning) och en retention för varje delområde som räknats fram utifrån S-HYPE 2012. S-HYPE är utvecklad för att stödja beslutsfattare i arbetet med det europeiska ramdirektivet för vatten.

Kopplingar mellan VISS och Vattenwebb

Det finns kopplingar mellan vattenförvaltningens rapporteringsverktyg, VISS (VattenInformationssystem i Sverige, <http://viss.lansstyrelsen.se>) och SMHI Vattenwebb (<http://vattenwebb.smhi.se>) som gör att man till viss del hittar samma information i båda portaler. Kartsikterna med SMHIs delavrinningsområden, huvudavrinningsområden samt kustområden finns i båda karttjänsterna. Metadata tillhörande SMHIs hydrologiska grundnät ingår i VISS under NMÖ hydrologiska grundnätet. Data från dessa mätstationer kan för närvarande endast hämtas från Vattenwebb.

Även modellberäknade statusklassificeringar (stöddparametrar) från Vattenwebb har importerats i VISS. Detta gäller både statusklassificeringar av hydrologisk regim i sjö- och vattendragsvattenförekomster, samt statusklassificeringar av fys-kem parametrar i kustvattenförekomster. Dessa modellbaserade beräkningar utgör i många fall grunden för den sammanvägda statusklassificeringen där mätdata saknas.

De data som beskrivits ovan har importerats från Vattenwebb och lagts till i VISS av administratörer. Utöver dessa finns även dynamisk datalänk mellan Vattenwebb och VISS genom den REST-baserade webbtjänsten vattenwebws. Webbtjänsten gör det möjligt att hämta information från SMHI och presentera denna i VISS utan att användaren behöver besöka Vattenwebb. För närvarande hämtas information om vattenförekomster (månadsmedelvärden av vattenflöden) med tillhörande avrinningsområden (markanvändning och jordarter) genom denna webbtjänst för att visas i VISS.

Det finns inga begränsningar för att utvidga webbtjänsten vattenwebws till att även omfatta beräkningar av t.ex. näringsämnesbelastning och källfördelning av näringsämnen, så att även denna information från Vattenwebb kan visas direkt i VISS.

Referenser

- Alanärä, A., 2012. Förslag till modeller för tillståndsbedömning av fiskodling, kontrollprogram och analys av miljöpåverkan. Institutionen för Vilt, Fisk och Miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet, Rapport 9,
- Alanärä, A., Strand, Å., 2011. Fiskodlingens närsaltsbelastning. Rapport / Sveriges lantbruksuniversitet, Inst. för Vilt, Fisk och Miljö. Vol. 2011:1.
- Andersen, J.H., Axe P., Backer, H., Carstensen, J., Claussen, U., Fleming-Lehiten V. et al., 2011. Getting the measure of eutrophication in the Baltic Sea: towards improved assessment principles and methods. *Biogeochemistry*, 106, 137-156.
- Arheimer, B and Brandt, M., 1998. Modelling nitrogen transport and retention in the catchments of southern Sweden. *Ambio* 27, 471-480.
- Arheimer, B., Dahné, J., Donnelly, C., Lindström, G., Strömqvist, J., 2011a. Water and nutrient simulations using the HYPE model for Sweden vs. the Baltic Sea basin – influence of input-data quality and scale. *Hydrology research* 43, 315-329.
- Arheimer, B., Dahné, J., Lindström, G. Marklund, L. and Strömqvist, J., 2011b. Multi-variable evaluation of an integrated model system covering Sweden (S-HYPE). *IAHS Publ.* 345, 145-150.
- Arheimer, B., Wittgren, H.B., 2002. Modelling Nitrogen Retention in Potential Wetlands at the Catchment Scale. *Ecological Engineering* 19, 63-80.
- Bergheim, A., Braaten, B., 2007. Model of outlets from Norwegian fish farms to the sea. Report IRIS 2007/180. International Research Institute of Stavanger (IRIS), 35 pp.
- Chamberlain, J., Stucchi, D., 2007. Simulating the effects of parameter uncertainty on waste model predictions of marine finfish aquaculture. *Aquaculture*, 272, 296-311.
- Cole, T.M. and S. Wells., 2000. CE-QUAL-W2: A Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.
- Cromey, C.J., Nickell, T.D., Black, K.D., 2002. DEPOMOD – modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. *Aquaculture*, 214, 211-239.
- Cohn, T.A., et al., 1992. The validity of a simple statistical model for estimating fluvial constituent loads: An empirical study involving nutrient loads entering Chesapeake Bay. *Water resources research* 28, 2353-2363.
- Culberson, S.T., Piedrahita, R.H., 1996. Aquaculture pond ecosystem modelling: temperature and dissolved oxygen prediction – mechanisms and application. *Ecological modelling* 89, 231-258.
- DHI, 2012. Kimberley Aquaculture Zone. Environmental Field Studies and Numerical Modelling in Support of an EIS. Final Report, 272 sidor.
- Dinicola, R.S., 1990, Characterization and simulation of rainfall-runoff relations for headwater basins in western King and Snohomish Counties, Washington: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 89-4052, 52 p.
- Donigian, A.S., Jr., Imhoff, J.C., Bicknell, Brian, Kittle, J.L., Jr., 1984, Application guide for Hydrological Simulation
- Edelvang, K., Erichsen, A.C., Alvarez-Berastegui, D., Bundgaard, K., Viskum Jørgensen, P., Kaas, H., 2005. Numerical Modelling of Phytoplankton Biomass in Coastal Waters, *Jour. Marine Systems*, 57. 13-29.

