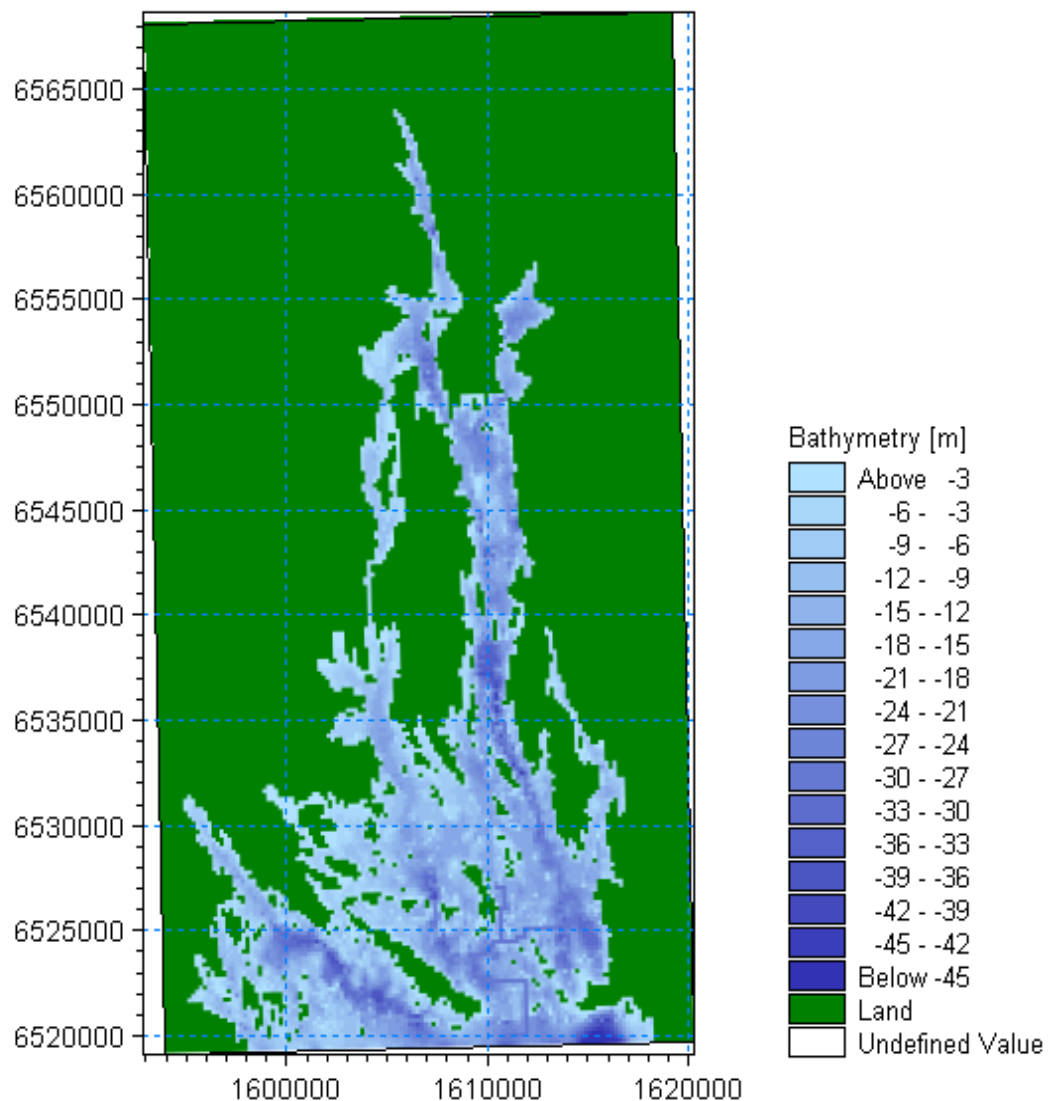


Biokemisk modellering av kväve och fosfor i Himmerfjärden



Uppdragsnummer 12010427

Stockholm 2011-04-21

	LEDNINGSSYSTEM FÖR KVALITET ENLIGT ISO 9001:2000	
Projektets namn: Biokemisk modellering av Himmerfjärden	Projekt nr: 12010427	
Projektledare: Patricia Moreno-Arancibia	Beställare: Svenskt Vatten Utveckling Naturvårdsverket SYVAB	
Kvalitetsansvarig: Olof Liungman	Beställarens ombud: Daniel Hellström Lars Klintwall Jan Bosander/Sara Stridh	
Handläggare: Patricia Moreno-Arancibia, Erik Kock Rasmussen, Charlotta Borell Lövestedt	Granskad av / datum: Olof Liungman / 2011-04-20	
Rapport version: Slutrapport april 2011	Godkänd av kvalitetsansvarig / datum: Olof Liungman / 2011-04-20	

Innehållsförteckning

Förord	1
Sammanfattning	2
Summary	3
1 Introduktion	5
2 Bakgrund	7
3 Metodik	9
3.1 Modelldomänen.....	9
3.2 Den hydrodynamiska modellen	11
3.3 Den biokemiska modellen	11
3.4 Simuleringar	18
4 Indata	20
4.1 Drivning	20
4.2 Initialisering	29
5 Resultat för år 1999 – kalibreringen	34
5.1 Klorofyll	34
5.2 Nitrat	35
5.3 Ammonium	35
5.4 Totalkväve	36
5.5 Fosfat	37
5.6 Totalfosfor	37
5.7 Silikat	38
5.8 Syrgashalt	39
6 Resultat för år 2007 – Validering	40
6.1 Klorofyll	40
6.2 Nitrat	40
6.3 Ammonium	41
6.4 Totalkväve	42
6.5 Fosfat	43
6.6 Totalfosfor	43
6.7 Silikat	44
6.8 Syrgashalt	45

7	Diskussion	46
7.1	Analys av resultaten för år 1999	46
7.2	Analys av resultaten för år 2007	55
7.3	Effekter av SYVABs utsläpp	56
8	Slutsatser	60
8.1	Projektmål 1: Modellens uppbyggnad	60
8.2	Projektmål 2: Modellens kvalitet	60
8.3	Projektmål 3: Modellens användbarhet	61
8.4	Rekommendationer	61
9	Referenser	63

Förord

Vid Himmerfjärden i Stockholms södra skärgård ligger Himmerfjärdsverket, ett avloppsreningsverk som drivs av SYVAB. I dagsläget pågår ett storskaligt experiment i Himmerfjärden för att bestämma effekterna av avsiktligt varierande kväveutsläpp från reningsverket, både vad gäller utgående halter och lokaliseringen av utsläppspunkten. Syftet är att tydliggöra betydelsen av kväveutsläpp för vattenkvaliteten i kustområdet med avseende på växtplanktonbiomassa, klorofyll, siktdjup och cyanobakterieblomningar. I samband med detta experiment genomförde DHI Sverige AB (DHI) hydrodynamisk och biokemisk modellering av Himmerfjärden inom ett projekt finansierat av Naturvårdsverket, SYVAB, Svenskt Vatten Utveckling och sedermera även DHI. Denna rapport presenterar den biokemiska modelleringen och dess resultat.

I projektet har DHI samarbetat med Ulf Larsson och Jakob Walve på Systemekologiska Institutionen på Stockholms Universitet. Sedan Himmerfjärdsverket togs i bruk har Systemekologiska Institutionen bedrivit ett kontrollprogram och regelbundet tagit vattenkemiska prover i området. Genom Ulf Larsson och Jakob Walve har vi fått tillgång till dessa data för Himmerfjärden. Dessutom har de bidragit med sina djupare kunskaper kring de biokemiska förhållandena i fjärden.

En stor del av arbetet kring sedimentmodellen har utförts av Jenny Axén Mårtensson som en del av ett examensarbete vid Lunds Universitet. Författarna vill tacka Jenny för hennes goda arbete trots pressade tidsramar.

Författarna, 2011

Sammanfattning

I Stockholms södra skärgård ligger Himmerfjärdsverket, ett avloppsreningsverk som drivs av SYVAB (Sydvästra stockholmsregionens va-verksaktiebolag). Dess upptagningsområde sträcker sig från Skärholmen i sydvästra Stockholm till Södertälje. I Himmerfjärden pågår sedan 2007 ett storskaligt experiment för att bestämma effekten av varierade kväveutsläpp. Den centrala frågan är om slopad kväverening av utsläppsvattnet från reningsverket kan motverka kvävefixerande cyanobakterier samtidigt som ytvattenstatus bibehålls. Sammansättningen av utsläppsvattnet kan ändras genom att variera graden av kväve- och fosforrening.

I samband med experimentet har DHI Sverige AB genomfört hydrodynamisk och biokemisk modellering av Himmerfjärden. Syftet är att öka förståelsen för närsaltsdynamiken och de biokemiska processerna i fjärden. Målet är att ta fram modeller som kan användas för att studera hur ändrade närsaltsutsläpp från reningsverket påverkar de biokemiska förhållandena i Himmerfjärden.

För att kunna beskriva och kvantifiera de biokemiska processerna i Himmerfjärden samt simulera olika scenarier har en numerisk modell satts upp. Denna består av två delar: en hydrodynamisk modell som beräknar strömmar, blandning, temperatur och salthalt i fjärden samt en biokemisk modell med vilken närsaltsdynamiken, primärproduktionen och andra biokemiska processer kan beräknas. Den biokemiska modellen är kopplad till och drivs av den hydrodynamiska. Denna rapport behandlar den biokemiska modellen.

En avancerad biokemisk modell har implementerats i mjukvaruverktyget MIKE ECO Lab. Modellen beskriver hur kol, kväve och fosfor omvandlas mellan olika former i näringsväven, inklusive kemiska processer i sedimenten och vattenmassan. Simuleringar har utförts för år 1999 samt 2007. Först har modellen kalibrerats mot mätningar av klorofyll-a, nitrat, ammonium, fosfat, totalkväve, totalfosfor, silikat och syrgashalt för år 1999. Därefter har modellen validerats mot mätningar för år 2007.

Resultaten kan sammanfattas utifrån de tre projektmål som satts upp:

1. Modellen inkluderar alla de viktigaste processerna och variablerna som styr näringsämnesdynamiken i Himmerfjärden, inom ramarna för befintlig vetenskaplig kunskap.
2. Modellen visar en rimlig till god överensstämmelse med observationer när det gäller nitrat, fosfat, syre och silikat. Resultaten för ammonium är inte tillfredsställande, men det är inte helt förvånande. Överlag beskrivs näringsämnesdynamiken tillräckligt bra.
3. Valideringen för år 2007 visar att modellen ger en lika bra överensstämmelse med observationer som för det år den kalibrerats för (1999). Dessutom visar modellen på samma förändringar i klorofyllhalter och cyanobakterier mellan de två åren som framgår av mätningarna.

Sammanfattningsvis bedöms den framtagna modellen som ett användbart verktyg för att kunna studera effekten av olika åtgärder på Himmerfjärdens närsaltsförhållanden.

DHI Sverige AB /PMA/

\\LUND-

FS01.dhi.se\Projekt\RD\12010427_Himmerfjärden_biologisk_modellering\5_Dokumentation\Rapport\rapport_himmerfj_slutlig.doc

Uppdragsnr: 12010427

Utskriftsdatum: 2011-04-21

Summary

A sewage treatment plant, operated by SYVAB (Southwest Stockholm Water and Sewage Company), is located in the Himmerfjärden estuary in the Stockholm archipelago. Its catchment area stretches from Skärholmen, southwest of Stockholm, to Södertälje. A large-scale experiment is underway since 2007 to determine the effect of varying nitrogen discharge. The key issue is to determine if it is possible to prevent nitrogen-fixating cyanobacteria by reducing the nitrogen removal from the purified sewage water, while maintaining the ecological status of the surface water. The composition of the discharge water may be changed by varying the rate of nitrogen and phosphorus removal.

During the experiment, DHI Sweden AB has carried out hydrodynamic and biochemical modeling of Himmerfjärden. The purpose is to increase our understanding of the nutrient dynamics and biochemical processes in the estuary. The goal is to develop models that can be used to study how changes in the composition of the discharge, with regard to nitrogen and phosphorous, affects the environmental conditions in the Himmerfjärden estuary.

In order to describe and quantify the biochemical processes in Himmerfjärden and to simulate various scenarios, a numerical model is set up. The model consists of two parts: a hydrodynamic model that calculates the currents, mixing, temperature and salinity in the estuary, and a biochemical model that calculates the nutrient dynamics, primary production, and other biochemical processes. The biochemical model is coupled to and driven by the hydrodynamic model. This report deals with the biochemical model.

An advanced biochemical model has been implemented in the software tool MIKE ECO Lab. The model describes how carbon, nitrogen and phosphorus are cycled through the food web, including chemical processes in the sediment and the water column. Simulations have been performed for the years 1999 and 2007. The model was first calibrated against measurements of chlorophyll-a, nitrate, phosphate, ammonia, total nitrogen, total phosphorous, silicate and oxygen for the year 1999. The model was then validated using observations from 2007.

The results can be summarized based on the three goals specified for the project:

1. The model is state of the art and includes all the important processes and variables controlling the nutrient dynamics in Himmerfjärden, within the limits of current scientific knowledge.
2. The model shows a reasonable to good agreement with observations of nitrate, phosphate, oxygen and silicate. The results for ammonia are not satisfactory, but understandable. Overall the nutrient dynamics are reproduced sufficiently well.
3. The validation for the year 2007 shows an equally satisfactory agreement with observations as for calibration year 1999. The model also produces the same changes in chlorophyll and cyanobacteria between the two years as indicated by observations.

In conclusion, the developed model is considered a useful tool for investigating the effects of different measures on the nutrient conditions in Himmerfjärden.

1 Introduktion

I Stockholms södra skärgård ligger Himmerfjärdsverket, ett avloppsreningsverk som drivs av SYVAB (Sydvästra stockholmsregionens va-verksaktiebolag). Reningsverket har varit i drift sedan 1974 och har ett upptagningsområde som sträcker sig från Skärholmen i sydvästra Stockholm till Södertälje. År 1976 blev Systemekologiska Institutionen på Stockholms Universitet ansvariga för ett kontrollprogram i Himmerfjärden och har sedan dess regelbundet tagit hydrografiska och biokemiska prover i området. Himmerfjärden har även varit föremål för flera forskningsprojekt och är förmodligen ett av Sveriges mest undersökta vattenområde.

Om det är kväve eller fosfor som är den begränsande faktorn för växtplankton i Sveriges kust- och havsområden har varit en hett debatterad fråga. Naturvårdsverket tillsatte 2005 en expertkommitté som fick till uppgift att gå igenom övergödningsfrågan med avseende på kväve och fosfor samt föreslå åtgärder för olika kust- och havsområden i Sverige. Rekommendationen för Sveriges östkust blev att minska på tillförseln av både kväve och fosfor men att detaljerna varierar för de enskilda recipienterna. För att kunna ta fram lämpliga åtgärder för en specifik recipient behövs kunskaper om hur en given tillförsel/belastning av kväve och fosfor påverkar recipienten och dess ytvattenstatus.

I Himmerfjärden pågår sedan 2007 ett storskaligt experiment i adaptiv kustvattenförvaltning. Den centrala frågan är om ökade utsläpp av kväve från reningsverket, genom minskad kväverening av utsläppsvattnet, kan motverka kvävefixerande cyanobakterier samtidigt som ytvattenstatus bibehålls. Genom att variera graden av kväve- och fosforering kan sammansättningen av utsläppsvattnet ändras. Experimentet genomförs i två etapper:

- Under 2007-2008 slopas kvävereningen av utsläppsvattnet. Mer kväve kommer då att släppas ut i Himmerfjärden. Hypotesen är att kvävemängden i vattnet nu är tillräckligt stor för att all fosfor ska tas upp under vårblomningen. Om fosforhalten i vattnet är låg hindras tillväxten av cyanobakterier, vilka inte begränsas av kvävetillgången då de kan binda kvävgas, och risken för en blomning av cyanobakterier under sommaren minskar.
- Under 2009-2010 flyttas utsläppspunkten närmare ytan och kväverening införs igen. Den nuvarande utsläppspunkten ligger på 25 m djup (nära botten). Genom att flytta utsläppspunkten till ett djup av 10 m, d.v.s. till det ytlager där solinstrålningen är tillräcklig för planktontillväxt, blir kvävet direkt tillgängligt för växtplankton.

I samband med experimentet har DHI Sverige AB genomfört hydrodynamisk och biokemisk modellering av Himmerfjärden. Syftet är att öka förståelsen för närsaltdynamiken och de biokemiska processerna i fjärden. Slutmålet är att ta fram modeller som kan användas för att studera hur ändrade närsaltsutsläpp från reningsverket påverkar de biokemiska förhållandena i Himmerfjärden.

I denna rapport avhandlas den biokemiska modelleringen av Himmerfjärden. Den hydrodynamiska modelleringen avrapporteras separat (Liungman et al, 2011). De speci-

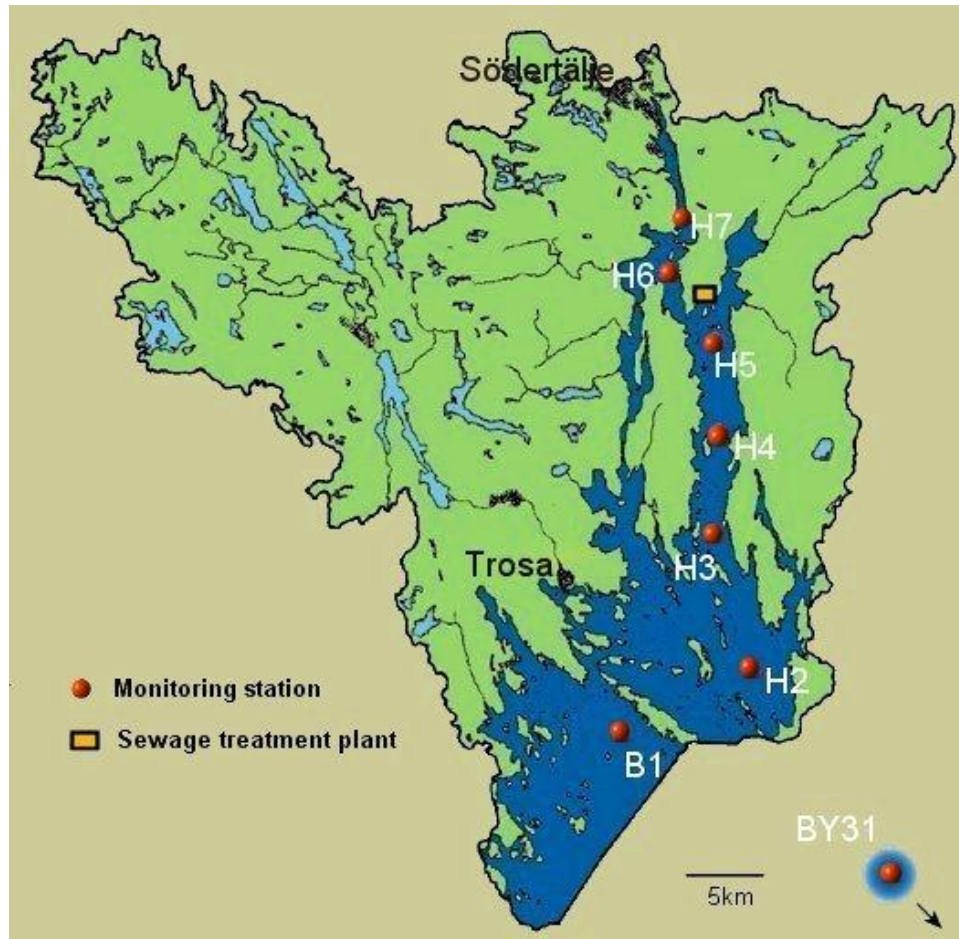
fika projektmålen för den biokemiska modelleringen har modifierats under projektets gång i samråd med Svenskt Vatten Utveckling, Naturvårdsverket och SYVAB. Man har enats om följande tre projektmål:

- 1) Den biokemiska modellen ska inkludera de viktigaste processerna som påverkar kväve- och fosfordynamiken i Himmerfjärden.
- 2) Modellen ska kunna fånga den observerade kväve- och fosfordynamiken rimligt väl.
- 3) Modellen ska kunna användas för att bedöma effekten av förändrade utsläpp från reningsverket på närsaltdynamiken i Himmerfjärden.