- Eilola, K., Gustafsson, B.G., Kusnetzov, I., Meier, H.E.M., Savchuk, O.P., 2011. Evaluation of biogeochemical cycles in an ensemble of three state-of-the-art numerical models of the Baltic Sea. *J. Mar. Syst.*, 88, 267-284.
- Eilola, K., Meier, H.E.M., Almroth, E., 2009. On the dynamics of oxygen, phosphorus and cyanobacteria in the Baltic Sea; A model study. *Journal of Marine Systems* 75, 163-184.
- Ervik, A., Hansen, P.K., Aure, J., Stigebrandt, A., Johannessen, J. and Jahnsen, P., 1997. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming: I. The concept of MOM (Modelling – Ongrowing fish farms – Monitoring). *Aquaculture* 158, 85-94.
- Ferreira, J.G., 1995. ECOWIN – an object-oriented ecological model for aquatic ecosystems. *Ecological Modelling*, 79, 21-34.
- Ferreira, J.G., Hawkins, A.J.S., Bricker, S.B., 2007. Management of productivity environmental effects and profitability of shellfish aquaculture – the Farm Aquaculture Resources Management (FARM) model. *Aquaculture* 264, 160-174.
- Ferreira, J.G., Sequeira, A., Hawkins, A.J.S., Newton, A., Nickell, T.D. et al., 2009. Application of the FARM model to multiple systems and shellfish species. *Aquaculture* 289, 32-41.
- Ferreira, J.G., Andersson, H.C., Corner, R.A., Desmit, X., Fang, Q. et al, 2004. SPEAR Sustainable Options for People, Catchment and Aquatic Resources. IMAR, Institute of Marine Research, Portugal, 180 pp.
- Findlay, R.H., Watling, L., 1995. Toward a process level model to predict the effects of salmon net-pen aquaculture on the benthos. In B.T. Hargrave [ed]: *Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture*. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., 1949:xi+125 pp.
- Ford, A., 1999. *Modelling the Environment*. Island Press, Washington DC, 319-352.
- Gowen, R.J., 1994. Managing eutrophication associated with aquaculture development. *J. Appl. Ichthyol.* 10, 242-257.
- Gustafsson, B.G., 2003. A time-dependent coupled-basin model for the Baltic Sea. Report C47, Earth Sciences Centre, Göteborg University, Göteborg, 61 pp.
- Gyllenhammar, A., Håkanson, L., 2005. Environmental consequence analysis of fish farm emissions related to different scales and exemplified by data from the Baltic – a review. *Marine Environmental Res.*, 60, 211-243.
- Hansen, P.K., Ervik, A., Schaanning, M., Johannessen, P., Aure, J., Jahnsen, T., Stigebrandt, A., 2001. Regulating the local environmental impact of intensive, marine fish farming II: The monitoring programme of the the MOM system (Modelling – Ongrowing fish farms – Monitoring). *Aquaculture*, 194, 75-92.
- Hasler, B., Smart, J.C.R., Fonnesbech-Wulff, A., 2011. Deliverable 8.1. RECOCCA. Structure of BALTCOST Drainage Basin scale abatement cost minimisation model for nutrient reductions in Baltic Sea regions. http://nest.su.se/recoca/deliverable_8.1.pdf
- HELCOM, 2013. Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic Sea region. *Baltic Sea Env. Proc.* No. 133, 134 pp.
- HELCOM, 2014. Eutrophication status of the Baltic Sea 2007-2011. A concise thematic assessment. *Baltic Sea Env. Proc.* No 143, 40 pp.