De två första projektmålen bedöms som uppfyllda om modellen dels inkluderar de processer som tidigare studier och relevant litteratur pekar ut som viktiga i Himmerfjärden på ett sätt som är konsistent med aktuell kunskap (*state of the art*) samt att modellresultaten överensstämmer med observerade parametrar för ett givet år med avseende på den övergripande dynamiken. Det tredje projektmålet bedöms som uppfyllt om modellen även kan återge de biokemiska förhållandena under ett av de år då ovan beskrivna utsläppsexperiment pågått.

2 Bakgrund

Himmerfjärden ligger i Stockholms södra skärgård mellan Mörkö och Södertörn och är ca 174 km² stor och har ett medeldjup på 17 m (Elmgren & Larson, 1997). Fjärden består av ett antal bassänger sammanlänkade av trånga och grunda sund (se Figur 2-1).



Figur 2-1 Karta över Himmerfjärden som visar reningsverkets (SYVAB) och de i kontrollprogrammet ingående mätstationernas läge. (Bild: <http://www2.ecology.su.se/dbhfj/index.htm>).

De hydrodynamiska förhållandena i Himmerfjärden beskrivs med avseende på främst strömmar, salthalt och temperatur. Den vertikala fördelningen av temperatur och salthalt ger en uppfattning om hur skiktad eller omblandad vattenmassan är, vilket har stort inflytande över de ekologiska processerna i vattnet.

I en fjärd påverkas de hydrodynamiska förhållandena både av interna och externa processer. I Himmerfjärden är det främst vinden, variationer i skiktningen utanför fjärden, tillrinningen från land och färskvattentillförsel från Mälaren som styr cirkulationen och

blandningen/skiktningen i fjärden (Liungman et al, 2011). De trånga och grunda sunden i Himmerfjärden spelar en viktig roll i och med att de försvårar framför allt djupvattenutbytet.

När det gäller de ekologiska förhållandena är det främst närsalter (oorganiskt kväve och oorganiskt fosfor), klorofyll, totalkväve samt totalfosfor som är av intresse. I Himmerfjärden följer närsalter, växtplankton och djurplankton en typisk årscykel (Elmgren & Larson, 1997). Under vintern är halterna av växtplankton och djurplankton låga medan halterna av närsalter är höga. Vattnet är dessutom välomblandat och närsalterna blir därmed vertikalt homogent fördelade i vattnet. Frammot våren när solstrålningen börjar öka kan växtplankton tillgodogöra sig närsalterna. Under vårbloomingen fås årets högsta halter av växtplankton. Trots den ökade mängden av växtplankton förblir halterna av djurplankton låga eftersom vattnet fortfarande är för kallt för betning. Efter vårbloomingen har i stort sett alla närsalter nära ytan förbrukats. Samtidigt värms vattnet upp och skiktningen blir allt starkare vilket hindrar närsalter från under språngskiktet att blandas upp i vattnet. Under våren och sommaren dör växtplankton och omvandlas till detritus. Både växtplankton och detritus sjunker ner mot botten där en del mineraliseras och bryts ner till närsalter. I slutet av sommaren när vattnet är som varmast ökar djurplanktons betning. Normalt är biomassan av djurplankton som störst när vattnet är som varmest. Under hösten bryts skiktningen upp och närsalter från nära botten kan blandas upp till ytan. Om solstrålningen är tillräcklig hög kan växtplankton förbruka dessa närsalter vilket leder till en höstblooming. Mängden närsalter byggs upp under vintern när organiskt material bryts ned och primärproduktionen är liten.

Fördelningen av närsalter och plankton påverkas inte enbart av biokemiska processer utan också av de hydrodynamiska förhållandena. Cirkulationen påverkar skiktningen samt omfördelar närsalter och plankton, och avgör därmed om växtplanktonen befinner sig i ett område med tillräckligt med närsalter och ljus för fotosyntes (primärproduktion). Genom uppvällning kan närsalter föras upp till ytvattnet där de kan tas upp av växtplankton. En stark skiktning har motsatt effekt, genom att den försvårar omblandningen i vattnet och därmed kan begränsa tillgången på närsalter i ytvattnet. Många biologiska processer, t.ex. djurplanktons betning, är dessutom temperaturberoende och ökar i takt med ökad temperatur. I Himmerfjärden spelar dessutom djupvatteninflöden en viktig roll eftersom de påverkar syrgashalten i bottenvattnet och därmed utlösningen av fosfor från sedimenten.

3 Metodik

För att kunna beskriva och kvantifiera de biokemiska processerna i Himmerfjärden samt simulera olika scenarier har en numerisk modell satts upp. Denna består av två delar: en hydrodynamisk modell som beräknar ström, blandning, temperatur och salthalt i fjärden samt en biokemisk modell med vilken närsaltdynamiken, primärproduktionen, och övriga biokemiska processer kan beräknas. Den biokemiska modellen är kopplad till och drivs av den hydrodynamiska. Däremot antas ingen återkoppling ske, d.v.s. biokemin påverkar inte hydrodynamiken.

Både den hydrodynamiska och den biokemiska modellen som används här är uppbyggda med hjälp av verktyg som ingår i DHI:s svit av modellverktyg *MIKE by DHI*. Dessa verktyg är kommersiella programvaror som har applicerats på många olika frågeställningar av en stor mängd användare världen över. De är välbeprövade och utvecklas ständigt utifrån den senaste tekniken och kunskapen.

För den hydrodynamiska modellen har verktyget *MIKE 3* använts. Detta modellverktyg är avsett för kust- och havsområden och beskriver vattnets strömning och egenskaper i tre dimensioner, något som är nödvändigt i Himmerfjärden där vertikala variationer spelar en viktig roll (DHI, 2009c).

Till skillnad från hydrodynamiken så finns inga universella ekvationer för att beskriva närsaltdynamiken och de biokemiska processerna. Istället tas en modell fram för varje specifik fråga och plats. Modellen byggs upp genom att först bestämma vilka de viktigaste processerna är och vilka tillståndsvariabler som behövs för att besvara den aktuella frågeställningen. För varje variabel specificeras vilka biokemiska processer som styr variabelns utveckling, och utifrån detta formuleras en eller flera ekvationer. Den modell som använts här har byggts upp med verktyget *MIKE ECO Lab*. Det finns ett tiotal fördefinierade modeller i *ECO Lab* med vilka ett stort antal problem kan angripas: eutrofiering, bakteriespridning, vattenkvalitetsfrågor, etc.

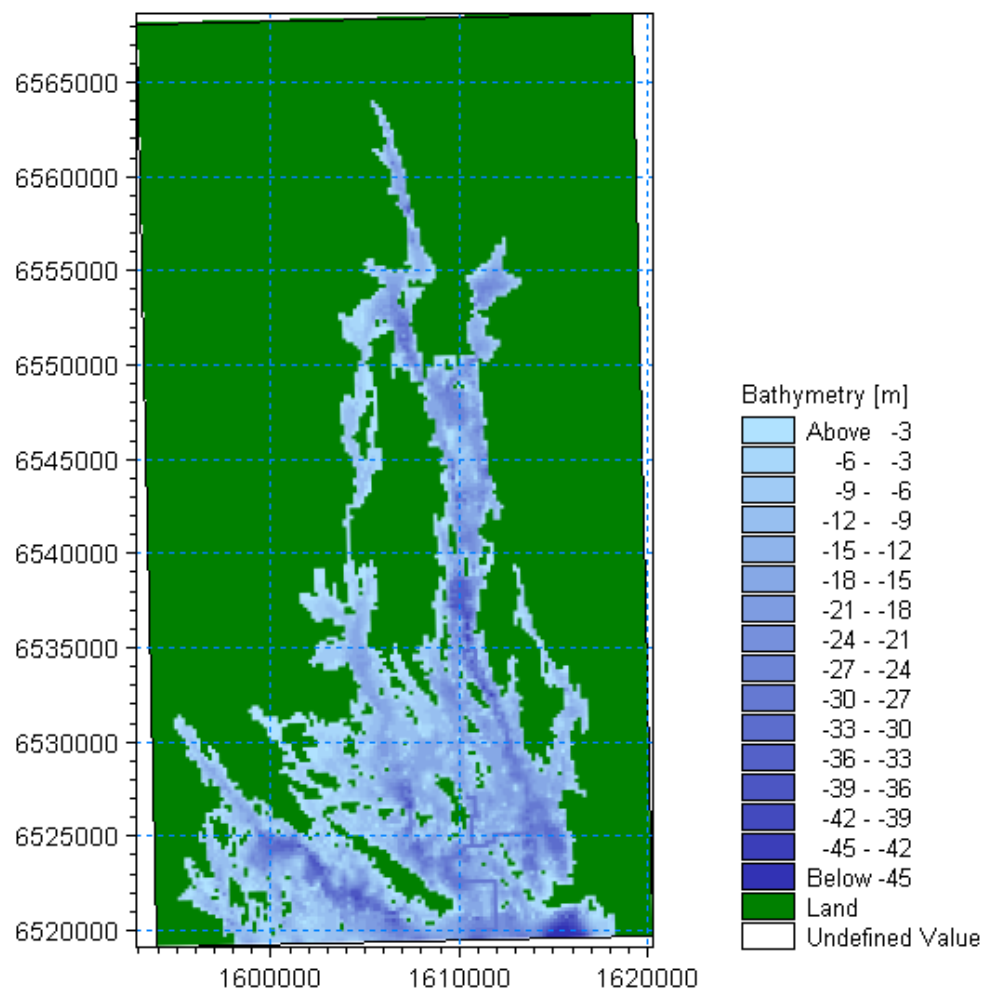
Ett första försök att modellera biokemin i Himmerfjärden gjordes med en av de fördefinierade eutrofieringsmodeller, *eutrofieringsmodell 1*, (se Sandberg, 2009, ss. 36-62 och DHI, 2009a). Denna modell visade sig dock inte vara tillräcklig för att beskriva processerna i Himmerfjärden. Dels ingick inte denitrifikation, och dels var formuleringen av sedimentprocesserna för enkel. Istället har en väsentligt mer komplex biokemisk modell använts, vilken inkluderar denitrifikation, nitrifikation, kvävefixerande cyanobakterier, behandlar nitrat och ammonium som separata variabler, och som har en mer realistisk formulering av processerna i sedimenten.

3.1 Modelldomänen

För att modellera de hydrodynamiska och ekologiska förhållandena i Himmerfjärden delas området upp i ett beräkningsnät bestående av ett stort antal celler i form av kvadratiska lådor. I varje sådan beräkningscell löses de hydrodynamiska och biokemiska ekvationerna. Beräkningsnätet definieras utifrån dess geografiska läge, djupet, cellernas storlek och information om ränderna (d.v.s. var kustlinjen går samt var öppna begränsningsytor mot angränsande vattenmassor finns).

Beräkningsnätet för Himmerfjärden sträcker sig från Södertälje Sluss i norr till ca 1 km söder om sundet mellan Askö och Torö. Utsträckningen i öst-västlig riktning definieras av den bredaste delen av fjärden. Storleken av modellområdet blir därmed ca 49 km i nord-sydlig riktning och ca 26 km i öst-västlig riktning.

Den horisontella upplösningen, d.v.s. den horisontella storleken på beräkningscellerna; måste vara tillräckligt hög (cellerna tillräckligt små) för att kunna lösa upp de intressanta processerna i vatten. I Himmerfjärden är det t.ex. viktigt att kunna reproducera flödet i de trånga sunden på ett realistiskt sätt och då måste den horisontella upplösningen kunna beskriva variationer i tvärsnittsarean och djupet i sunden. En högre upplösning innebär däremot att beräkningarna tar längre tid att genomföra. Med hänsyn till båda dessa faktorer sattes den horisontella upplösningen till 200×200 m. Antalet boxar blir därmed 244 i nord-sydlig riktning och 131 i öst-västlig riktning. Beräkningstiden för att simulera ett år blir då ca en vecka på en snabb dator. I Figur 3-1 visas beräkningsnätet samt batymetrin, d.v.s. djupet i varje cell.



Figur 3-1 Beräkningsnätet för Himmerfjärden. Den horisontella upplösningen är 200 m och den vertikala 1 m. Koordinatsystemet är RT90.

Sista steget är att bestämma den vertikala upplösningen. I Himmerfjärden används 40 vertikala lager med en konstant lagertjocklek på 1 m. Denna upplösning är tillräcklig för att modellen korrekt ska beskriva t.ex. sommarskiktningen och den vertikala fördelningen av närsalter och växtplankton.

3.2 Den hydrodynamiska modellen

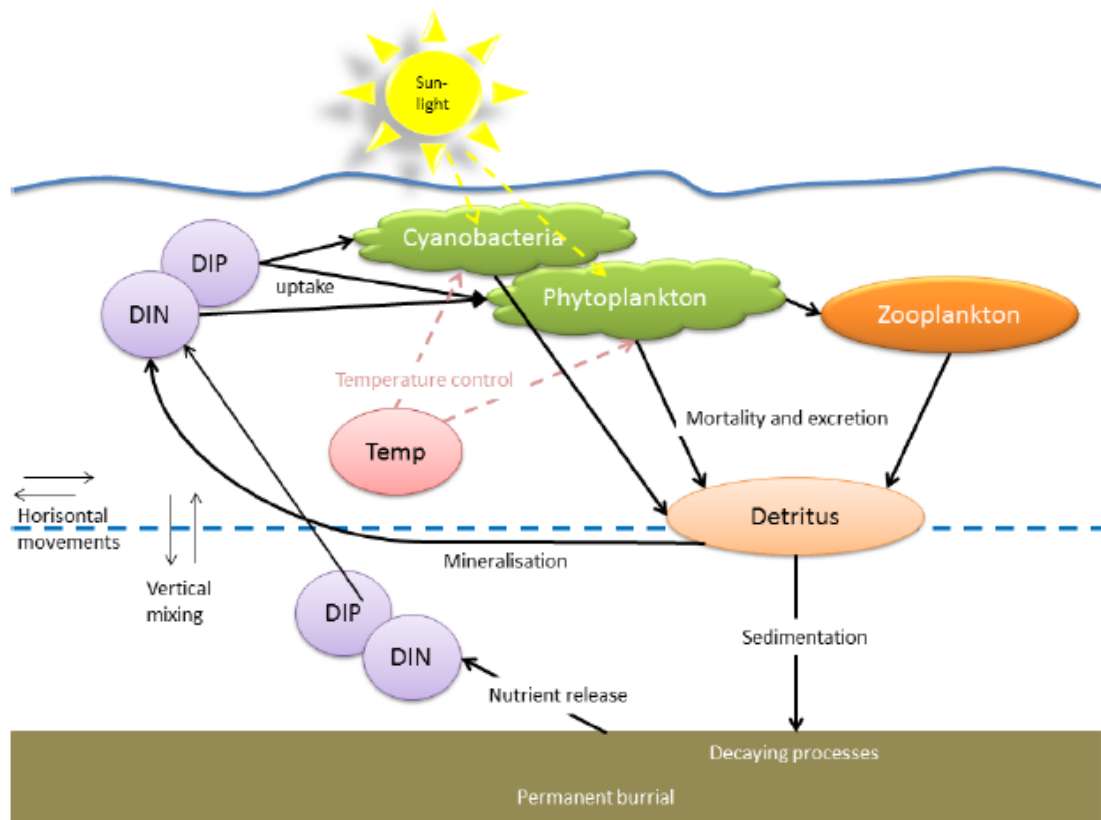
MIKE 3 löser de grundläggande strömningsmekaniska ekvationerna som beskriver vattnets rörelse (strömmar) och egenskaper (temperatur, salthalt). Ekvationerna bygger på konservering av massa, rörelsemängd, temperatur, salthalt och turbulent kinetisk energi. Modellen beräknar strömning, vattenstånd, temperatur, salthalt och turbulens i ett tredimensionellt beräkningsnät som en funktion av tiden. MIKE 3 tar hänsyn till alla de viktigaste hydrodynamiska processerna:

- Transport av salt och värme
- Drivning på grund av variationer i densitet
- Bottenfriktion
- Vindens drivning på ytan
- Drivning på grund av vattenståndsvariationer
- Tillflöden och utsläpp från land
- Värmeutbyte med atmosfären
- Turbulent blandning
- Coriolis-effekten p.g.a. jordens rotation

En mer detaljerad beskrivning av den hydrodynamiska modellen finns i rapporten som beskriver den hydrodynamiska modellen (Liungman et al, 2011) samt i dokumentationen till MIKE 3 (DHI, 2009c).

3.3 Den biokemiska modellen

Den biokemiska modellen beskriver kolets, kvävet, fosfor, och kiselns väg genom näringsväven i vattnet (se Figur 3-2). Huvudkomponenterna i näringsväven är närsalter, växt- och djurplankton och detritus (dött partikulärt organiskt material). Modellen beskriver hur kol, kväve, fosfor och kisel omvandlas från en form till en annan. Dessa omvandlingar kan till exempel vara hur alger tar upp närsalter eller hur alger dör och omvandlas till detritus.



Figur 3-2 Konceptuell beskrivning av hur närsalter omvandlas i näringsväven (från Axén Mårtensson, 2011).

Den biokemiska modellen som används i Himmerfjärden är utvecklad av DHI och lämpar sig för vattenkvalitets- och övergödningssstudier där sedimenten spelar en viktig roll. Modellen innehåller de processer som behövs för att beskriva kväve- och fosfordynamiken på ett tillfredställande sätt. De senaste årens forskningsresultat har använts i framtagandet av modellen. Den här modellen har med framgång använts av DHI för att modellera biokemin i Östersjön och de danska sunden.

Halten av närsalter i vattnet påverkas även av utbytet med sedimenten. Under sommarmånaderna, efter det att vårbloomingen har sedimenterat, avger sedimenten stora mängder kväve och fosfor. Enligt grova uppskattningar (Elmgren & Larson, 1997) rör det sig om 0,5 ton fosfor och 1 ton kväve per dygn i Himmerfjärden. Detta motsvarar 25 ggr den fosformängd och 40 % av den kvävemängd som tillförs via reningsverket. Dessa siffror ger en fingervisning av hur viktiga sedimentprocesserna är.

Tidigare modellförsök i Himmerfjärden visar att en avancerad beskrivning av sedimentprocesserna och dess utbyte med vattenmassan är oundgänglig för att fånga kväve- och fosfordynamiken i Himmerfjärden.

Beskrivningen av den biokemiska modellen gör i två delar. Först beskrivs den pelagiska delen (3.3.1) och sedan sedimentdelen (3.3.2).

3.3.1 Den pelagiska modellen

Tyngdpunkten i den pelagiska modellen ligger på närsaltdynamiken, tillväxten av växt- och djurplankton samt syrgasförhållandena i vattenmassan. Den dominerande processen i den pelagiska modellen är tillväxten av växtplankton. Tillväxten beror på balansen mellan primärproduktion och förlustprocesser såsom djurplanktons betning, sjunkande växtplankton och mortalitet. Primärproduktionen begränsas av tillgången på näringsämnen (oorganiska närsalter) och ljus, samt beror på temperaturen i vattnet. När växt- och djurplankton dör omvandlas de till detritus som i sin tur bryts ner och omvandlas till närsalter.