- Islam, M.S., 2005. Nitrogen and phosphorus budget in coastal and marine cage aquaculture and impacts of effluent loading on ecosystem: review and analysis towards model development. *Marine Pollution Bulletin*, 50, 48-61.
- Jamu, D.M., Piedrahita, R.H., 2002. An organic and nitrogen dynamics model for the ecological analysis of integrated aquaculture/agriculture systems: 1. Model development and calibration. *Environmental modelling and software* 17, 517-582.
- Jha, M. K., Gupta, A. D., 2003. Application of Mike Basin for water management strategies in a watershed. *Water International*, Vol. 28:1.
- Johanson, R.C., Imhoff, J.D., and Davis, H.H., Jr., 1980, Users manual for hydrological simulation program - Fortran (HSPF):Environmental Research Laboratory, EPA-600/9-80-015, Athens, Ga., April 1980.
- Johansson, T., Nordvarg, L., 2002. Empirical mass balance models calibrated for freshwater fish farm emissions. *Aquaculture*, 212, 191-211.
- Jonsson, B., Alanärä, A., 2000. svensk fiskodlings närsaltsbelastning – faktiska nivåer och framtida utveckling. Vattenbruksinstitutionen, Sveriges Lantbruksuniversitet, Rapport nr 18.
- Jorgensen, S. E., 1999. State-of-the-art of ecological modeling with emphasis on development of structural dynamic models. *Ecological Modeling* 120, 75–96.
- Lindström, G., Pers, C.P., Rosberg, R., Strömqvist, J., Arheimer, B., 2010. Development and test of the HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) model – A water quality model for different spatial scales. *Hydrology Research* 41.3-4:295-319.
- Marmefelt, E., Arheimer, B., Langner, J., 1999. An integrated biogeochemical model system for the Baltic Sea. *Hydrobiologia*, 45-56.
- Marmefelt, E., Olsson, H., Lindow, H., Svensson, J., 2000. Development of an Ecological Model System for the Kattegat and the Southern Baltic. SMHI Rapport Oceanografi (RO) nr 29, 76 pp.
- Meier, H. E. M., Andersson, H.C., 2012. ECOSUPPORT: A Pilot Study on Decision Support for Baltic Sea Environmental Management. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 41, 529-533.
- Meier, H.E.M., Döscher, R., Faxén, T., 2003. A multiprocessor coupled ice-ocean model for the Baltic Sea: Application to salt inflow. *J. Geophys. Res.*, 108:3273.
- Munro, L.I., Falconer, L., Telfer, T.C., Ross, L.G., 2010. Review of Environmental Models. SEAT Deliverable Ref: D 4.1.54 pp. www.seatglobal.eu
- Neitsch, S.L, Arnold, J.G., Kiniry, J.R. and Williams, J.R. 2011. Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009.
- Neumann, T., Fennel, W., Kremp, C., 2002. Experimental simulations with an ecosystem model of the Baltic Sea: A nutrient load reduction experiment. *Global Biogeochem. Cycles*, 16, 1033.
- Naturvårdsverket, 1993. Fiskodling. Planering, tillstånd, tillsyn. Naturvårdsverket Allmänna Råd 93:10, 88 s.
- Nordvarg, L., Håkanson, L., 2002. Predicting the environmental response of fish farming in coastal areas of the Åland archipelago (Baltic Sea) using management models for coastal water planning. *Aquaculture*, 206, 217-243.
- Nordvarg, L., Johansson, T., Håkanson, L., 2000. Modell för dimensionering av fiskodling i kustområden. Vattenbruksinstitutionen, Umeå, Rapport 23, 40 s.

- OECD, 1982. Eutrophication of waters monitoring, assessment and control. OECD, Paris, 154 pp.
- Passenko, J., Lessin, G., Raudsepp, U., Erichsen, A.C., 2008. Validation of Hydrostatic and Non-hydrostatic versions of Hydrodynamic Model MIKE 3 Applied for the Baltic Sea. *Estonian J. of Engineering*, 14, 255-270.
- Pettersson, A., Arheimer, B., Johansson, B., 2001. Nitrogen concentrations simulated with HBV-N: new response function and calibration strategy. *Nordic Hydrology* 32, 227-248.
- Rasmussen, E.K., Petersen, O.S., Thomsen, J.R., Flower, R.J., Ayache, F., Kraiem, M. and Chouba, L., 2009. Model analysis of the future water quality of the eutrophicated Ghar El Melh lagoon (Northern Tunisia). *Hydrobiologia*, 622:172-193.
- Read, P., Fernandes, T., 2003. Management of environmental impacts of marine aquaculture in Europe. *Aquaculture*, 226, 139-163.
- Reckhow, K. H., 1994. Water quality simulation modeling and uncertainty analysis for risk assessment and decision making. *Ecological Modelling*, 72, 1-20.
- Rossman, L. A., Boulos, P.F., 1996. Numerical methods for modeling water quality in distribution systems: A comparison. *Journal of Water Resources Planning and Management* 122, 137-146.
- Sahlberg, J., 2009. The Coastal Zone Model. SMHI Report Oceanography, No 98, 28 pp.
- Savchuk, O.P., 2002. Nutrient biogeochemical cycles in the Gulf of Riga: Scaling up field studies with a mathematical model. *J. Marin. Syst.*, 32, 235-280.
- Scottish Executive, 1999. Locational guidelines for the authorisation of marine fish farms in Scottish waters. Policy Guidance Note: Marine Fish Farming. Scottish Executive, Edinburgh, Scotland, 168 pp.
- Schindler, D.W., 1978. Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters. *Limnol. Oceanogr.*, 23, 478-486.
- SEPA, 2010. Regulation and monitoring of marine cage fish farming in Scotland – a manual of procedures. Annex F. Seabed Monitoring and Assessment. Scottish Environmental Protection Agency.
- Shrestha, S., Kazama, F., 2007. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. *Environmental Modelling & Software* 22, 464-475.
- Sonesten, L., Wallin, M. och Kvarnäs, H., 2004. Kväve och fosfor till Vänern och Västerhavet. Transporter, retention och åtgärdsscenariern inom Göta älvs avrinningsområde. – Länsstyrelsen i Västra Götalands län, rapport nr 2004:33.ISSN 1403-168X. (Nitrogen and phosphorus loading on Lake Vänern and Västerhavet Sea. Transport, retention and nutrient reduction measures within the River Göta catchment. – County Administration of Västra Götaland, report no 2004:33.ISSN 1403-168X).
- Smith, J., Smith P., 2007. *Environmental Modelling: An introduction*. Oxford University Press, New York, USA.
- Stigebrandt, A., 2001. FJORDENV – a water quality model for fjords and other inshore waters. Report C20, Earth Sciences Centre, Göteborg University, 41 pp.
- Stigebrandt, A., 2011. Carrying capacity: general principles of model construction. *Aquaculture Research* 42, 41-50.

- Stigebrandt, A., Aure, J., 1995. Modell for kritisk organisk belastning under fiskeoppdrettsanlegg. Havforskningsinstituttet, Norge Rapport Fisken og Havet, nr 26.
- Stigebrandt, A., Aure, J., Ervik, A., Kupka Hansen, P., 2004. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming: III. A model for estimation of the holding capacity in the Modelling–Ongrowing fish farm–Monitoring system. *Aquaculture* 234, 239-261.
- Strömqvist, J., Arheimer, B., Dahné, J., Donnelly, C., Lindström, G., 2011. Water and nutrient predictions in ungauged basins – Set-up and evaluation of a model at the national scale. *Hydrological Sciences Journal*, 57:2, 229-247.
- Svensson, U., 1998. PROBE An Instruction Manual. SMHI Rapport Oceanografi (RO) nr 24.
- Wade, A. J., Whitehead, P. G. and Butterfield, D., 2002. The Integrated Catchments model of Phosphorus dynamics (INCA-P), a new approach for multiple source assessment in heterogeneous river systems: model structure and equations, *Hydrology and Earth Systems Sciences*, 6, 583-606.
- Van Rijn, J., 1996. The potential for integrated biological treatment systems in recirculating fish culture—a review. *Aquaculture*, 139, 181-201.
- Whitehead, P.G., Wilson, E.J. and Butterfield, D., 1998. A semi-distributed Integrated Nitrogen Model for Multiple source assessment in Catchments (INCA): Part I - Model Structure and Process Equations. *Science of the Total Environment*, 210/211: 547-558.
- Widén-Nilsson, Hansson, K., Wallin, M., Lindgren, G., 2008. The Fyris model Version 3.2. Technical description. – Swedish University of Agricultural Sciences, Dept. of Environmental Assessment, Report 2012: 9, ISSN 1403-977X.
- Vita, R., Marin, A., Madrid, J.A., Jimenez-Brinquis, B., Cesar, A., Marin-Guirao, L., 2004. Effects of wild fishes on waste exportation from a Mediterranean fish farm. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 277, 253-261.
- Yan, N.D., 2005. Research needs for the management of water quality issues, particularly phosphorus and oxygen concentrations, related to salmonid cage aquaculture in Canadian freshwaters. *Environ. Rev.* 13, 1-19.
- Zakrisson, J. Ekstrand, S. och Olshammar, M., 2004. Fosfor- och kvävemodellering för avrinningsområden i relation till EU:s vattendirektiv (C21/02). Fallstudie Sagån. IVL Rapport B1550
- Zhang, J., Hansen, P.K., Fang, J., Wang, W., Jiang, Z., 2009. Assessment of the local environmental impact of intensive marine shellfish and seaweed farming – application of the MOM system in the Sungo Bay, China. *Aquaculture*, 287, 304-310.
- Zhou, B., Du, J., 2010. Fog prediction from a multimodel mesoscale ensemble prediction system. *Weather and forecasting*, 25, 303-322

I serien OCEANOGRAFI har tidigare utgivits:

- 1 Lennart Funkquist (1985)
En hydrodynamisk modell för spridnings-
och cirkulationsberäkningar i Östersjön
Slutrapport.
- 2 Barry Broman och Carsten Pettersson.
(1985)
Spridningsundersökningar i yttre fjärden
Piteå.
- 3 Cecilia Ambjörn (1986).
Utbyggnad vid Malmö hamn; effekter för
Lommabuktens vattenutbyte.
- 4 Jan Andersson och Robert Hillgren (1986).
SMHI:s undersökningar i Öregrundsgrepen
perioden 84/85.
- 5 Bo Juhlin (1986)
Oceanografiska observationer utmed
svenska kusten med kustbevakningens
fartyg 1985.
- 6 Barry Broman (1986)
Uppföljning av sjövärmepump i Lilla
Värtan.
- 7 Bo Juhlin (1986)
15 års mätningar längs svenska kusten med
kustbevakningen (1970 - 1985).
- 8 Jonny Svensson (1986)
Vågdata från svenska kustvatten 1985.
- 9 Barry Broman (1986)
Oceanografiska stationsnät - Svenskt
Vattenarkiv.
- 10 **Vakant – kommer ej att utnyttjas!**
- 11 Cecilia Ambjörn (1987)
Spridning av kylvatten från Öresundsverket
- 12 Bo Juhlin (1987)
Oceanografiska observationer utmed
svenska kusten med kustbevakningens
fartyg 1986.
- 13 Jan Andersson och Robert Hillgren (1987)
SMHI:s undersökningar i Öregrundsgrepen
1986.
- 14 Jan-Erik Lundqvist (1987)
Impact of ice on Swedish offshore
lighthouses. Ice drift conditions in the area
at Sydostbrotten - ice season 1986/87.
- 15 SMHI/SNV (1987)
Fasta förbindelser över Öresund - utredning
av effekter på vattenmiljön i Östersjön.
- 16 Cecilia Ambjörn och Kjell Wickström
(1987)
Undersökning av vattenmiljön vid
utfyllnaden av Kockums varvsbassäng.
Slutrapport för perioden
18 juni - 21 augusti 1987.
- 17 Erland Bergstrand (1987)
Östergötlands skärgård - Vattenmiljön.
- 18 Stig H. Fonselius (1987)
Kattegatt - havet i väster.
- 19 Erland Bergstrand (1987)
Recipientkontroll vid Breviksnäs fiskodling
1986.
- 20 Kjell Wickström (1987)
Bedömning av kylvattenrecipienten för ett
kolkraftverk vid Oskarshamnsverket.
- 21 Cecilia Ambjörn (1987)
Förstudie av ett nordiskt modellsystem för
kemikaliespridning i vatten.
- 22 Kjell Wickström (1988)
Vågdata från svenska kustvatten 1986.
- 23 Jonny Svensson, SMHI/National Swedish
Environmental Protection Board (SNV)
(1988)
A permanent traffic link across the
Öresund channel - A study of the hydro-
environmental effects in the Baltic Sea.
- 24 Jan Andersson och Robert Hillgren (1988)
SMHI:s undersökningar utanför Forsmark
1987.
- 25 Carsten Peterson och Per-Olof Skoglund
(1988)
Kylvattnet från Ringhals 1974-86.

- 26 Bo Juhlin (1988)
Oceanografiska observationer runt svenska kusten med kustbevakningens fartyg 1987.
- 27 Bo Juhlin och Stefan Tobiasson (1988)
Recipientkontroll vid Breviksnäs fiskodling 1987.
- 28 Cecilia Ambjörn (1989)
Spridning och sedimentation av tippat lermaterial utanför Helsingborgs hamnområde.
- 29 Robert Hillgren (1989)
SMHIs undersökningar utanför Forsmark 1988.
- 30 Bo Juhlin (1989)
Oceanografiska observationer runt svenska kusten med kustbevakningens fartyg 1988.
- 31 Erland Bergstrand och Stefan Tobiasson (1989)
Samordnade kustvattenkontrollen i Östergötland 1988.
- 32 Cecilia Ambjörn (1989)
Oceanografiska förhållanden i Brofjorden i samband med kylvattenutsläpp i Trommekilen.
- 33a Cecilia Ambjörn (1990)
Oceanografiska förhållanden utanför Vendelsöfjorden i samband med kylvattenutsläpp.
- 33b Eleonor Marmefelt och Jonny Svensson (1990)
Numerical circulation models for the Skagerrak - Kattegat. Preparatory study.
- 34 Kjell Wickström (1990)
Oskarshamnsverket - kylvattenutsläpp i havet - slutrapport.
- 35 Bo Juhlin (1990)
Oceanografiska observationer runt svenska kusten med kustbevakningens fartyg 1989.
- 36 Bertil Håkansson och Mats Moberg (1990)
Glommaälvens spridningsområde i nord-östra Skagerrak
- 37 Robert Hillgren (1990)
SMHIs undersökningar utanför Forsmark 1989.
- 38 Stig Fonselius (1990)
Skagerrak - the gateway to the North Sea
- 39 Stig Fonselius (1990)
Skagerrak - porten mot Nordsjön.
- 40 Cecilia Ambjörn och Kjell Wickström (1990)
Spridningsundersökningar i norra Kalmarsund för Mönsterås bruk.
- 41 Cecilia Ambjörn (1990)
Strömningsteknisk utredning avseende utbyggnad av gipsdeponi i Landskrona.
- 42 Cecilia Ambjörn, Torbjörn Grafström och Jan Andersson (1990)
Spridningsberäkningar - Klints Bank.
- 43 Kjell Wickström och Robert Hillgren (1990)
Spridningsberäkningar för EKA-NOBELS fabrik i Stockviksverken.
- 44 Jan Andersson (1990)
Brofjordens kraftstation - Kylvattenspridning i Hanneviken.
- 45 Gustaf Westring och Kjell Wickström (1990)
Spridningsberäkningar för Höganäs kommun.
- 46 Robert Hillgren och Jan Andersson (1991)
SMHIs undersökningar utanför Forsmark 1990.
- 47 Gustaf Westring (1991)
Brofjordens kraftstation - Kompletterande simulering och analys av kylvattenspridning i Trommekilen.
- 48 Gustaf Westring (1991)
Vågmätningar utanför Kristianopel - Slutrapport.
- 49 Bo Juhlin (1991)
Oceanografiska observationer runt svenska kusten med kustbevakningens fartyg 1990.
- 50A Robert Hillgren och Jan Andersson (1992)
SMHIs undersökningar utanför Forsmark 1991.