Växtplankton och detritus sjunker ner i vattnet och hamnar på botten. En del av detta organiska material sedimenterar och är då inte längre en del av näringsväven. Av det som återstår, bryts en del ner på sedimentytan och återvänder direkt till vattenmassan i form av närsalter medan en annan del genomgår processer i sedimenten (till exempel mineralisering, denitrifikation och nitrifikation; se kapitel 3.3.2 för en mer detaljerad beskrivning av sedimentmodellen). Djurplankton är den högsta trofiska nivån i modellen, d.v.s. fisk modelleras inte explicit.

I den pelagiska modellen ingår tre stycken växtplanktontyper: flagellater, diatomer och cyanobakterier. De här växtplanktontyperna är de mest relevanta för en ekosystemstudie i Himmerfjärden. Flagellater och diatomer är de dominerande algerna i Östersjön inklusive i Himmerfjärden. Flagellater är viktiga under stora delar av året medan diatomerna dominerar under vårbloomingen. Under sommaren är det inte ovanligt med ansamlingar av cyanobakterier på ytan i Östersjön. Dessutom är det viktigt att ta med cyanobakterier för att kunna bedöma hur ändrade utsläpp från reningsverket påverkar sommarbloomingar av cyanobakterier. Från modelleringssynpunkt så skiljer sig arterna åt främst genom att 1) cyanobakterier kan ta upp löst kväve i vattnet (N_2), 2) diatomer tar upp silikat (SiO_4), och 3) flagellater och cyanobakterier kan anpassa sin flytförmåga.

Var och en av dessa växtplanktontyper beskrivs utifrån den mängd kol, kväve, och fosfor de innehåller. Det vill säga, flagellater är uppdelade i flagellater – kol (PC1), flagellater – kväve (PN1), och flagellater – fosfor (PP1) vilket beskriver mängden kol, kväve och fosfor bundet i flagellater. Diatomerna och cyanobakterierna är uppdelade på samma sätt. Eftersom kisel är viktig för diatomerna ingår även mängden kisel bundet i diatomerna (PSi) i modellen. Klorofyll-a ingår i modellen som en diagnostisk variabel.

Döda omvandlas till detritus (dött organiskt material). Precis som växtplankton så beskrivs detritus med avseende på mängden kol (DC), kväve (DN), fosfor (DP) och kisel (DSi). I några biokemiska modeller står modellvariabeln ”detritus” för summan av detritus (dött partikulärt organiskt material) och löst organiskt material vilket gör det svårt att bestämma storleken på processerna. Vilken sjunkhastighet ska man ange för detritus om detritus står för både detritus (som sjunker) och löst organiskt material som inte sjunker? I den här modellen ingår löst organiskt material explicit (DOM, *Dissolved Organic Matter*) och detritus representerar enbart dött partikulärt organiskt material. Precis som för detritus så delas DOM upp i mängd kol (DOC), kväve (DON), och fosfor (DOP). Dessutom delas DOM upp i hur biotillgängligt det är.

Den mikrobiella näringsväven inkluderas däremot inte explicit i den biokemiska modellen utan beaktas genom att t.ex. en del av dött växtplankton omvandlas direkt till oorganiskt kväve och oorganiskt fosfor. Bakterier ingår inte heller explicit i modellen men deras påverkan parametriseras genom att nedbrytningsprocesserna är temperaturberoende.

Den pelagiska modellen är intimt kopplad till den hydrodynamiska modellen genom att samtliga tillståndsvariabler transporteras av strömmarna i vattenmassan. Genom att koppla de två modellerna beräknas hur koncentrationerna av modellvariablerna ändras i tid och rum både p.g.a. externa fysiska och interna biokemiska processer.

I Tabell 3-1 listan alla variabler i den pelagiska modellen samt deras beteckning och enheter.

Tabell 3-1 Variabler i den pelagiska modellen. I beskrivningen av växtplankton, djurplankton, detritus och löst organiskt material står C för kol, N för kväve, P för fosfor och Si för kisel. Ordet "refractory" betecknar långsamt biologiskt tillgängligt löst organiskt material och "labile" för snabbt biologiskt tillgängligt löst organiskt material.

Grupp	Namn	Beskrivning	Enhet
Växtplankton	PC1	Flagellater C	g C/m ³
Växtplankton	PC2	Diatomer C	g C/m ³
Växtplankton	PC3	Cyanobakterier C	g C/m ³
Växtplankton	PN1	Flagellater N	g N/m ³
Växtplankton	PN2	Diatomer N	g N/m ³
Växtplankton	PN3	Cyanobakterier N	g N/m ³
Växtplankton	PP1	Flagellater P	g P/m ³
Växtplankton	PP2	Diatomer P	g P/m ³
Växtplankton	PP3	Cyanobakterier P	g P/m ³
Växtplankton	PSi	Diatomer Si	g Si/m ³
Växtplankton	Chl	Klorofyll-a	g Chl/m ³
Djurplankton	ZC	Djurplankton C	g C/m ³
Detritus	DC	Detritus C	g C/m ³
Detritus	DN	Detritus N	g N/m ³

Detritus	DP	Detritus P	g P/m^3
Detritus	DSi	Detritus Si	g Si/m^3
Löst Organiskt Material	CDOC	DOC refractory	g C/m^3
Löst Organiskt Material	CDON	DON refractory	g N/m^3
Löst Organiskt Material	CDOP	DOP refractory	g P/m^3
Löst Organiskt Material	LDOC	Labile DOC	g C/m^3
Löst Organiskt Material	LDON	Labile DON	g N/m^3
Löst Organiskt Material	LDOP	Labile DOP	g P/m^3
Närsalter	NH ₄	Ammonium	g N/m^3
Närsalter	NO ₃	Nitrat	g N/m^3
Närsalter	PO ₄	Fosfat	g P/m^3
Närsalter	Si	Silikat	g Si/m^3
Syre	DO	Löst syre	g/m^3
Sulfid	H ₂ S	Vätesulfid	g/m^3

3.3.2 Sedimentmodellen

Ett första försök gjordes att modellera sedimenten i Himmerfjärden med en enkel modell där en del av det organiska material som sjönk ner till botten bröts ned och omedelbart återgick till vattenmassan i form av oorganiska närsalter, medan resten stannade kvar i sedimenten. Den här modellen var dock inte tillräcklig för att beskriva sedimentprocesserna och utbytet mellan sedimenten och vattenmassan i Himmerfjärden. I stället har en mer realistisk sedimentmodell tagits fram som lämpar sig för områden med hög närsaltsbelastning eller lång uppehållstid (DHI, 2009b). Sedimentmodellen beskriver kol-, kväve-, fosfor-, kisel-, och svavelcyklerna i sedimenten och utbytet med vattenmassan. Nedan följer en beskrivning av de olika cyklerna. De två mest avancerade och detaljerade modellerna är de för kväve och fosfor, och fokus i beskrivningen ligger därför på dessa cykler. En mer detaljerad beskrivning av sedimentmodellen finns i Axén Mårtensson (2011) och i DHI (2009b).

Generellt kan sägas att levande alger (växtplankton) och dött organiskt material (detritus) sjunker ner mot botten och hamnar på sedimentytan. En del av kvävet och fosfor bundet i detta organiska material bryts ned direkt på sedimentytan och omvandlas till oorganiskt kväve i form av ammonium (NH₄) och oorganiskt fosfor i form av fosfat (PO₄). Resten, det som inte bryts ned omgående, bildar organiska pooler av kväve och

fosfor i sedimenten. Kväve- och fosforcyklerna i sedimenten beskriver hur detta organiska material omvandlas till oorganiska former i sedimenten och hur utbytet med vattenmassan sker.

I Tabell 3-2 listan alla variabler i sedimentmodellen samt deras beteckning och enheter.

Tabell 3-2 Variabler i sedimentmodellen.

Grupp	Namn	Beskrivning	Enhet
Sedimentskikt	KDO2	Syregenomträngning	m
	KDOX	Oxiderande skikt, NO ₃ genomträngning	m
Kol	SOC	Nedbrytbart organiskt kol	g C/m ²
	SCIM	Permanent sedimenterat (inert) kol	g C/m ²
Kväve	SON	Nedbrytbart organiskt kväve	g N/m ²
	SNH	Ammonium i porvatten	g N/m ²
	SNO3	Nitrat i porvattnet i ytskiktet (se KDO2).	g N/m ²
	SNIM	Permanent sedimenterat (inert) kväve	g N/m ²
Fosfor	SOP	Nedbrytbar fosfor	g P/m ²
	SIP	Fosfat i porvattnet	g P/m ²
	FESP	Fosfor bundet i järn	g P/m ²
	SPIM	Permanent sedimenterad (inert) fosfor	g P/m ²
Kisel	SSi	Silikat	g Si/m ²
Sulfid	SH2S	Vätesulfid	G S/m ²

Kvävecykeln

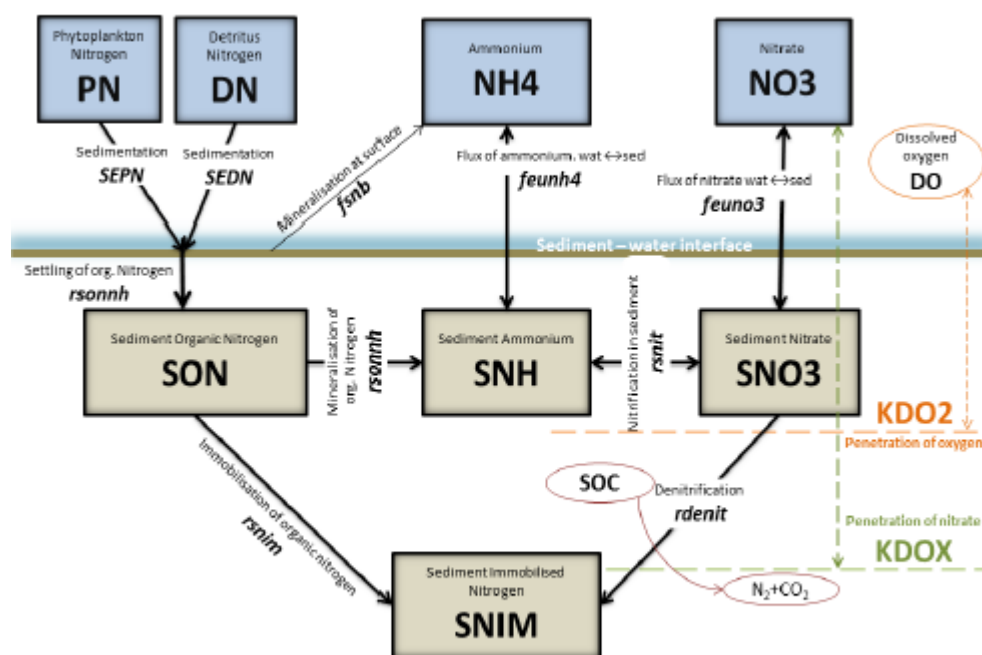
I sedimenten beskrivs kvävecykeln med fyra stycken variabler: organiskt kväve i sedimenten (SON), ammonium i sedimenten (SNH), nitrat i sedimenten (SN3) och inert¹ kväve i sedimenten (SNIM). I sedimenten bryts en del av det organiska materialet (SON) ner till ammonium i sedimentens porvatten (SNH). I det översta sedimentlagret där syre är tillgängligt, oxiderar bakterier ammoniumet i porvattnet (SNH) till nitrat och nitrit (SNO3). Den här processen, nitrifikation, är en aerobisk process och kan därför

¹ Otillgängligt, d.v.s. kan inte frigöras och återföras till vattenmassan.

bara ske i det översta sedimentlagret där syre är tillgängligt. Det nitrat som produceras (SNO₃) kan antingen diffundera tillbaka ut i vattnet (alternativt diffundera längre ner i sedimenten) eller denitrifieras av bakterier i sedimentens syrefria skikt, det vill säga omvandlas till kvävgas. Denitrifikation är en viktig process som fungerar som en reningsmekanism med avseende på belastningen av nitrat. En betydande del av det nitrat som tillförs Himmerfjärden från land och reningsverket denitrifieras och blir kvävgas, och blir därmed otillgängligt för vanliga växtplanktonarter. Observera att denitrifikation även kan ske i vattenmassan under syrefria förhållanden.

Utbytet av ammonium (SNH) och nitrat (SNO₃) i porvattnet i sedimenten med vattenmassan beror på halten i respektive vatten; flödet går från vattnet med hög halt till vattnet med låg halt. För ammonium innebär det att flödet går från porvattnet till vattenmassan hela året, det vill säga, sedimenten fungerar som en källa för pelagialt ammonium. För nitrat varierar riktningen; ibland fungerar sedimenten som källa och ibland som en sänka. Under delar av året avger sedimenten nitrat, och under andra delar tar det upp nitrat från vattenmassan.

En del av det organiska kvävet sedimenterar permanent och ingår inte längre i kvävecykeln (SNIM). Figur 3-3 visar sedimentcykeln för kväve.



Figur 3-3 Sedimentcykeln för kväve som den beskrivs i modellen (från Rasmussen et al, 2000 och Axén Mårtensson, 2011).

Fosforcykeln

Grunden i fosforcykeln är lik kvävecykeln, särskilt när det gäller den organiska delen. Den oorganiska delen skiljer sig däremot åt. Fosforcykeln beskrivs med hjälp av följande variabler: organiskt fosfor i sedimenten (SOP), fosfat i sedimentens porvatten (SIP), fosfat bundet i oxiderat järn (FESP), och inert fosfat i sedimenten (SPIM).

Precis som för kvävecykeln byggs den organiska delen av fosfor (SOP) upp av fosfor bundet i växtplankton och detritus som når botten. I sedimenten bryts det organiska materialet ner och frigör fosfor i form av fosfat (SIP). Fosfatet kan antingen diffundera tillbaka ut i vattenmassan eller bindas till oxiderat järn (Fe^{3+}) i form av FeO_2H .

I vilken form som fosfatet finns, som fosfat i porvattnet (SIP) eller bundet till järn (FESP), beror på sedimentens oxiderande förmåga. Om sedimenten är oxiderande binds fosfatet till Fe^{3+} . Om Fe^{3+} reduceras till Fe^{2+} , lösgörs fosfatet och omvandlas tillbaka till SIP och läcker ut i vattnet. Vid syrerika förhållanden oxideras järnet till Fe^{3+} och fosfatet blir då bundet i sedimenten. Det oxiderande sedimentskiktets tjocklek är en variabel i modellen som beror på flera faktorer.

Utbytet av fosfat mellan porvattnet i sedimenten och vattenmassan beror på halten av fosfat i respektive vatten, där flödet går från vatten med hög halt till vatten med låg halt.

En del av den oorganiska fosfor begravs i sedimenten (SPIM) och är inte längre aktiv i fosforcykeln.

Kiselcykeln

Sedimentmodellen innehåller också en beskrivning av utbytet av silikat mellan vattenmassan och sedimenten. Kiselcykeln (silikatcykeln) i modellen är relativt enkel i jämförelsen med kväve- och fosforcyklerna. Kisel bundet i växtplankton (diatomer) och dött organiskt material sjunker ner till botten. En del av detta sjunkande material stannar kvar i sedimenten. Resten mineraliseras och återgår till vattenmassan som silikat.

3.4 Simuleringar

Eftersom primärproduktionen och närsaltsdynamiken i vattenmassan på våra breddgrader följer en typisk årscykel så har varje simulering innefattat ett helt år, med start 1 januari.

Först måste en modell kalibreras. Det innebär att de modellparametrar som inte är universella anpassas så att modellresultaten stämmer väl överens med mätningar. Precis som den hydrodynamiska modellen så kalibrerades den biokemiska modellen för år 1999. År 1999 valdes därför att det dels var ett normalt år och dels finns det en stor mängd data tillgängliga för det året. Kalibreringen av den biokemiska modellen har fokuserat dels på att få huvuddragen i närsaltsdynamiken rätt och dels på att få stabila sedimentpooler (se avsnitt 4.2.2).

När en modell väl är kalibrerad ska den valideras, d.v.s. utan att göra någon ytterligare anpassning simuleras en fristående tidsperiod och modellresultaten jämförs med mätningar. Om modellresultaten och mätningarna stämmer väl överens har man en modell

som kan beskriva olika förhållanden och som därmed kan anses tillförlitlig. I detta fall har modellen validerats med hjälp av data från år 2007, vilket är det år då det storskaliga utsläppsexperimentet i Himmerfjärden inleddes. Observera att simuleringen för 2007 endast går till 9 december 2007.

4 Indata

För att kunna göra beräkningar med den kopplade hydrodynamiska-biokemiska modellen behövs mätningar. Dessa används för att 1) bestämma drivningen, 2) initialisera modellen, och 3) kalibrera och validera modellen. I det här kapitlet beskrivs drivningen och initialiseringen. Kalibreringen och valideringen av modellen beskrivs i nästkommande kapitel.

All data har tillhandahållits av Jakob Walve, Stockholms Universitet, om inget annat anges.

4.1 Drivning

För att driva den hydrodynamiska modellen i Himmerfjärden behövs:

- I. meteorologiska förhållanden,
- II. tillrinning och utsläpp,
- III. förhållandena på den öppna randen mot Östersjön.

För den biokemiska modellen behövs dessutom:

- IV. närsaltsbelastning via tillrinning och utsläpp,
- V. solstrålning,
- VI. atmosfärisk deposition av närsalter.

4.1.1 Meteorologisk drivning

För den bestämma den meteorologiska drivningen behövs följande information:

- vindhastighet och riktning,
- nederbörd,
- lufttemperatur,
- relativ luftfuktighet,
- andel klar himmel (motsatsen till molnighet).

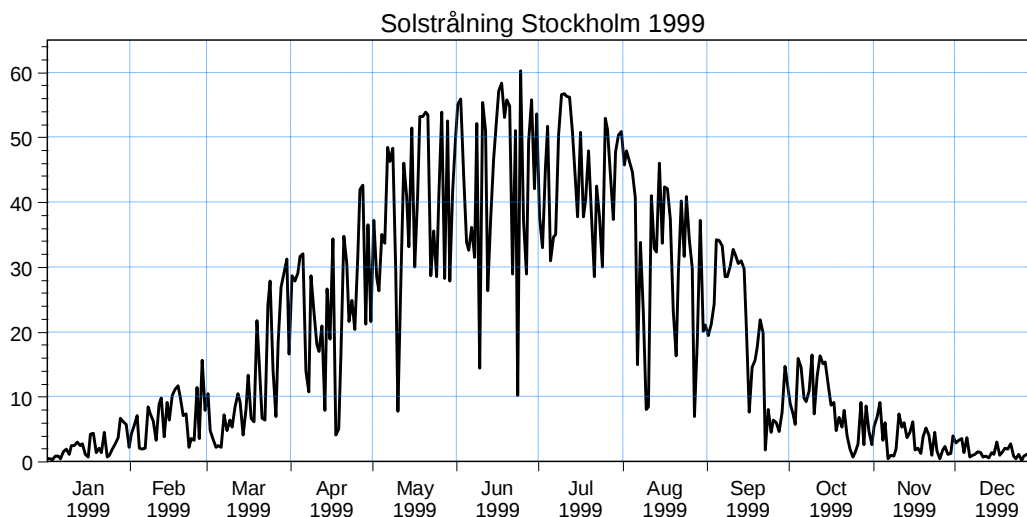
Den närmaste väderstationen som är representativ för Himmerfjärden är Landsort. Här utför SMHI regelbundna mätningarna av väderförhållandena. Vinden mäts var tredje timme medan nederbörden anges såsom nederbördsmängd per dag. Lufttemperaturen ges såsom dagliga värden på högsta och lägsta lufttemperaturen.