- 50B Thomas Thompson, Lars Ulander, Bertil Håkansson, Bertil Brusmark, Anders Carlström, Anders Gustavsson, Eva Cronström och Olov Fäst (1992). BEERS -92 Final edition
- 51 Bo Juhlin (1992)
Oceanografiska observationer runt svenska kusten med kustbevakningens fartyg 1991.
- 52 Jonny Svensson och Sture Lindahl (1992)
Numerical circulation model for the Skagerrak - Kattegat.
- 53 Cecilia Ambjörn (1992)
Isproppsförebyggande muddring och dess inverkan på strömmarna i Torneälven.
- 54 Bo Juhlin (1992)
20 års mätningar längs svenska kusten med kustbevakningens fartyg (1970 - 1990).
- 55 Jan Andersson, Robert Hillgren och Gustaf Westring (1992)
Förstudie av strömmar, tidvatten och vattenstånd mellan Cebu och Leyte, Filippinerna.
- 56 Gustaf Westring, Jan Andersson, Henrik Lindh och Robert Axelsson (1993)
Forsmark - en temperaturstudie. Slutrapport.
- 57 Robert Hillgren och Jan Andersson (1993)
SMHIs undersökningar utanför Forsmark 1992.
- 58 Bo Juhlin (1993)
Oceanografiska observationer runt svenska kusten med kustbevakningens fartyg 1992.
- 59 Gustaf Westring (1993)
Isförhållandena i svenska farvatten under normalperioden 1961-90.
- 60 Torbjörn Lindkvist (1994)
Havsområdesregister 1993.
- 61 Jan Andersson och Robert Hillgren (1994)
SMHIs undersökningar utanför Forsmark 1993.
- 62 Bo Juhlin (1994)
Oceanografiska observationer runt svenska kusten med kustbevakningens fartyg 1993.
- 63 Gustaf Westring (1995)
Isförhållanden utmed Sveriges kust - isstatistik från svenska farleder och farvatten under normalperioderna 1931-60 och 1961-90.
- 64 Jan Andersson och Robert Hillgren (1995)
SMHIs undersökningar utanför Forsmark 1994.
- 65 Bo Juhlin (1995)
Oceanografiska observationer runt svenska kusten med kustbevakningens fartyg 1994.
- 66 Jan Andersson och Robert Hillgren (1996)
SMHIs undersökningar utanför Forsmark 1995.
- 67 Lennart Funkquist och Patrik Ljungemyr (1997)
Validation of HIROMB during 1995-96
- 68 Maja Brandt, Lars Edler och Lars Andersson (1998)
Översvämningar längs Oder och Wisla sommaren 1997 samt effekterna i Östersjön.
- 69 Jörgen Sahlberg SMHI och Håkan Olsson, Länsstyrelsen, Östergötland (2000).
Kustzonmodell för norra Östergötlands skärgård.
- 70 Barry Broman (2001)
En vågatlas för svenska farvatten.
Ej publicerad
- 71 ***Vakant – kommer ej att utnyttjas!***
- 72 Fourth Workshop on Baltic Sea Ice Climate Norrköping, Sweden 22-24 May, 2002
Conference Proceedings
Editors: Anders Omstedt and Lars Axell
- 73 Torbjörn Lindkvist, Daniel Björkert, Jenny Andersson, Anders Gyllander (2003)
Djupdata för havsområden 2003
- 74 Håkan Olsson, SMHI (2003)
Erik Årnefelt, Länsstyrelsen Östergötland
Kustzonssystemet i regional miljöanalys
- 75 Jonny Svensson och Eleonor Marmefelt (2003)
Utvärdering av kustzonmodellen för norra Östergötlands och norra Bohusläns skärgårdar