Vinden är förmodligen den viktigaste faktorn för att bestämma cirkulationen och omblandningen i Himmerfjärden. Vinden vid Landsort, i den yttre skärgården, är inte alltid representativ för förhållandena i Himmerfjärden. SMHI har därför på uppdrag av DHI anpassat vindhastigheten för att ta hänsyn till att Himmerfjärden ligger mer skyddat. Friktionskoefficienten sattes till en linjär funktion av vindhastigheten, med värdet 0,001 vid 0 m/s och 0,002 vid 24 m/s.

Observera att den meteorologiska drivningen antas vara densamma över hela modellområdet, d.v.s. den har ingen horisontell variation.

Relativ luftfuktighet och molnighet observeras klockan 0600, 1200 och 1800 vid SMHI:s väderstation i Stockholm. Dessa data tillhandahålls av SMHI.

För den biokemiska modellen behövs även solstrålningen för att kunna beräkna primärproduktionen. SMHI tillhandahöll observerad globalstrålning vid väderstationen i Stockholm. Figur 4-1 visar den del av den observerade solstrålningen som är tillgänglig för fotosyntes.



Figur 4-1 Solstrålning tillgänglig för fotosyntes ($\text{E/m}^2/\text{dag}$) i Stockholm 1999.

Mätdata avseende atmosfärisk deposition av kväve finns tillgängliga från mätstationen Aspvreten i närheten av Himmerfjärden, dock endast för summan av NO_3 och NH_4 . I modellen hanteras dessa separat och därför ingår inte depositionen av kväve i modellen. Depositionen av fosfor antas vara försumbar och ingår därför inte heller i modellen.

4.1.2 Tillrinning och närsaltsbelastning

Den biokemiska modellen drivs också av mängden färskvatten och tillhörande närsalter som tillförs området under året. De viktigaste källorna av färskvatten till Himmerfjärden är:

- lokal tillrinning från land. Månadsmedelvärde av flödet från de fyra övergripande avrinningsområdena för Himmerfjärden har beräknats av SMHI. De fyra avrinningsområdena kan i sin tur delas upp i ett stort antal mindre delavrinningsområden. För att begränsa antalet källor i modellen har delavrinningsområdena aggregerats utifrån vilket havsområde de påverkar. Tillflödet från varje aggregerat modellavrinningsområde har beräknats utifrån respektive övergripande avrinningsområdes hela vattenflöde i proportion till den andel av det övergripande avrinningsområdets area som varje modellavrinningsområde representerar.
- tillrinning från Mälaren genom Södertälje Sluss. Dagliga värdena av volymflödet genom Södertälje Sluss har tagits fram av Stockholms Hamnar.
- utsläpp av renat vatten från reningsverket. Dagliga värden av volymflödet renat vatten som släpps ut från reningsverket mäts av SYVAB.

För närsaltsdynamiken i Himmerfjärden och därmed den biokemiska modellen, spelar den lokala närsaltsbelastningen en viktig roll. Mätningar av närsalter i vattendrag, Mälaren och SYVABs utsläpp finns tillgängliga för nitrat, ammonium, fosfat, totalkväve och totalfosfor.

Mätningarna av nitrat, ammonium, och fosfor kan användas direkt för att bestämma belastningen av respektive variabel. I den biokemiska modellen ingår kisel som silikat eftersom det är i denna form som växtplanktonen tar upp kisel. Mätningar av kiseltransport från land finns oftast i form av kiseldioxid och inte silikat. Silikattransporten från land har uppskattats utifrån dessa kiseldioxidmätningar, genom att den förra har antagits proportionell till den senare. Proportionalitetskonstanten har lämnats som en fri parameter, det vill säga värdet har bestämts under kalibreringen.

Växt- och djurplankton i vattendragen som mynnar ut i Himmerfjärden är sötvattenarter och antas dö när de kommer i kontakt med det salta vattnet. De omvandlas då direkt till detritus. Transporten av växt- och djurplankton till modellområdet antas därför vara noll.

Mängden detritus och löst organiskt material som tillförs området beräknas utifrån mätningar av närsalter, totalkväve och totalfosfor samt formler tagna från den vetenskapliga litteraturen. Totalkväve definieras som summan av ammonium, nitrat, växtplanktonkväve, detritus-kväve och löst organiskt kväve. På samma sätt definieras totalfosfor som summan av fosfat, växtplankton-fosfor, detritus-fosfor och löst organiskt fosfor. I beräkningen antas växtplankton- och djurplanktonhalten båda vara noll.

Första steget är att beräkna summan av detritus-kväve (Det-N) och löst organiskt kväve (DON) från mätningarna av totalkväve (TotN), nitrat (NO₃), och ammonium (NH₄):

$$\text{Det-N} + \text{DON} = \text{TotN} - \text{NO}_3 - \text{NH}_4$$

Tabell 4-1 Sammanfattning av källor från land för närsalter, växtplankton, djurplankton, och detritus. Löst organiskt kol, kväve och fosfor visas i separat tabell.

Modellvariabel	Värde	Kommentar
Växtplankton	0	Sötvattenarter av plankton antas inte överleva i saltvatten utan omvandlas direkt till detritus.
Klorofyll-a	0	Se växtplankton.
Djurplankton	0	Se växtplankton.
Ammonium	Mätningar	NH ₄ i ekvationerna.
Nitrat	Mätningar	NO ₃ i ekvationerna.
Fosfat	Mätningar	PO ₄ i ekvationerna.
Silikat	-	Proportionell mot uppmätt kiseldioxidhalt.
Detritus-kväve	$0,79 \times (\text{TotN} - \text{NH}_4 - \text{NO}_3)$	Faktorn 0,79 från Stepanaukas et al (2002)
Detritus-fosfor	$0,67 \times (\text{TotP} - \text{PO}_4)$	Faktorn 0,67 från Stepanaukas et al (2002)
Detritus-kisel	0	Som en första approximation antas transporten av detritus-kisel från land vara noll.
Detritus-kol	$5 \times \text{Detritus-kväve}$	
Syrgashalt	9 ml/l	Antagande; motsvarar ungefär total syremättnad.

Enligt Stepanaukas et al (2002) antas 79 % av detta vara Det-N och resten antas vara DON:

$$\text{Det-N} = 0.79 \times (\text{TotN} - \text{NO}_3 - \text{NH}_4)$$

$$\text{DON} = (1 - 0.79) \times (\text{TotN} - \text{NO}_3 - \text{NH}_4)$$

Löst organiskt kväve delas sedan upp i hur biologiskt tillgängligt det är. Variabeln LDON motsvarar den biologiskt tillgängliga delen (L, *Labile*) och CDON i den biologiskt otillgängliga eller endast långsamt nedbrytningsbara delen (C, *Coloured*). Följande formler är hämtade från en studie i Søndergard & Thomas (2004):

DHI Sverige AB /PMA/

\\LUND-

FS01.dhi.se\Projekt\RD\12010427_Himmerfjärden_biologisk_modellering\5_Dokumentation\Rapport\rapport_himmerfj_slutlig.doc

Uppdragsnr: 12010427

Utskriftsdatum: 2011-04-21

$$\text{LDON} = 0.31 \times \text{DON}$$

$$\text{CDON} = (1 - 0.31) \times \text{DON}$$

Detritus-fosfor (Det-P), biologiskt tillgängligt löst organiskt fosfor (LDOP) och biologiskt otillgängligt löst organiskt fosfor (CDOP) bestäms på samma sätt men med andra relationsfaktorer. Detritus-kol och löst organiskt kol beräknas utifrån Detritus-kväve och löst organiskt kväve.

I Tabell 4-1 sammanfattas källorna från land för närsalterna, växtplankton, djurplankton och detritus. I Tabell 4-2 sammanfattas hur belastningen av löst organiskt material har tagits fram.

Tabell 4-2 Sammanfattning av källor från land för löst organiskt material. Notera att DON, DOP, och DOC inte är modellvariabler utan används endast för att räkna fram biologiskt tillgängligt och biologiskt otillgängligt löst organiskt material.

Modellvariabel	Värde	Kommentar
DON	$(1 - 0,79) \times (\text{TotN-NH}_4\text{-NO}_3)$	Se formeln för detritus-kväve
DOP	$(1 - 0,67) \times (\text{TotP} - \text{PO}_4)$	Se formeln för detritus-fosfor
DOC	$17 \times \text{DON}$	Referens Stepanaukas et al. (2002)
LDON	$0,31 \times \text{DON}$	Referens Søndergard & Thomas (2004)
CDON	$(1 - 0,31) \times \text{DON}$	Referens Søndergard & Thomas (2004)
LDOP	$0,75 \times \text{DOP}$	Referens Søndergard & Thomas (2004)
CDOP	$(1 - 0,75) \times \text{DOP}$	Referens Søndergard & Thomas (2004)
LDOC	$0.20 \times \text{DOC}$	Referens Søndergard & Thomas (2004)
CDOC	$(1 - 0,20) \times \text{DOC}$	Referens Søndergard & Thomas (2004)

4.1.3 Drivning från utsjön (Östersjön)

För den biokemiska modellen måste randvärden anges för de pelagiska modellvariablerna. För sedimentvariablerna behövs inga randvillkor eftersom de beskriver förhållandena på botten och transporteras inte in och ut genom den öppna randen mot Östersjön.

Vid B1 finns regelbundna mätningar tillgängliga för nitrat, ammonium, fosfat, silikat, syrgashalt, totalkväve och totalfosfor. Mätningarna av ammonium, nitrat, fosfat, klorofyll-a, och syrgashalt kan användas direkt för att ansätta dessa modellvariablers randvärden. För de övriga variablerna, d.v.s. växtplankton, djurplankton, detritus, och löst organiskt material, beräknas randvärdena utifrån ovan nämnda mätningar och antaganden om givna förhållanden mellan uppmätta och inte uppmätta variabler.

Växtplankton-kol beräknas utifrån uppmätta klorofyllhalter och ett antagande om en konstant kvot mellan klorofyll och växtplankton-kol (30 g C/g Chl). Med hjälp av den s.k. Redfield-kvoten beräknas andelen växtplankton-kväve, växtplankton-fosfor och växtplankton-kisel (endast för diatomer). Växtplankton-kol, -kväve och -fosfor, delas i sin tur upp i de tre växtplanktontyperna som ingår i modellen: flagellater (PC1, PN1, PP1), diatomer (PC2, PN2, PP2, PSi), och cyanobakterier (PC3, PN3, PP3) enligt mätningar av artsammansättningen i Himmerfjärden. På randen antas 70 % av biomassan bestå av flagellater, 25 % diatomer och 5 % cyanobakterier. Växtplanktonartsammansättningen är den samma för växtplankton-kol, -kväve och -fosfor. Det vill säga, samma förhållanden används för att beräkna andelen kol, kväve, och fosfor bundet i flagellater, diatomer och cyanobakterier.

Djurplankton-kol antas vara proportionellt mot halten växtplankton-kol med en proportionalitetsfaktor på 0,1. I Tabell 4-3 sammanfattas omvandlingen från mätningar till modellvariabler för växtplankton och djurplankton.

Randvärdena för detritus och löst organiskt material beräknas på samma sätt som belastningen från land, det vill säga utifrån mätningar av nitrat, ammonium, fosfat, totalkväve och totalfosfor.

Tabell 4-3 Omvandling från mätningar av klorofyll (CHL) till modellvariabler för växtplankton och djurplankton. Samma metod används för att skapa randvillkoren och initialvillkoren. Mätdata från Ulf Larson, Stockholms Universitet. Notera att växtplankton-kol (PC), växtplankton-kväve (PN) och växtplankton-fosfor (PP) inte är modellvariabler utan används enbart för att beräkna andelen kol, kväve, och fosfor bundet i de tre växtplanktonarterna flagellater (PC1, PN1, PP1), diatomer (PC2, PN2, PP2), och cyanobakterier (PC3, PN3, PP3).

Modellvariabel	Förkortning	Omvandling
Växtplankton-kol	PC	$(30 \text{ mg C/mg Chl}) \times \text{CHL}$
Växtplankton-kväve	PN	$\text{PC} / 6$
Växtplankton-fosfor	PP	$\text{PC} / 42$
Djurplankton-kol	ZC	$0,1 \times \text{PC}$
Flagellater:		
kol	PC1	$0,70 \times \text{PC}$
kväve	PN1	$0,70 \times \text{PN}$
fosfor	PP1	$0,70 \times \text{PP}$
Diatomer:		
kol	PC2	$0,25 \times \text{PC}$
kväve	PN2	$0,25 \times \text{PN}$
fosfor	PP2	$0,25 \times \text{PP}$
kisel	PSi	$\text{PC2} / 3$
Cyanobakterier:		
kol	PC3	$0,05 \times \text{PC}$
kväve	PN3	$0,05 \times \text{PN}$
fosfor	PP3	$0,05 \times \text{PP}$

4.1.4 Total närsaltsbelastning

Nedan sammanfattas den totala belastningen till Himmerfjärden i modellen. I Tabell 4-4 sammanfattas närsaltstillförsel till beräkningsområdet. Värden anges för oorganiskt kväve (summan av nitrat och ammonium), totalkväve, fosfat, och totalfosfor för 1999.

DHI Sverige AB /PMA/

\\LUND-

FS01.dhi.se\Projekt\RD\12010427_Himmerfjärden_biologisk_modellering\5_Dokumentation\Rapport\rapport_himmerfj_slutlig.doc

Uppdragsnr: 12010427

Utskriftsdatum: 2011-04-21

Tillskottet är uppdelat i fyra olika källor: Mälaren, SYVAB (tillförseln från reningsverket), land och hav. Termen *Land* står för tillförsel från vattendragen och diffusa bidrag. I tabellen ingår även bidraget från Östersjön (*Hav* i tabellen), det vill säga den nettomängd kväve och fosfor som transporteras in/ut genom den öppna randen mot Östersjön. Motsvarande siffror för 2007 ges i Tabell 4-5.

Tabell 4-4 Närssaltstillförsel av oorganiskt kväve (summan av nitrat och ammonium, NO_3+NH_4), totalkväve (TotN), fosfat (PO_4) och totalfosfor till Himmerfjärden år 1999 uttryckt i ton kväve och fosfor. Siffrorna gäller för perioden 1 januari till 31 december 1999. Till exempel, under perioden 1 januari till 31 december bidrog Mälaren med 36 ton oorganiskt kväve till Himmerfjärden. Negativa värden anger en förlust.

Källa	NO_3+NH_4	TotN	PO_4	TotP
Hav	-619	430	37	-23
Land	235	466	5	24
Mälaren	36	95	2	5
SYVAB	76	138	3	17

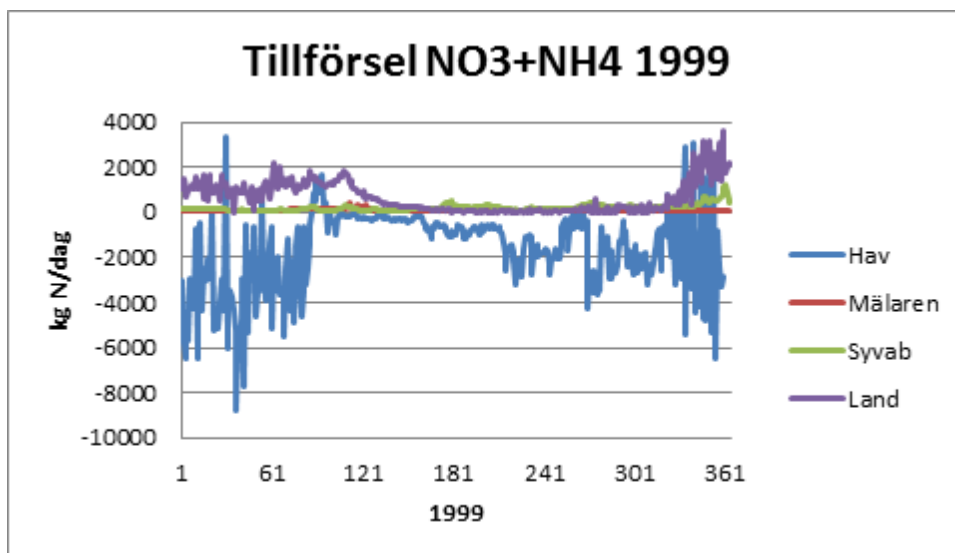
Tabell 4-5 Närssaltstillförsel av oorganiskt kväve (summan av nitrat och ammonium, NO_3+NH_4), totalkväve (TotN), fosfat (PO_4) och totalfosfor till Himmerfjärden år 2007 uttryckt i ton kväve och fosfor. Siffrorna gäller för perioden 1 januari till 9 december 2007. Till exempel, under perioden 1 januari till 9 december bidrog Mälaren med 18 ton oorganiskt kväve till Himmerfjärden. Negativa värden anger en förlust.

Källa	NO_3+NH_4	TotN	PO_4	TotP
Hav	-719	85	84	-48
Land	178	313	4	20
Mälaren	18	61	1	3
SYVAB	669	702	4	8

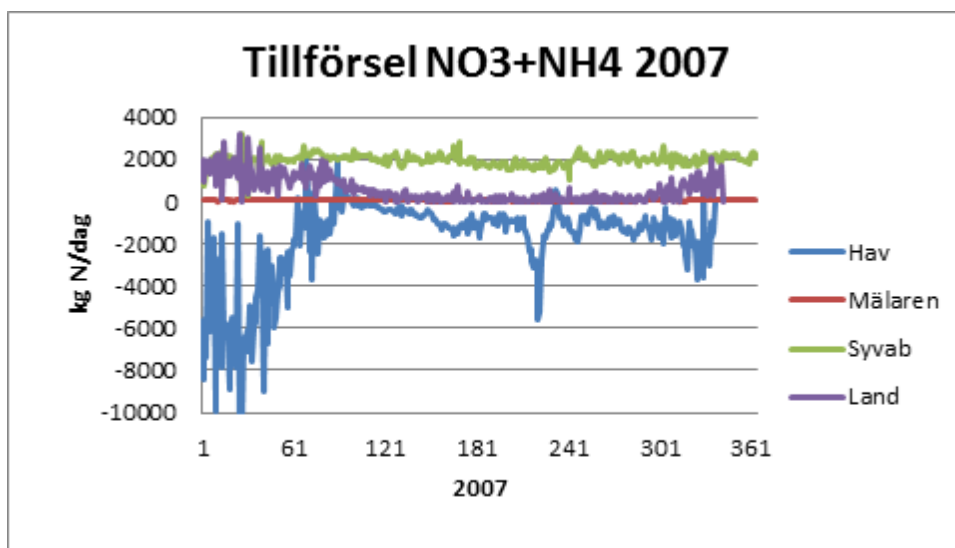
Utbytet mellan Himmerfjärden och Östersjön är sådant att oorganiskt kväve transporteras ut från Himmerfjärden medan fosfat transporteras in i Himmerfjärden. Under 1999 bidrog Himmerfjärden med 619 ton oorganiskt kväve till Östersjön, medan 37 ton fosfat transporterades in till Himmerfjärden från Östersjön.

Med slopad kväverening (2007) ökade tillförseln av oorganiskt kväve från 76 ton N (1999) till 669 ton N. Med kväverening (1999) dominerar kvävetillförseln av bidraget från land (235 ton N mot 76 ton N). Utan kväverening utgör SYVABs utsläpp det största bidraget av oorganiskt kväve till Himmerfjärden (669 ton N mot 178 ton N).