- 76 Eleonor Marmefelt, Håkan Olsson, Helma Lindow och Jonny Svensson, Thalassos Computations (2004)
Integrerat kustzonssystem för Bohusläns skärgård
- 77 Philip Axe, Martin Hansson och Bertil Håkansson (2004)
The national monitoring programme in the Kattegat and Skagerrak
- 78 Lars Andersson, Nils Kajrup och Björn Sjöberg (2004)
Dimensionering av det nationella marina pelagialprogrammet
- 79 Jörgen Sahlberg (2005)
Randdata från öppet hav till kustzonsmodellerna (Exemplet södra Östergötland)
- 80 Eleonor Marmefelt, Håkan Olsson (2005)
Integrerat Kustzonssystem för Hallandskusten
- 81 Tobias Strömberg (2005)
Implementation of a Flux Corrected Transport scheme in the Rossby Centre Ocean model
- 82 Martin Hansson (2006)
Cyanobakterieblomningar i Östersjön, resultat från satellitövervakning 1997-2005
- 83 Kari Eilola, Jörgen Sahlberg (2006)
Model assessment of the predicted environmental consequences for OSPAR problem areas following nutrient reductions
- 84 Torbjörn Lindkvist, Helma Lindow (2006)
Fyrskjeppsdata. Resultat och bearbetningsmetoder med exempel från Svenska Björn 1883 – 1892
- 85 Pia Andersson (2007)
Ballast Water Exchange areas – Prospect of designating BWE areas in the Baltic Proper
- 86 Elin Almroth, Kari Eilola, M. Skogen, H. Søiland and Ian Sehested Hansen (2007)
The year 2005. An environmental status report of the Skagerrak, Kattegat and North Sea
- 87 Eleonor Marmefelt, Jörgen Sahlberg och Marie Bergstrand (2007)
HOME Vatten i södra Östersjöns vattendistrikt. Integrerat modellsystem för vattenkvalitetsberäkningar
- 88 Pia Andersson (2007)
Ballast Water Exchange areas – Prospect of designating BWE areas in the Skagerrak and the Norwegian Trench
- 89 Anna Edman, Jörgen Sahlberg, Niclas Hjerdt, Eleonor Marmefelt och Karen Lundholm (2007)
HOME Vatten i Bottenvikens vattendistrikt. Integrerat modellsystem för vattenkvalitetsberäkningar
- 90 Niclas Hjerdt, Jörgen Sahlberg, Eleonor Marmefelt och Karen Lundholm (2007)
HOME Vatten i Bottenhavets vattendistrikt. Integrerat modellsystem för vattenkvalitetsberäkningar
- 91 Elin Almroth, Morten Skogen, Ian Sehested Hansen, Tapani Stipa, Susa Niiranen (2008)
The year 2006
An Eutrophication Status Report of the North Sea, Skagerrak, Kattegat and the Baltic Sea
A demonstration Project
- 92 Pia Andersson editor and co-authors¹, Bertil Håkansson¹, Johan Håkansson¹, Elisabeth Sahlsten¹, Jonathan Havenhand², Mike Thorndyke², Sam Dupont² *Swedish Meteorological and Hydrological Institute*¹ *Gothenburg University, Sven Lovén, Centre of Marine Sciences*² (2008)
Marine Acidification – On effects and monitoring of marine acidification in the seas surrounding Sweden
- 93 Jörgen Sahlberg, Eleonor Marmefelt, Maja Brandt, Niclas Hjerdt och Karen Lundholm (2008)
HOME Vatten i norra Östersjöns vattendistrikt. Integrerat modellsystem för vattenkvalitetsberäkningar.
- 94 David Lindstedt (2008)
Effekter av djupvattenomblandning i Östersjön – en modellstudie
- 95 Ingemar Cato¹, Bertil Håkansson², Ola Hallberg¹, Bernt Kjellin¹, Pia Andersson², Cecilia Erlandsson¹, Johan Nyberg¹, Philip Axe² (2008)
¹*Geological Survey of Sweden (SGU)*
²*The Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI)*
A new approach to state the areas of oxygen deficits in the Baltic Sea