I Figur 4-2 och Figur 4-3 presenteras exempel på hur belastningen varierar i tiden, i detta fall för oorganiskt kväve. Det är tydligt att det stora utbytet med utsjön sker under vinter och vår. Detsamma gäller belastningen via avrinning från land. Belastningen från SYVAB är dock mer eller mindre konstant, som framgår av tidsutvecklingen för 2007 (Figur 4-3).



Figur 4-2 Tillförsel per dag av oorganiskt kväve (i kg/dag) till Himmerfjärden från hav (genom öppna randen mot Östersjön), Mälaren, SYVAB och land (lokala vattendrag och diffust bidrag) för 1999.



Figur 4-3 Tillförsel per dag av oorganiskt kväve (i kg/dag) till Himmerfjärden från hav (genom öppna randen mot Östersjön), Mälaren, SYVAB och land (lokala vattendrag och diffust bidrag) för 2007.

4.2 Initialisering

Att initialisera en modell innebär att starttillståndet definieras, d.v.s. att alla variabler ges ett initialt värde i varje beräkningscell. Den hydrodynamiska modellen MIKE 3 kräver att vattenstånd, temperatur och salthalt initialiseras. Strömmen sätts initialt till noll, eftersom denna snabbt ställer in sig efter drivningen.

Vattenståndet initialiserades med ett konstant värde i hela området lika med vattenståndet vid den södra öppna randen för tidpunkten då modellberäkningarna startas, det vill säga, 1 januari kl. 00:00. Temperatur och salt initialiserades med vertikala profiler från bevakningsstationerna H1-H7 och, då data fanns tillgängligt, stationerna H8, H9 och X1. Dessa profiler interpolerades och extrapolerades i tid och rum så att de täckte hela det tredimensionella beräkningsnätet med värden som är representativa för beräkningarnas startdatum. För mer information se tidigare rapport (Liungman et al, 2011).

4.2.1 Pelagiska variabler

För de biokemiska variablerna måste initialvärden tillhandahållas för samtliga variabler. De pelagiska variablerna initialiserades med konstanta värden i hela området. Detta motiveras av att simuleringarna startas den 1:a januari, då vattnet är välomblandat. Januarmätningarna från stationen H4 har använts för att representera förhållandena i hela fjärden. Mätningar av halterna av nitrat, ammonium, fosfat, kisel och syrgas har använts direkt för att initialisera motsvarande modellvariabel. På samma sätt som randvärdena togs fram, har klorofyllmätningarna använts för att bestämma initialvärdena för växtplankton och djurplankton, och Redfield-kvoten för att bestämma mängden kväve, fosfor och kisel i växtplankton utifrån växtplankton-kol. Initialvärdena för detritus och löst organiskt material bestäms utifrån mätningarna av nitrat, ammonium, fosfat, totalkväve och totalfosfor på samma sätt som för belastningen från land (se avsnitt 4.1.2).

4.2.2 Sedimentvariabler

Initialvärden måste även anges för alla variabler i sedimentmodellen. Detta är ingen trivial uppgift eftersom väldigt få mätningar finns av sedimentens kemiska sammansättning. Sedimentvariablerna är 2-dimensionella och definierade på botten av modelldomänen. Initialvärdena anges därför som 2-dimensionella kartor där värdet i varje ruta beskriver bottenhalten av respektive variabel. Vilket värde som anges beror på vilken typ av sediment som botten består av.

Sedimenten indelas efter vad som händer med materia som sedimenterar; stannar det kvar eller transporteras det vidare till ett annat område? Detta beror bland annat på vilket djup sedimenten är belägna, hur exponerat för vågor området är, platsen där sedimenten är belägna, vad strömförhållandena är och vad bottenlutningen är (Håkansson & Janson, 1983). Sedimenten indelas därför i tre bottentyper:

- **Erosionsbottnar**
Dessa bottnar är utsatta för strömmar och vågor och är oftast belägna i grunda områden. Materia som sedimenterar här eroderas och förs vidare till lugnare områden. Dessa bottnar har oftast en låg vattenhalt och lågt innehåll av organiskt material.

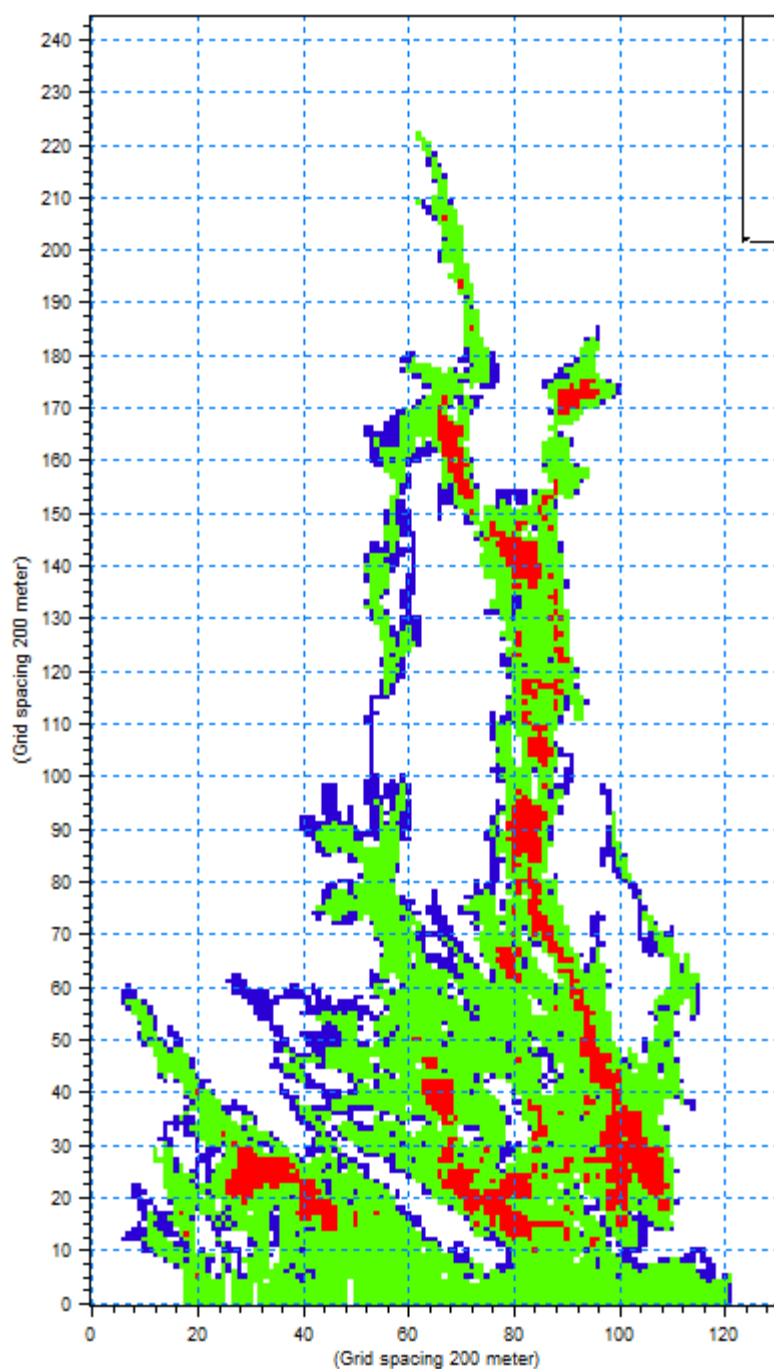
- **Transportbottnar**
Dessa bottnar utgör länken mellan erosionsbottnar och ackumulationsbottnar. Materia kan sedimentera under en kortare eller längre period här och sedan fortsätta till ackumulationsbottnar. Transportbottnar kan tidvis fungera som ackumulationsbottnar eller erosionsbottnar beroende på väder och klimatförhållandena. På grund av de varierande förhållandena är sammansättningen av transportbottnar mycket varierande. Generellt sätt består transportbottnar av finare material och har ett högre vatteninnehåll än erosionsbottnar.
- **Ackumulationsbottnar**
Dessa bottnar finns i områden med låga strömmar och små vågor, samt i djupa områden. De utgörs av finkornigt material och har ett vatteninnehåll över 75 % samt ett högt organiskt innehåll. Även halterna av närsalter och föroreningar är höga i ackumulationsbottnar.

Den här indelningen är relevant för initialiseringen eftersom de olika bottentyperna karakteriseras av sediment med olika halter av organiskt material och närsalter. Enligt Jonsson et al (2003) och Karlsson et al (2010) består Himmerfjärden av cirka 21 % och Näslandsfjärden av ca 49 % ackumulationsbottnar. Resten antas vara erosions- och transportbottnar. I Himmerfjärden är ackumulationsbottnarna belägna i de norra delarna samt i de östra delarna av den centrala fjärden. I samma referens finns kartor som visar var dessa ackumulationsbottnar är belägna. I de områden där information om botten typen saknas har denna bestämts utifrån ett antal enkla villkor (se Tabell 4-6).

Tabell 4-6 Nyckel för definition av botten typ då direkta observationer saknas.

Villkor	Typ av botten
Bottendjup större än 20 m	Ackumulationsbotten
Bottendjup mellan 5 m och 20 m	Transportbotten
Bottendjup grundare än 5 m	Erosionsbotten
Djupskillnaden mellan två närbelägna beräkningsceller är större än 15 m (oberoende av djupet)	Erosionsbotten
Vågutsatta områden med ett djup större än 20 m	Transportbotten

Figur 4-4 visar indelningen av ackumulations-, erosions-och transportbottnar i Himmerfjärden. När en sedimentkarta skapas för en given variabel ansätts samma värde för alla bottenceller som är av samma botten typ. För varje sedimentvariabel tas därmed tre värden fram, ett för varje botten typ.



Figur 4-4 Modellens indelning i ackumulations- (röd), transport- (grön) och erosionsbottnar (blå). Från Axén Mårtensson (2011).

Initialvärdena för sedimentvariablerna för de olika bottentyperna bygger på en kombination av mätningar och uppgifter från den vetenskapliga litteraturen. Huvudreferenserna är följande källor:

- Jonsson et al (2003): kartor av bottentyper och innehåll av kol i sedimenten i Himmerfjärden.

- Karlsson et al (2009): data över kol- och fosforinnehåll i sedimenten i Stockholms skärgård.
- Karlsson et al (2010): data över kol- och fosforinnehåll i sedimenten i Stockholms skärgård och Himmerfjärden.
- Rydin et al (2011): data över fosforfördelningen i sedimentprofiler i Stockholms skärgård.
- Savage et al (2010): presenterar kvoter mellan kol och kväve för Himmerfjärden utifrån på mätningar, vilka använts för att uppskatta kväveinnehållet i sedimenten.
- D. Conley (personlig kommunikation, 2010-11-03): analysresultat från en sedimentmätning i Himmerfjärden som angav innehållet av kol, kväve och kiseldioxid.

Till skillnad från initialvärdena för de pelagiska variablerna där olika värdena används för 1999- och 2007-års beräkningar, användes samma initialvärden för sedimentvariablerna. Det finns inte tillräckligt med underlag i Himmerfjärden för att göra sedimentkartor för specifika år. Istället har data från olika år använts för att skapa sedimentkartorna. Mätningarna är dessutom så pass få att ingen hänsyn har kunnat tas till under vilken årstid en viss mätning är utförd. Hänsyn har dock tagits till att mätningarna inkluderar biologiskt otillgängligt material.

De sedimentdata som finns har visats sig vara otillräckliga för att kunna bestämma initialvärden för alla variabler inom hela modelldomänen. De luckor som finns har täckts genom att använda mätningar från Stockholms skärgård, eller när detta inte räckt till genom att använda data från danska kustområden². I dessa fall är det främst en fråga om att utnyttja kvoter mellan olika variabler. Till exempel, om data finns för det organiska innehållet av kol (SOC) och kväve (SON) i danska sediment men bara för SOC i Himmerfjärden så kan innehållet av kväve i Himmerfjärden räknas ut enligt:

$$(\text{SON})_{\text{Himmerfjärden}} = (\text{SON}:\text{SOC})_{\text{Danska kustområden}} \times (\text{SOC})_{\text{Himmerfjärden}}$$

Om initialvärdet för en viss variabel är osäkert eller felaktigt kan modellen användas för att räkna fram ett rimligt värde. Detta kallas att spinna upp en modell, och innebär att modellen körs med konstant drivning till dess att variablerna hunnit ställa in sig och nått ett stabilt värde som matchar drivningen. Eftersom flera av sedimentprocesserna är mycket långsammare än de pelagiala processerna behöver vissa utav sedimentvariablerna mer än ett års simulering för att bli stabila. Detta ytrar sig som stora skillnader i sedimentvariablerna mellan startvärdet (1 januari) och slutvärdet (31 december). Det gäller främst fosfor- och kiselvariablerna, samt variablerna som beskriver hur långt syre och nitrat tränger ner i sedimenten. Stabila sedimentpooler uppnås genom att upprepa simuleringen av ett givet år, flera gånger, men där de instabila variablerna initialiseras med slutvärdena den 31 december från föregående simulering.

² Data och kunskap tillgängliga inom DHI.

Ytterligare detaljer kring initialiseringen av sedimentvariablerna finns i Axén Mårtensson (2011) inklusive en känslighetsstudie över hur olika initialiseringar påverkar de pelagiska variabler.

5 Resultat för år 1999 – kalibreringen

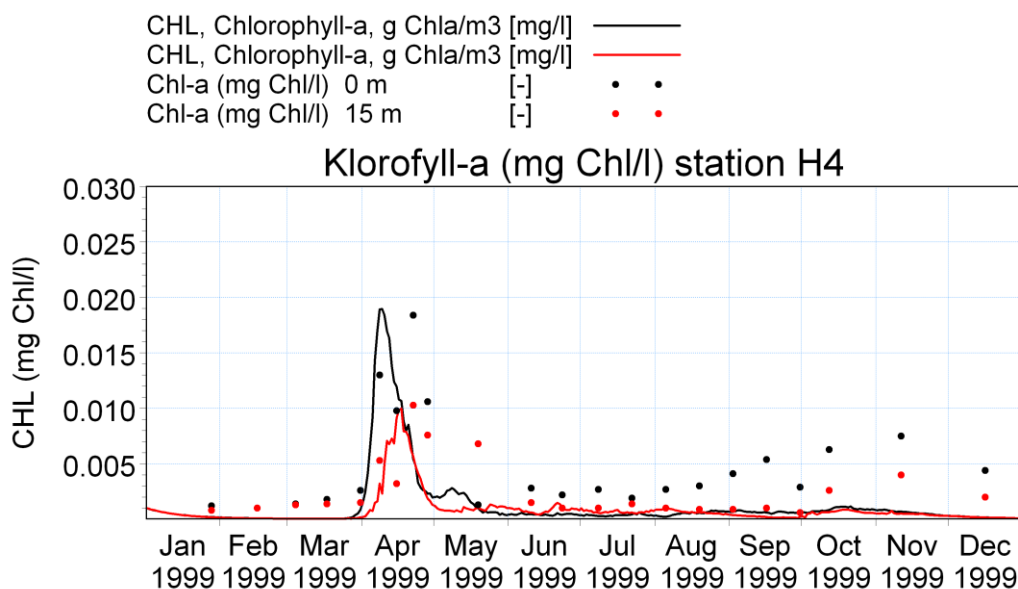
I det här kapitlet presenteras resultaten för år 1999, det år den biokemiska modellen kalibrerats för. Modellresultaten jämförs med mätningar för klorofyll-a, nitrat, ammonium, totalkväve, fosfat, totalfosfor, silikat, och syrgashalt. En mer detaljerad analys av resultaten presenteras i diskussionskapitlet.

Till en början används enbart mätstationen H4 för kalibreringen. Dels ligger den stationen centralt belägen i Himmerfjärden (närmare bestämt södra delen av inre Himmerfjärden) och dels är tillgången på mätdata god här. Resultaten presenteras som tidsserier vid ytan och på 15 m. Dessa två djup har valts eftersom vid ytan är primärproduktionen viktig medan på 15 m dominerar mineraliseringsprocesserna.

En jämförelse mellan modellresultat och mätningar har även gjorts på stationerna H2 (nära öppna randen), H3 (söder om stationen H4), och H5 (strax söder om reningsverket) vid ytan och på 15 m. Slutsatserna är de samma oberoende av vilken station som analyseras. Det som modellen lyckas återge, lyckas modellen återge på alla stationerna.

5.1 Klorofyll

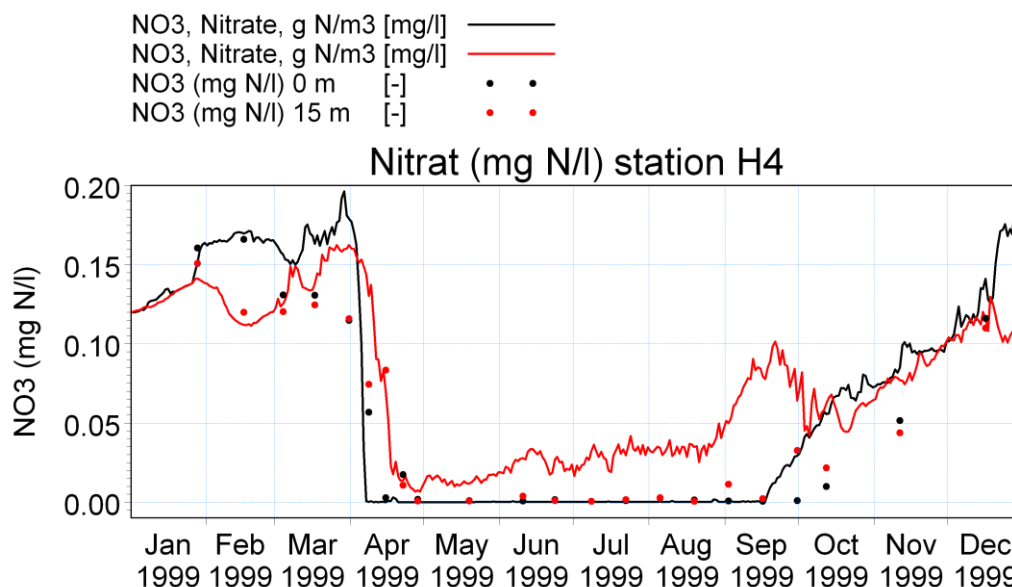
Figur 5-1 visar beräknade och uppmätta klorofyllhalter på stationen H4 vid ytan och på 15 m. Överlag visar modellen en god överensstämmelse med uppmätta klorofyllhalter. Modellen lyckas återge vårbloomingen på ett rimligt sätt både när det gäller tidpunkt och storlek. Under slutet av året lyckas modellen inte återge ökningen hos de observerade klorofyllhalterna, framför allt i ytan. De observerade halterna av klorofyll är normala förutom i november då de år 1999 var osedvanligt höga (jfr Figur 7-11).



Figur 5-1 Klorofyll-a (mg Chl/l) vid ytan (svart) och på 15 m (rött) vid station H4 år 1999. Heldragna linjer är modellresultat och symbolerna mätningar.

5.2 Nitrat

Modellen lyckas väl med att återge årscykeln för nitrat (se Figur 5-2). Till exempel så fångar modellen de höga halterna under vintern, den snabba minskningen under vårbloomingen, de låga halterna under sommaren och ökningen av halterna under hösten.