- 96 Kari Eilola, H.E. Markus Meier, Elin Almroth, Anders Höglund (2008)
Transports and budgets of oxygen and phosphorus in the Baltic Sea
- 97 Anders Höglund, H.E. Markus Meier, Barry Broman och Ekaterina Kriezi (2009)
Validation and correction of regionalised ERA-40 wind fields over the Baltic Sea using the Rossby Centre Atmosphere model RCA3.0
- 98 Jörgen Sahlberg (2009)
The Coastal Zone Model
- 99 Kari Eilola (2009)
On the dynamics of organic nutrients, nitrogen and phosphorus in the Baltic Sea
- 100 Kristin I. M. Andreasson (SMHI), Johan Wikner (UMSC), Berndt Abrahamsson (SMF), Chris Melrose (NOAA), Svante Nyberg (SMF) (2009)
Primary production measurements – an intercalibration during a cruise in the Kattegat and the Baltic Sea
- 101 K. Eilola, B. G. Gustafson, R. Hordoir, A. Höglund, I. Kuznetsov, H.E.M. Meier T. Neumann, O. P. Savchuk (2010)
Quality assessment of state-of-the-art coupled physical-biogeochemical models in hind cast simulations 1970-2005
- 102 Pia Andersson (2010)
Drivers of Marine Acidification in the Seas Surrounding Sweden
- 103 Jörgen Sahlberg, Hanna Gustavsson (2010)
HOME Vatten i Mälaren
- 104 K.V Karmanov., B.V Chubarenko, D. Domnin, A. Hansson (2010)
Attitude to climate changes in everyday management practice at the level of Kaliningrad region municipalities
- 105 Helén C. Andersson., Patrik Wallman, Chantal Donnelly (2010)
Visualization of hydrological, physical and biogeochemical modelling of the Baltic Sea using a GeoDome™
- 106 Maria Bergelo (2011)
Havsvattenståndets påverkan längs Sveriges kust – enkätsvar från kommuner, räddningstjänst, länsstyrelser och hamnar
- 107 H.E. Markus Meier, Kari Eilola (2011)
Future projections of ecological patterns in the Baltic Sea
- 108 Meier, H.E.M., Andersson, H., Dieterich, C., Eilola, K., Gustafsson, B., Höglund, A., Hordoir, R., Schimanke, S (2011)
Transient scenario simulations for the Baltic Sea Region during the 21st century
- 109 Ulrike Löptien, H.E. Markus Meier (2011)
Simulated distribution of colored dissolved organic matter in the Baltic Sea
- 110 K. Eilola¹, J. Hansen⁴, H. E. M. Meier¹, K. Myrberg⁵, V. A. Ryabchenko³ and M. D. Skogen² (2011)
¹Swedish Meteorological and Hydrological Institute, Sweden, ²Institute of Marine Research, Norway, ³St. Petersburg Branch, P.P. Shirshov Institute of Oceanology, Russia, ⁴National Environmental Research Institute, Aarhus University, Denmark, ⁵Finnish Environment Institute, Finland
Eutrophication Status Report of the North Sea, Skagerrak, Kattegat and the Baltic Sea: A model study
Years 2001-2005
- 111 Semjon Schimanke, Erik Kjellström, Gustav Strandberg och Markus Meier (2011)
A regional climate simulation over the Baltic Sea region for the last Millennium
- 112 Meier, H. E. M., K. Eilola, B. G. Gustafsson, I. Kuznetsov, T. Neumann, and O. P. Savchuk, (2012)
Uncertainty assessment of projected ecological quality indicators in future climate
- 113 Karlson, B. Kronsell, J. Lindh, H. (2012)
Sea observations using FerryBox system on the ship TransPaper 2011 – oceanographic data in near real time. (Ej publicerad)
- 114 Domnina, Anastasia¹. Chubarenko, Boris¹ (2012) *Atlantic Branch of P.P. Shirshov Institute of Oceanology of Russian Academy of Sciences, Kaliningrad, Russia.*¹
“Discussion on the Vistula Lagoon regional development considering local consequences of climate changes Interim report on the ECOSUPPORT BONUS+project No. 08-05-92421.

- 115 K. Eilola¹, J.L.S. Hansen⁴, H.E.M. Meier¹,
M.S. Molchanov³, V.A. Ryabchenko³ and
M.D.Skogen² (2013)
¹Swedish Meteorological and Hydrological Institute,
Sweden. ²Institute of Marine Research, Norway.
³St. Petersburg Branch, P.P. Shirshov Institute of
Oceanology, Russia. ⁴Department of Bioscience,
Aarhus University, Denmark
Eutrophication Status Report of the North
Sea, Skagerrak, Kattegat and the Baltic Sea:
A model study. Present and future climate

116 ***Vakant – kommer ej att utnyttjas!***

- 117 Kari Eilola¹, Elin Almroth-Rosell¹, Moa
Edman¹, Tatjana Eremina³, Janus Larsen⁴,
Urszula Janas², Arturas Razinkovas-
Basiukas⁶, Karen Timmermann⁴, Letizia
Tedesco⁵, Ekaterina Voloshchuk³ (2015)
¹Swedish Meteorological and Hydrological Institute,
Norrköping, Sweden. ²Institute of Oceanography,
Gdansk University, Poland. ³Russian State
Hydrometeorological University, Sankt-Petersburg,
Russia. ⁴Aarhus University, Roskilde, Denmark.
⁵Finnish Environment Institute, Helsinki, Finland.
⁶Coastal and Planning Research Institute, Klaipeda,
Lithuania.
Model set-up at COCOA study sites



Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut
601 76 NORRKÖPING
Tel 011-495 80 00 Fax 011-495 80 01

ISSN 0283-7714