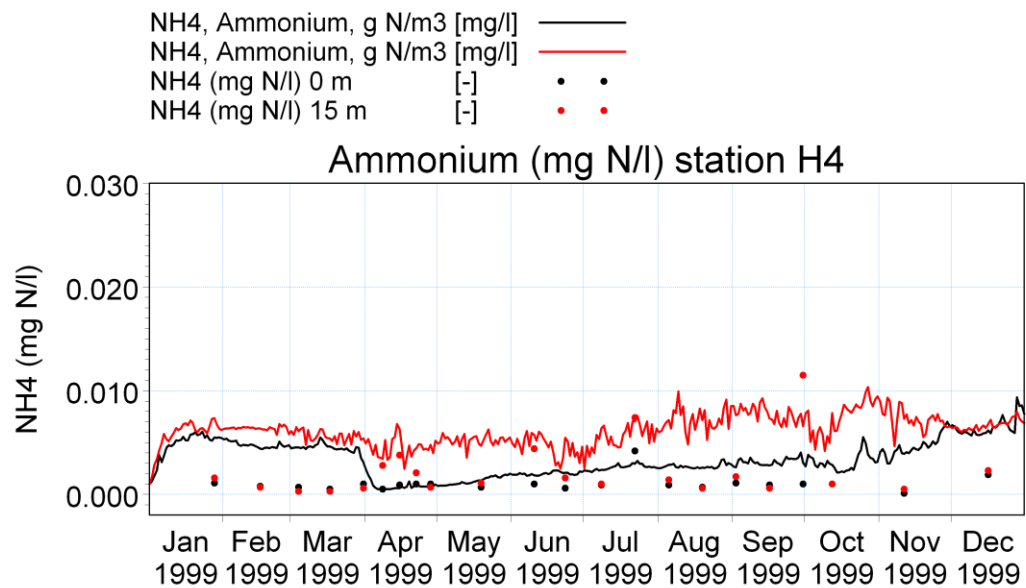


Figur 5-2 Nitrat (mg N/l) vid ytan (svart) och på 15 m (röd) vid station H4 år 1999. Heldragna linjer är modellresultat och symbolerna mätningar.

Jämfört den tidigare modellen är överensstämmelsen bättre på 15 m under sommaren, men nitrathalten överskattas fortfarande under sommaren.

5.3 Ammonium

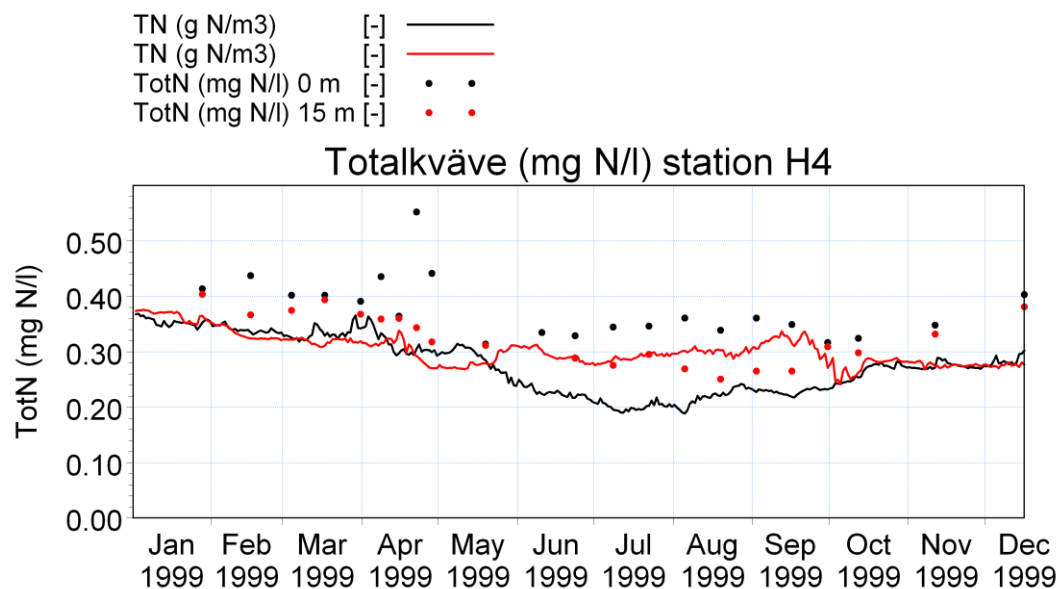
Figur 5-3 visar beräknade och uppmätta ammoniumhalter vid stationen H4. Även om en del förbättringar har gjorts under kalibreringsarbetet så återstår en del tills man har god överensstämmelse mellan modellresultat och mätningar. Ammonium är en mycket svår variabel att kalibrera, dels eftersom halten är väldigt låg jämfört med de andra kvävevariablerna och dels för att halten beror på alla de övriga variablerna i kvävecykeln: nitrat, växtplankton, djurplankton, detritus, löst organiskt material och kväve i sedimenten. Totalt beskrivs ammonium av 15 biokemiska processer med ett stort antal modellparametrar som måste anpassas.



Figur 5-3 Ammonium (mg N/l) vid ytan (svart) och på 15 m (röd) vid station H4 år 1999. Heldragna linjer är modellresultat och symbolerna mätningar.

5.4 Totalkväve

Figur 5-4 visar modellresultat och mätningar av totalkväve på station H4.



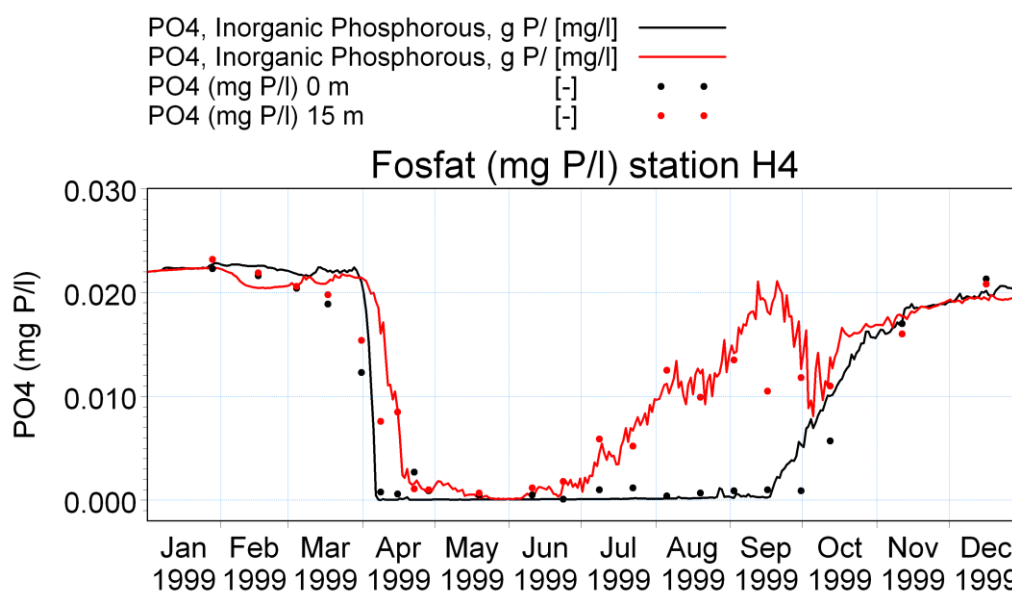
Figur 5-4 Totalkväve (mg N/l) vid ytan (svart) och på 15 m (röd) vid station H4 år 1999. Heldragna linjer är modellresultat och symbolerna mätningar.

Totalkväve räknas i modellen ut som summan av växtplankton-kväve, djurplankton-kväve, detritus-kväve, nitrat, ammonium och löst organiskt kväve och är ett mått på den totala mängden kväve i vattenmassan (kvävet i sedimenten ingår inte). Överensstämmelsen är acceptabel på 15 m (förutom i slutet av året) men modellen underskattar mängden totalkväve vid ytan under i stort sett hela året.

Primärproduktionen och mineraliseringen i vattnet påverkar inte totalkvävehalten eftersom de endast omvandlar kväve från en form till en annan. Normalt beror en minskning av totalkväve på att växtplankton och detritus sedimenterar. En jämförelse mellan detritus-kväve och totalkväve visar att båda minskar under början av året. Det innebär att minskningen av totalkväve under början av året beror på att för mycket detritus-kväve sedimenterar. När sedimenten avger närsalter ökar halten av totalkväve i vattnet.

5.5 Fosfat

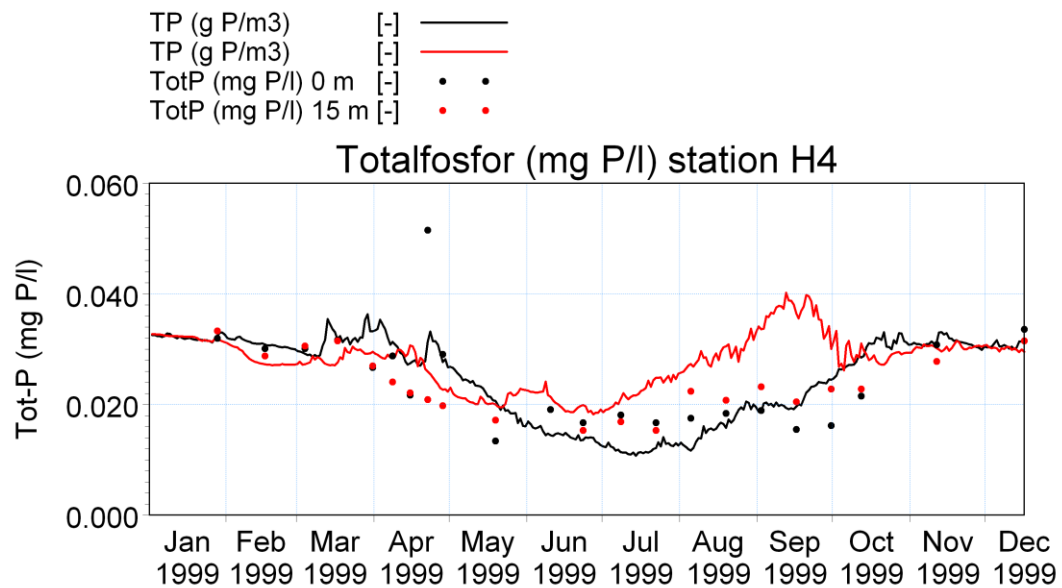
Figur 5-5 visar beräknad och uppmätt fosfat på stationen H4. Modellen lyckas mycket väl med att återge fosfordynamiken under i stort sett hela året. Den fångar de höga halterna under början av året, den snabba minskningen i samband med vårbloomingen och sommarförhållandena då halten är låg vid ytan men ökar på 15 m djup.



Figur 5-5 Fosfat/Oorganiskt fosfor (mg P/l) vid ytan (svart) och på 15 m (röd) vid station H4 år 1999. Heldragna linjer är modellresultat och symbolerna mätningar.

5.6 Totalfosfor

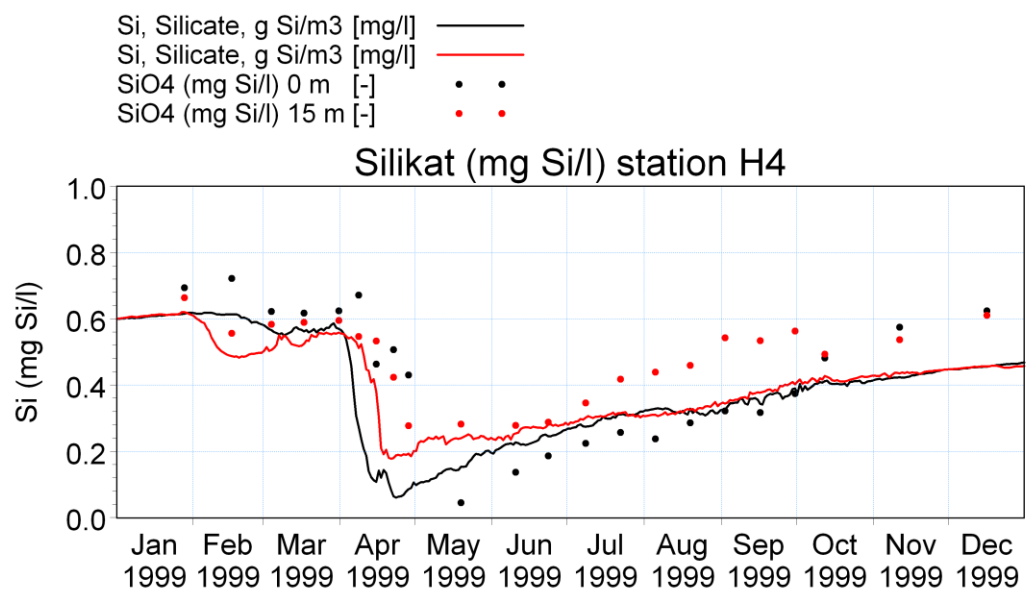
Den årliga cykeln för totalfosfor visas i Figur 5-6. Modellresultaten stämmer väl överens med mätningarna under i stort sett hela året, både på ytan och på 15 m. Under sommaren underskattar modellen halten på ytan något medan halten på 15 m överskattas under sensommaren.



Figur 5-6 Totalfosfor (mg P/l) vid ytan (svart) och på 15 m (röd) vid station H4 år 1999. Helt dragna linjer är modellresultat och symbolerna mätningar.

5.7 Silikat

Figur 5-7 visar beräknad och uppmätt silikathalt på stationen H4.

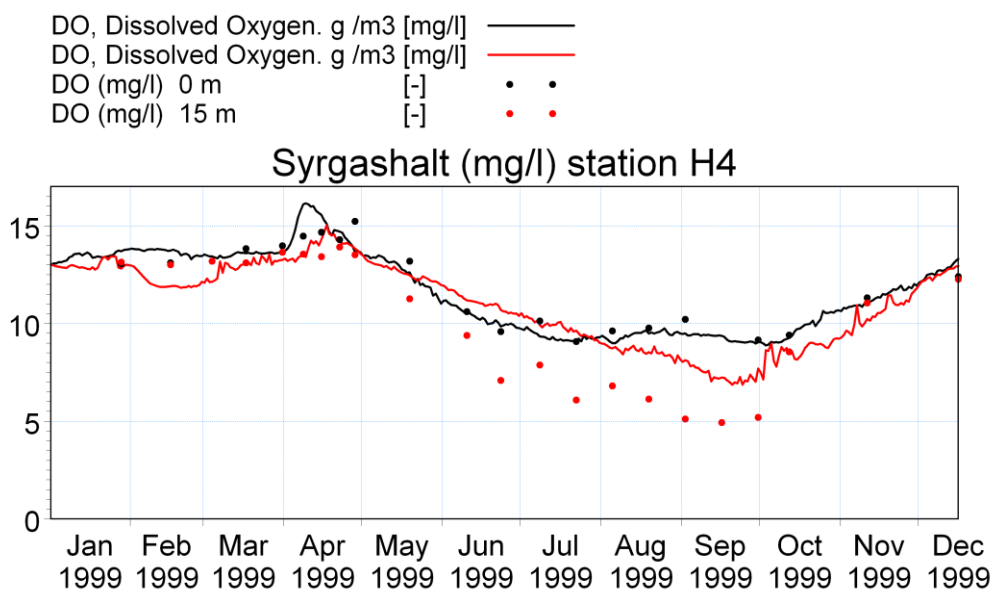


Figur 5-7 Kisel/Silikat (mg Si/l) vid ytan (svart) och på 15 m (röd) vid station H4 år 1999. Helt dragna linjer är modellresultat och symbolerna mätningar.

Överensstämmelsen mellan modell och mätningar är god i stort sett hela året. Modellen fångar de höga silikathalterna under början av året, den snabba minskningen under vårblomningen och den långsamma ökningen under sommaren och hösten. Dock underskattar modellen halterna på 15 m under sommaren och på hösten även vid ytan.

5.8 Syrgashalt

Modellen lyckas väl med att reproducera årscykeln av syre på ytan (se Figur 5-8). Detta visar att syreprocesserna samt utbytet med atmosfären är korrekt beskrivna. Även på 15 m är överensstämmelsen mellan modellresultat och mätningar god, även om halterna överskattas något under sommaren och början av hösten.



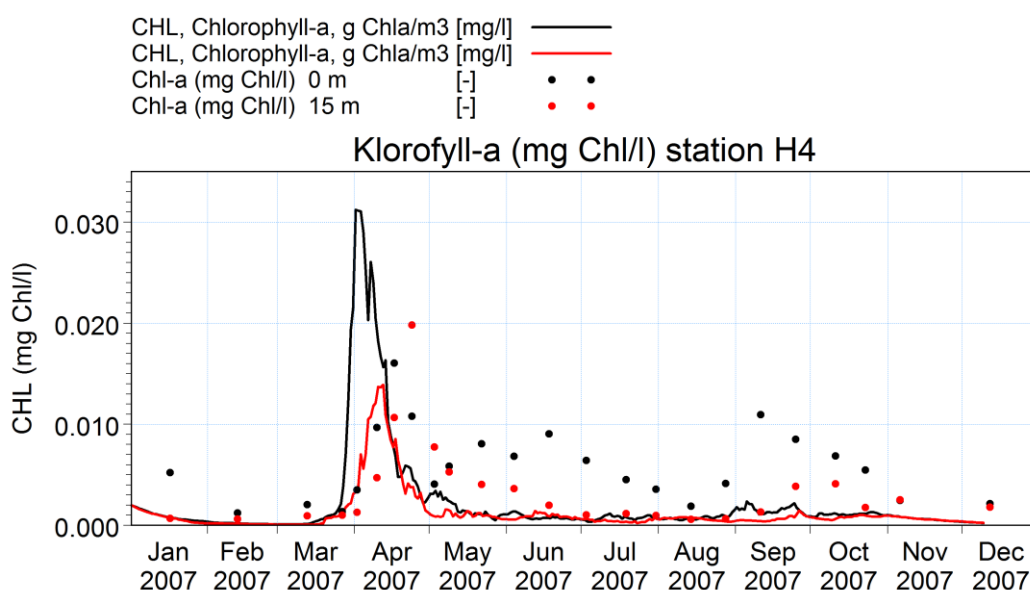
Figur 5-8 Syrgashalt (mg/l) vid ytan (svart) och på 15 m (röd) vid station H4 år 1999. Heldragna linjer är modellresultat och symbolerna mätningar.

6 Resultat för år 2007 – Validering

I det här kapitlet presenteras resultaten från valideringen av modellen. Precis som för kalibreringen så jämförs modellresultaten med mätningar på stationen H4 vid ytan och på 15 m.

6.1 Klorofyll

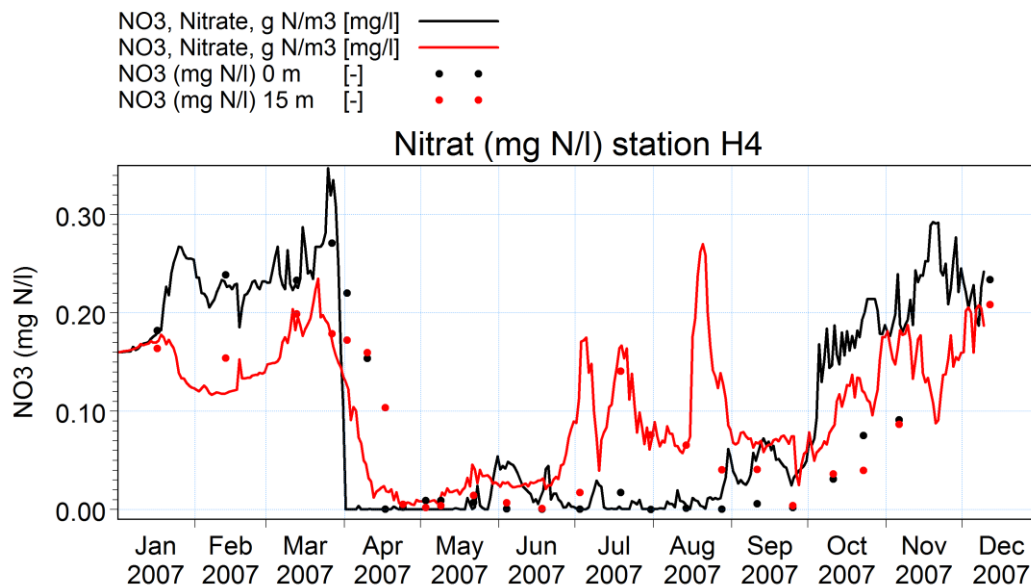
Figur 6-1 visar uppmätt och beräknad klorofyllhalt på stationen H4 vid ytan och på 15 m för år 2007. Den dominerande händelsen under året är vårbloomingen och modellen fångar tidpunkten rimligt väl. Däremot har modellen svårigheter att återge de höga klorofyllhalterna vid ytan under början av sommaren och höstbloomingen i september.



Figur 6-1 Klorofyll-a (mg Chl/l) vid ytan (svart) och på 15 m (röd) vid station H4 år 2007. Heldragna linjer är modellresultat och symbolerna mätningar.

6.2 Nitrat

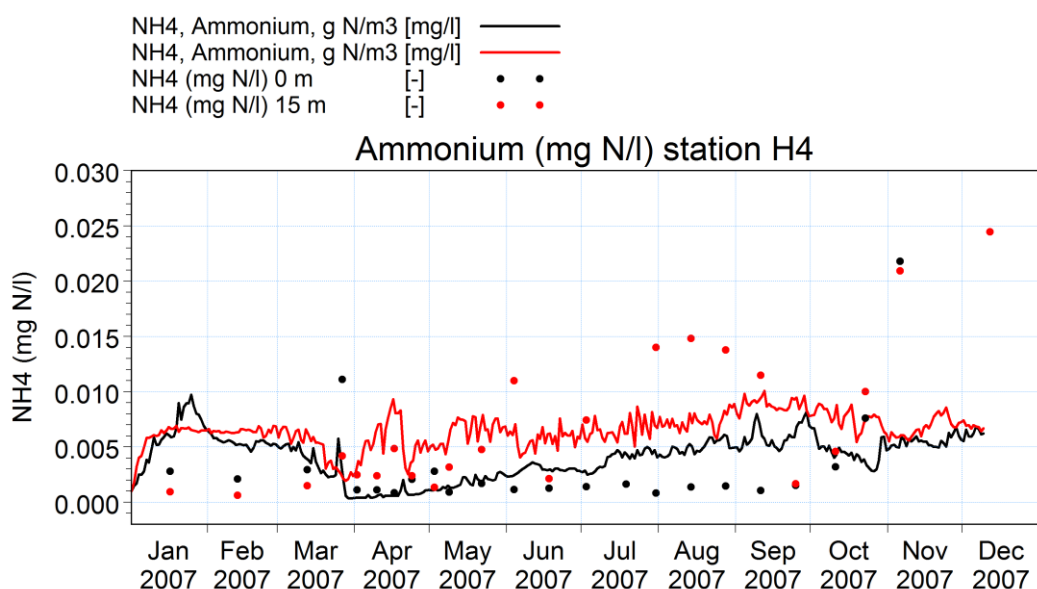
Figur 6-2 visar uppmätt och beräknad nitrat på stationen H4. Under 2007 slopades kvävereningen vid reningsverket och mer nitrat släpptes ut. De modellerade och observerade nitrathalterna stämmer väl överens under dessa nya förhållanden, både vad gäller tidsutvecklingen och haltnivåer. Enligt modellen sker stora och snabba variationer på 15 m under sommaren, med tre tydliga toppar. Ett av dessa tillfällen – i juli månad – har fångats i mätningarna och visar på en mycket god överensstämmelse. I övrigt är det svårt att bekräfta modellresultaten då dessa variationer sker på en kortare tidskala än mätningarnas frekvens. I oktober och början av november överskattas nitrathalterna något, särskilt vid ytan, men i slutet av året är överensstämmelsen mellan modellresultat och observationer återigen god.



Figur 6-2 Nitrat (mg N/l) vid ytan (svart) och på 15 m (röd) vid station H4 år 2007. Heldragna linjer är modellresultat och symbolerna mätningar.

6.3 Ammonium

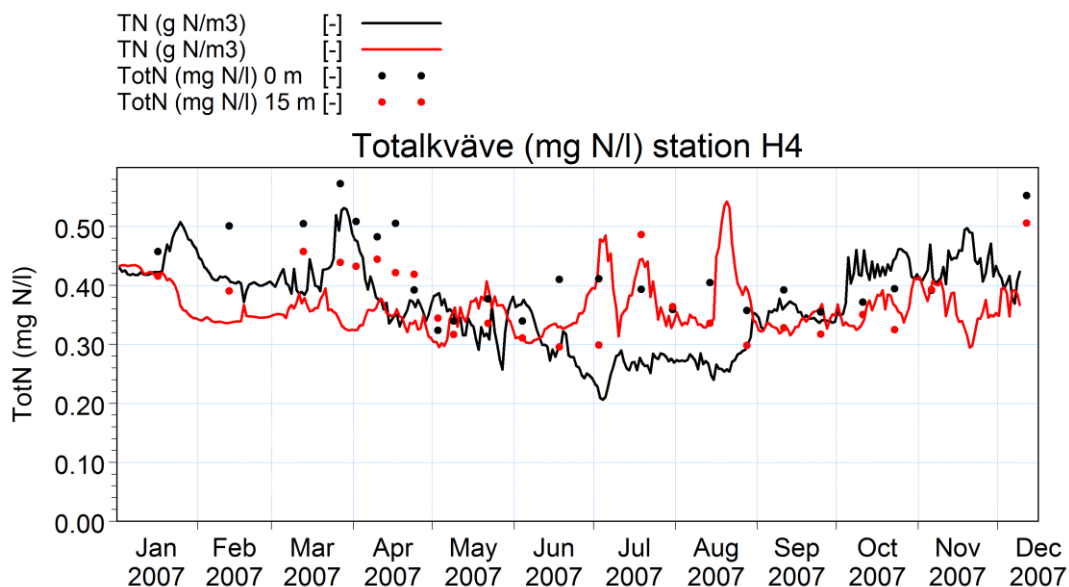
Figur 6-3 visar modellresultat och mätningar av ammonium på stationen H4. De observerade ammoniumhalterna skiljer sig kraftigt från de som observerades år 1999 (se Figur 5-3). Halterna är mycket högre år 2007, särskilt på 15 m och särskilt mot slutet av året. Modellresultaten för de två åren är däremot relativt lika. Det innebär att nivåerna stämmer bättre år 2007, men precis som för 1999 har modellen problem med att fånga ammoniumdynamiken. Ett intressant undantag är toppen vid ytan i samband med vårblomningen, vilken syns både i mätningarna och i modellresultaten.



Figur 6-3 Ammonium (mg N/l) vid ytan (svart) och på 15 m (röd) vid station H4 år 2007. Heldragna linjer är modellresultat och symbolerna mätningar.

6.4 Totalkväve

Halten av totalkväve för mätningar och modellresultat visas i Figur 6-4.

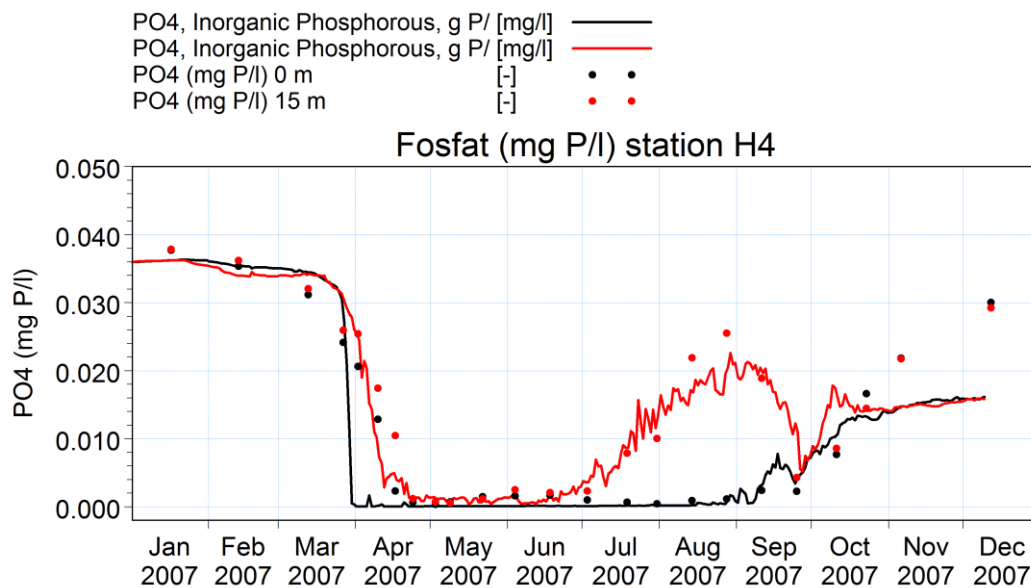


Figur 6-4 Totalkväve (mg N/l) vid ytan (svart) och på 15 m (röd) vid station H4 år 2007. Heldragna linjer är modellresultat och symbolerna mätningar.

Överensstämmelsen är något bättre än för år 1999, då de simulerade halterna ofta ligger i nivå med observationerna. Toppen vid ytan i samband med vårbloomingen återges av modellen och likaså toppen på 15 m i juli. Värdena är också högre vid ytan än på 15 m under vår och höst, vilken stämmer med observationerna. Däremot underskattar modellen halterna vid ytan under sommaren och på 15 m under våren.

6.5 Fosfat

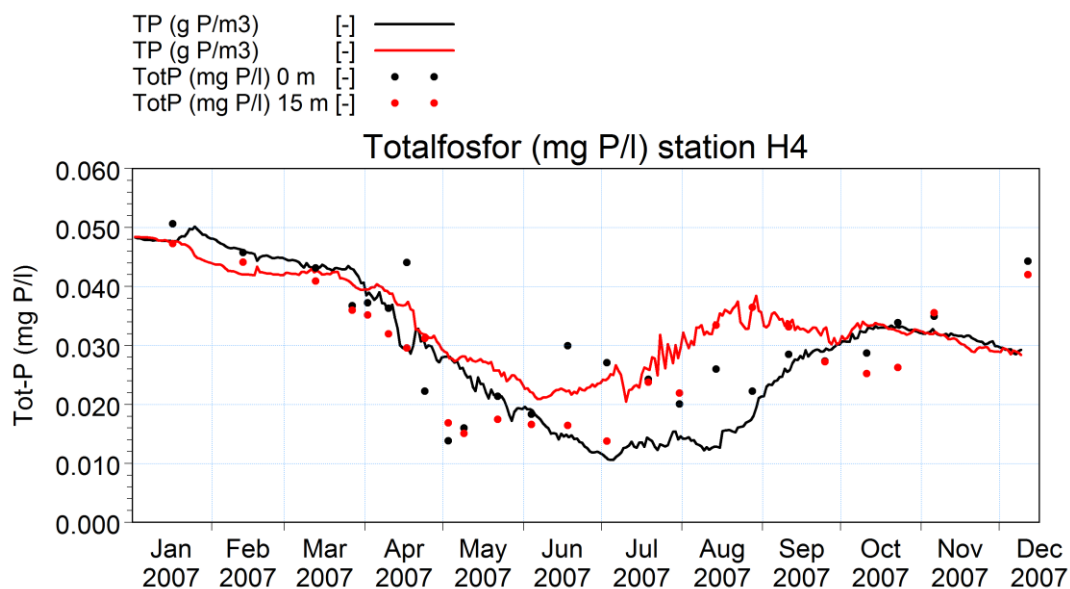
Precis som för år 1999 så överensstämmer modellresultaten för fosfat mycket väl med observationerna under hela året, både vid ytan och på 15 m (se Figur 6-5). Det enda undantaget är att modellen inte når upp till vintervärdena igen i slutet av året.



Figur 6-5 Fosfat/oorganisk fosfor (mg P/l) vid ytan (svart) och på 15 m (röd) vid station H4 år 2007. Helt dragna linjer är modellresultat och symbolerna mätningar.

6.6 Totalfosfor

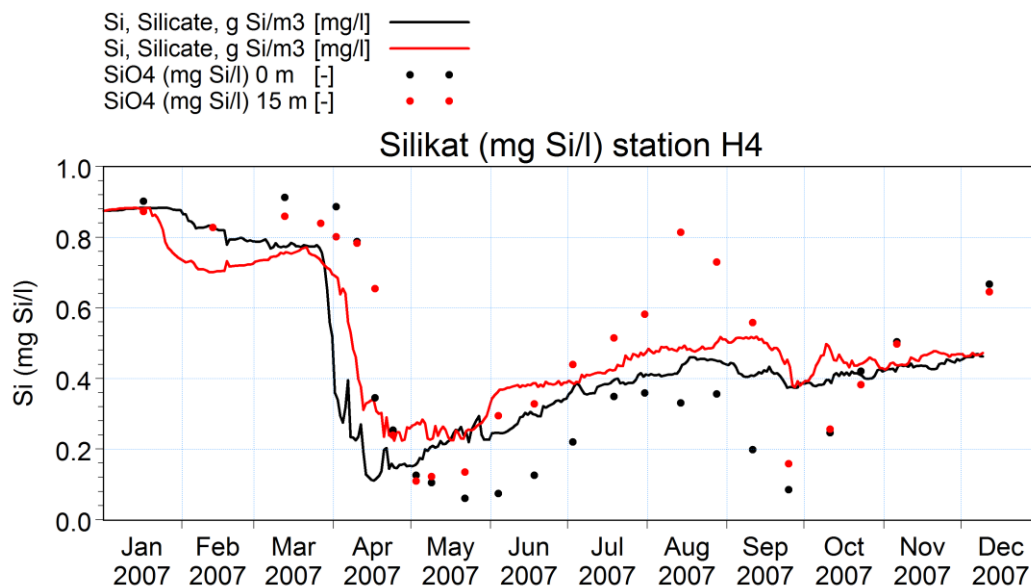
Figur 6-6 visar uppmätt och beräknad halt av totalfosfor på stationen H4. Fram till sen vår visar modellen god överensstämmelse med observationerna. I maj överskattar modellen totalfosforhalterna, för att i juni underskatta halterna vid ytan men överskatta dem på 15 m. Observera den kraftiga variabiliteten i de uppmätta halterna från en mätning till nästa. Under andra hälften av sommaren är överensstämmelsen god på 15 m men modellen underskattar fortfarande halterna vid ytan. I slutet av året blir överensstämmelsen god igen, förutom vid den sista mätningen i december då modellen inte når upp till vintervärdena igen. Graden av överensstämmelse mellan modellresultat och observationerna är ungefär densamma, och bristerna liknande, som för år 1999.



Figur 6-6 Totalfosfor (mg P/l) vid ytan (svart) och på 15 m (röd) vid station H4 år 2007. Heldragna linjer är modellresultat och symbolerna mätningar.

6.7 Silikat

Modellen visar överlag en god överensstämmelse med observationer av silikat (se Figur 6-7). Modellen fångar de höga halterna under vintern, den snabba minskningen under vårbloomingen och den långsamma ökningen under sommaren.

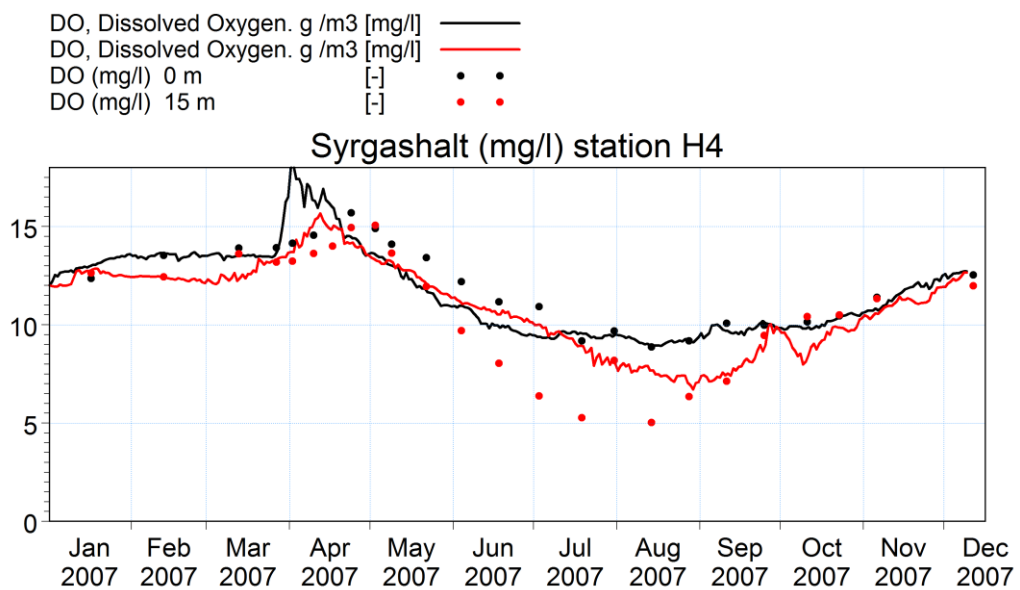


Figur 6-7 Kisel/Silikat (mg Si/l) vid ytan (svart) och på 15 m (röd) vid station H4 år 2007. Heldragna linjer är modellresultat och symbolerna mätningar.

På 15 m lyckas modellen inte återge de höga halterna av silikat i augusti, medan modellen överskattar halterna både vid ytan och på 15 m i september-oktober. Observera den kraftiga dynamiken i observationerna.

6.8 Syrgashalt

Figur 6-8 visar modellresultat och mätningar av syrgashalten på stationen H4. Vid ytan är överensstämmelsen god hela året. På 15 m är överensstämmelsen god fram till början av sommaren. Under juni-augusti minskar de observerade syrgashalterna på 15 m mer än i modellen, vilket också kan ses i resultaten för år 1999.



Figur 6-8 Syrgashalt (mg/l) vid ytan (svart) och på 15 m (röd) vid station H4 år 2007. Heldragna linjer är modellresultat och symbolerna mätningar.

7 Diskussion

7.1 Analys av resultaten för år 1999

I det här avsnittet diskuteras resultaten för år 1999 efter kalibreringen av modellen och en närmare analys görs av närsaltsdynamiken i Himmerfjärden.

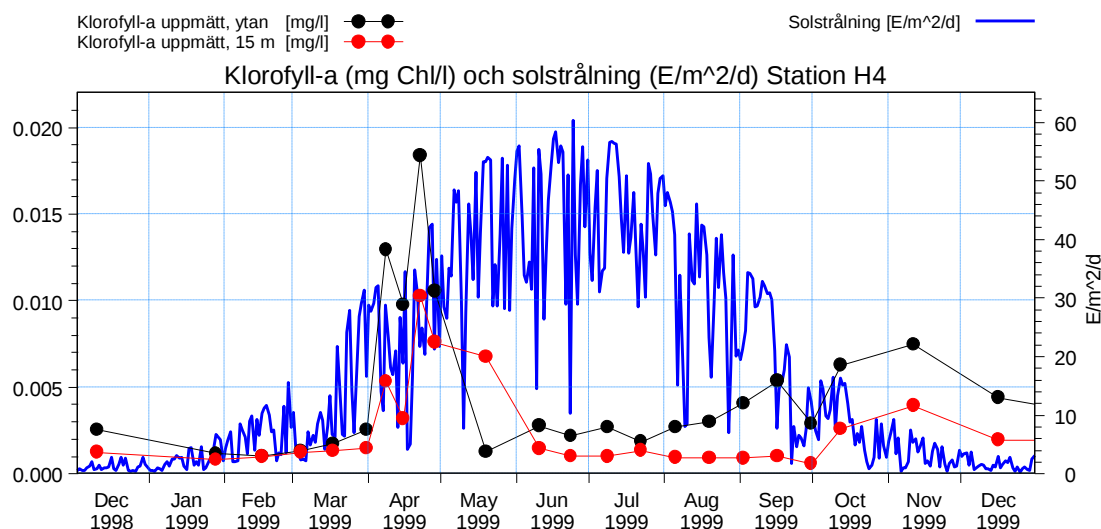
Precis som för kalibreringen så görs analysen utifrån resultaten vid ytan och på 15 m. Vid ytan är primärproduktionen den dominerande processen medan på 15 m är primärproduktionen obetydlig och mineralisering samt utbytet med sedimenten spelar en större roll.

I avsnittet visas tidsserier både för halterna av de olika tillståndsvariablerna och för processerna i vattnet. Enheterna för processerna (omvandling/flöden mellan olika tillståndsvariabler) är koncentrationsförändring per dag i vattenmassan – till exempel för kväverelaterade processer mg N/l/d – och g/m²/d för sedimentprocesser. Processernas värden anger alltså ändringen av koncentrationen för de berörda variablerna per dag. Till exempel, om nedbrytningen av detritus-kväve till ammonium är 0,001 mg N/l/d betyder det att under en dag minskar halten detritus-kväve med 0,001 mg N/l samtidigt som halten av ammonium ökar med motsvarande mängd.

7.1.1 Klorofyll

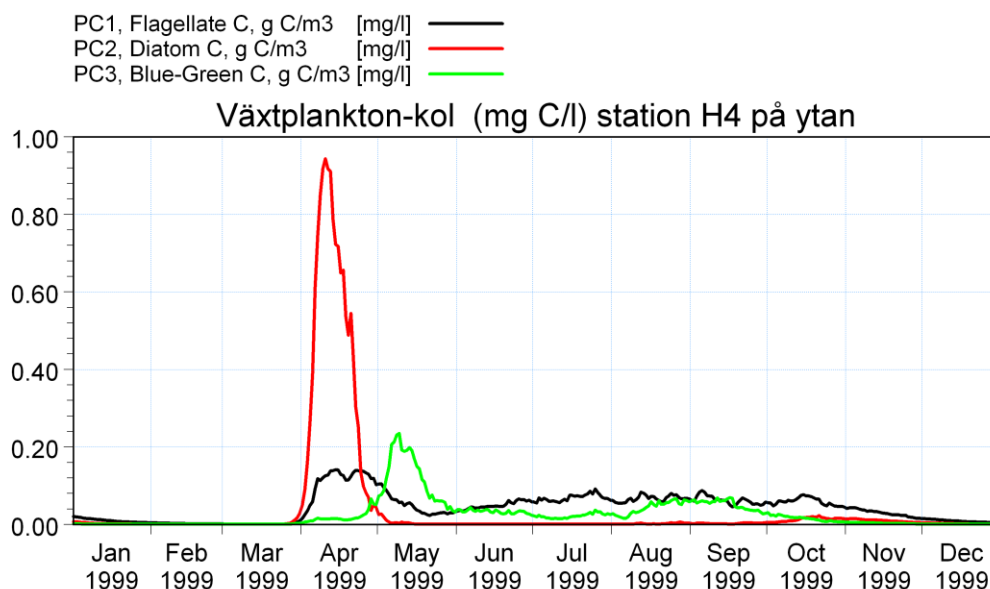
Jämförelsen mellan mätningarna och modellresultaten visar att modellen lyckas återge årscykeln för klorofyll, inklusive tidpunkten och storleken på vårbloomningen, rimligt väl. I november är de observerade halterna av klorofyll onormalt höga (se Figur 7-11) och modellen lyckas inte återge dessa värden. Även med fortsatt kalibrering kommer modellen ha svårt att återge dessa värden eftersom ljusnivån är för låg under november för att någon större primärproduktion ska kunna ske i modellen.

Figur 7-1 visar uppmätt klorofyllhalt på stationen H4 vid ytan och 15 m samt ljusnivån (solinstrålningen). Novembermätningen visar en klorofyllhalt på 0,0075 mg Chl/l på stationen H4 vid ytan samtidigt som ljusnivån är 3,5 E/m²/d (medelvärde för november). Under vårbloomningen är motsvarande värden 0,018 mg Chl/l (högsta klorofyllmätningen under vårbloomningen) och 25 E/m²/d (medelvärde av solinstrålningen under april). Det vill säga, i november är klorofyllhalten ungefär hälften av värdena under vårbloomningen, samtidigt som ljusnivån har gått ner med en faktor 10. En så kraftig minskning av ljusnivån borde ge en större minskning av klorofyllhalten. En möjlig orsak till denna diskrepans är att i modellen står klorofyll endast för levande alger (aktivt klorofyll) medan mätningarna även kan innehålla skadade och döda alger (inaktivt klorofyll).



Figur 7-1 Solinstrålning i Stockholm år 1999 (blå) och mätningar av halten klorofyll-a vid ytan (svart) och 15 m (röd) på stationen H4.

Vid kalibreringen av modellen utifrån halterna av klorofyll-a är det inte bara totala mängden klorofyll som måste vara rätt. Dessutom ska de olika växtplanktontyperna blomma i rätt ordning (till exempel ska cyanobakterierna inte blomma först under sommaren) och vara av rätt storlek relativt varandra (under vårbloomingens första skede ska biomassan av diatomer vara större än flagellater). Figur 7-2 visar modellresultat för de tre växtplanktontyper som ingår i modellen: flagellater, diatomer, och cyanobakterier.



Figur 7-2 Växtplankton-kol (mg C/l) vid ytan på station H4 år 1999. Figuren visar modellresultat för flagellater (svart kurva), diatomer (röd kurva) och cyanobakterier (svart kurva) på stationen H4 vid ytan.

Tids- och storleksmässigt (relativt varandra) lyckas modellen väl med flagellater och diatomer. Däremot kommer blomningen av cyanobakterier något tidigt.

Det finns observationsdata tillgängliga för olika växtplanktonarter i Himmerfjärden. En jämförelse mellan dessa och modellresultaten visar att modellen fångar de grundläggande dragen hos arternas succession. Rent kvantitativt bör dock skillnaden mellan diatomer och flagellater inte vara så stor under vårbloomingen.

7.1.2 Nitrat och ammonium

Modellen lyckas återge huvuddragen i årscykeln av nitrat på de båda analyserade djupen, ytan och 15 m. De biokemiska processer som påverkar halten av nitrat är:

- växtplankton som tar upp nitrat,
- nitrifikation (omvandlingen av ammonium till nitrat),
- utbyte av nitrat mellan porvattnet i sedimenten och vattnet i fjärden,
- denitrifikation (omvandling av nitrat till kvävgas), samt
- anaerobisk oxidation av ammonium (förlust av nitrat).

Vid ytan är den dominerande biokemiska processen växtplanktons upptag av nitrat, speciellt under vårbloomingen och sensommaren. I jämförelse är övriga processer mycket små.

Halten av nitrat påverkas inte enbart av biokemiska processer utan också av belastningen från land och utsläppet från reningsverket, samt av cirkulationen och den vertikala omblandningen av vattnet. Närsaltstillförseln är som störst under början och slutet av året när tillrinningen från land är som störst. Den totala tillförseln av nitrat till området under 1999 är 310 ton N.

Effekten av den vertikala omblandningen är som tydligaste under vårbloomingen och hösten. Under vårbloomingen i april sker liknande förändringar på 15 m som vid ytan: halten av nitrat minskar och halten av växtplankton ökar. I modellen beror detta däremot inte på ökad primärproduktion. Primärproduktionen på 15 m är i stort sett noll under hela året, inklusive vårbloomingen, på grund av att för lite ljus finns tillgängligt på detta djup. Istället är det den vertikala omblandningen som skapar dessa resultat. Fram till slutet av april är nämligen hela vattenmassan välombländad vilket innebär att förändringar på ett djup sprids över hela vattenpelaren. Ökningen av växtplankton på 15 m under vårbloomingen beror alltså på att växtplankton från ytan blandas ner. Av samma anledning minskar halten av nitrat på 15 m, då det blandas med det nitratfattiga ytvattnet.

Under siktdjupet är primärproduktionen obetydlig. Denitrifikation och anaerobisk oxidation av ammonium i vattenmassan, två processer som leder till en minskning av nitrathalten i vattnet, är också väldigt små. De beror bland annat på syrgashalten; ju lägre halt desto viktigare är processerna. I Himmerfjärden är dessa processer små eftersom syrgashalten är relativt hög. Totalt svarar denitrifikation och anaerobisk oxidation i vat-

DHI Sverige AB /PMA/

\\LUND-

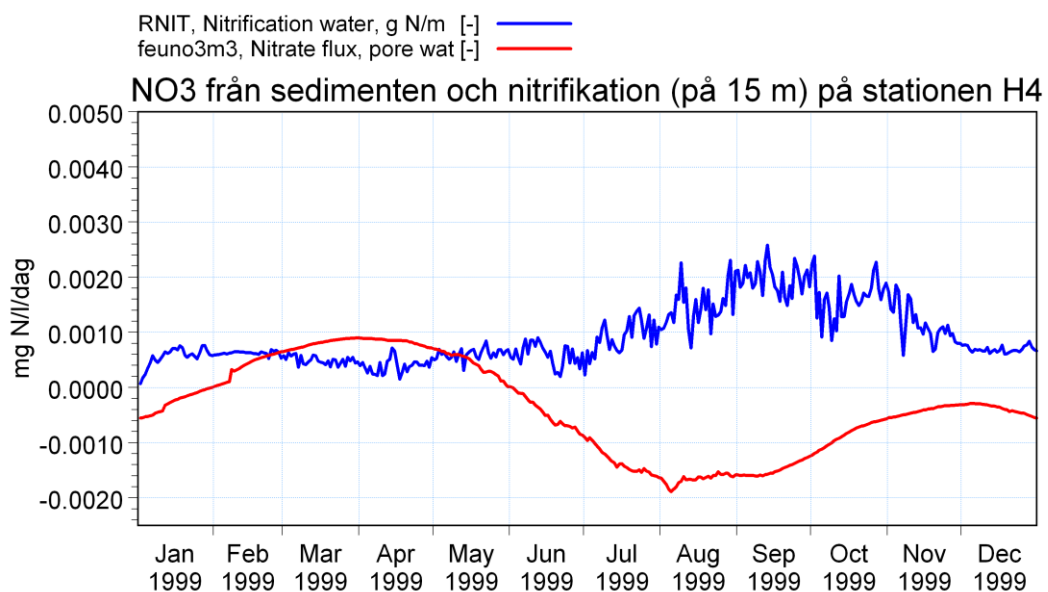
FS01.dhi.se\Projekt\RD\12010427_Himmerfjärden_biologisk_modellering\5_Dokumentation\Rapport\rapport_himmerfj_slutlig.doc

Uppdragsnr: 12010427

Utskriftsdatum: 2011-04-21

tenmassan för att 15 ton nitrat avlägsnas från vattnet per år vilket är en liten mängd i sammanhanget. Istället är det nitrifikation och utbytet med sedimenten som bestämmer nitrathalten i vattnet (se Figur 7-3).

Utbytet av nitrat mellan sedimenten och vattenmassan kan vara både en källa och en sänka av nitrat beroende på respektive nitrathalt. Figur 7-3 visar hur mycket nitrat som avges från sedimenten. Positiva värden innebär att sedimenten är en källa för nitrat i vattnet. Från slutet av maj till november utgör sedimenten än sänka, det vill säga, sedimenten tar upp nitrat från vattnet. Detta stämmer väl med tidigare mätningar i Himmerfjärden som visar negativa värden från mars till oktober/november och där det största negativa flödet är mer än dubbelt så stort som det största positiva flödet av nitrat (Elmgren & Larson, 1997).



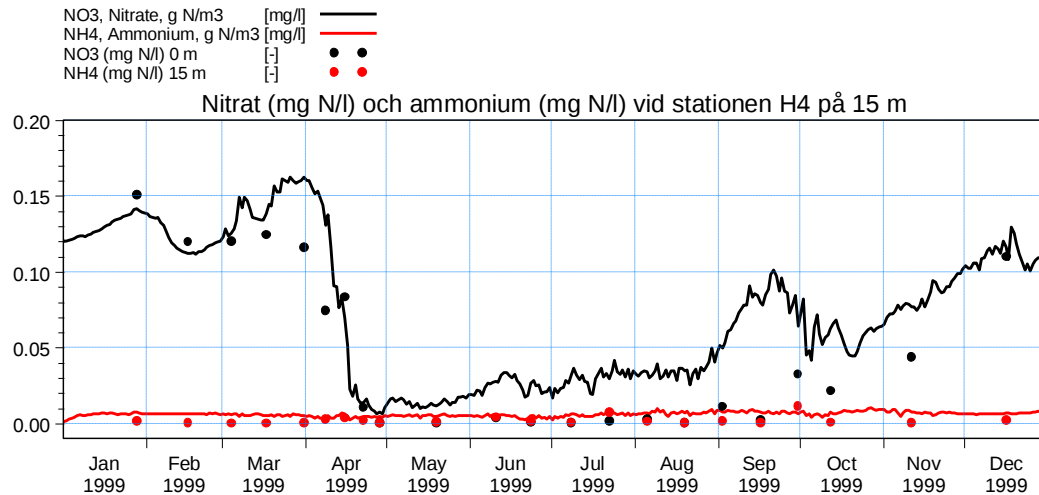
Figur 7-3 Modellerad nitrifikation (mg N/l/d) på stationen H4 på 15 m (blå kurva) samt utbyte av NO₃ mellan sedimenten och vattnet (mg N/l/d) på station H4 på botten (röd kurva).

Nitrifikation innebär att bakterier omvandlar ammonium till nitrat. Nitrifikationen beror bland annat på temperaturen, syrgashalten och ammoniumhalten och är som störst under sommaren och början av hösten. En del av det nitrat som bildas tränger ner i sedimenten där det genomgår denitrifikation och omvandlas till kvävgas. Denitrifikation i sedimenten är en mycket viktig process i Himmerfjärden. Mängden nitrat som denitrifieras i sedimenten, 241 ton N, är av samma storleksordning som tillförseln från land, 310 ton N.

Mängden kväve som fixeras under år 1999 uppgår till 303 ton N, d.v.s. också ungefär lika mycket som tillförs från land.

Som tidigare nämnts är det svårt att få en god överensstämmelse mellan uppmätta och beräknade ammoniumhalter. Detta beror bland annat på att halten av ammonium är väl-

digt liten jämfört med de andra kvävevariablerna. Figur 7-4 visar uppmätt och beräknad halt av nitrat och ammonium vid stationen H4 på 15 m. Maximal uppmätt nitrathalt är 0,15 mg N/l och maximal uppmätt ammoniumhalt är 0,011 mg N/l, d.v.s. det skiljer en tiopotens.

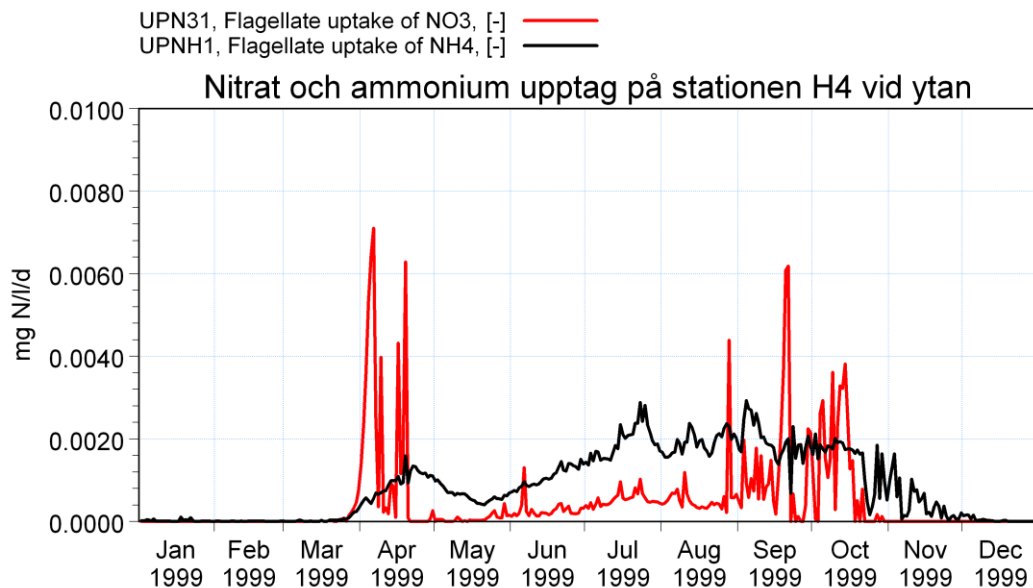


Figur 7-4 Nitrat (mg N/l, svart kurva) och ammonium (mg N/l, röd kurva) på 15 m vid station H4 år 1999. Heldragna linjer är modellresultat och symbolerna mätningar.

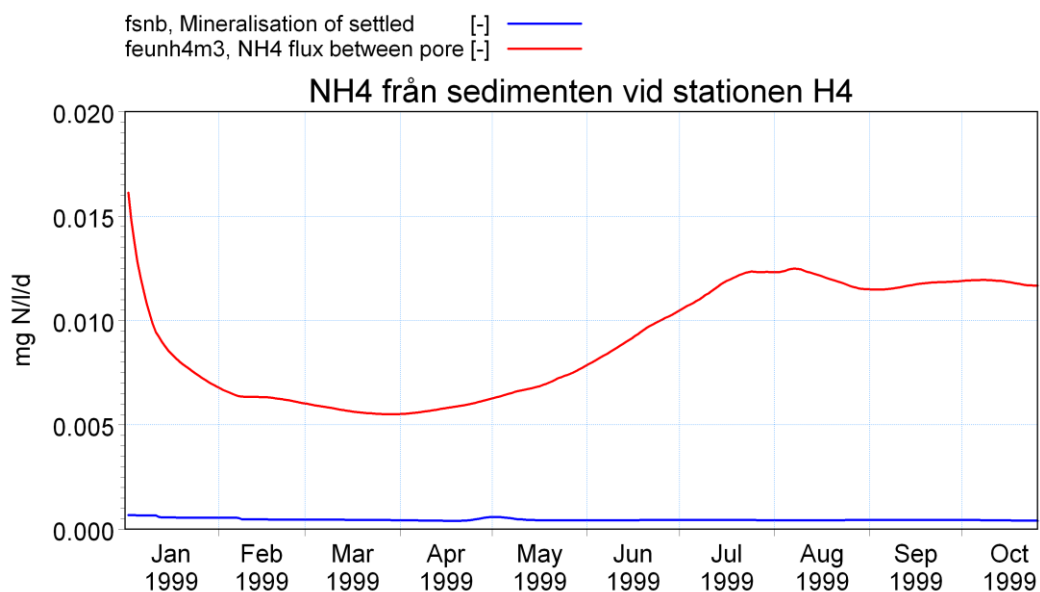
Även om ammoniumhalten är liten så är inte ammoniumprocesserna obetydliga. Figur 7-5 visar den beräknade mängden nitrat och ammonium som flagellater tar upp på stationen H4 vid ytan. Under sommaren domineras kväveupptaget av ammonium.

Den andra orsaken till att det är svårt att kalibrera ammonium är att halten av ammonium styrs av ett stort antal processer (i nuvarande modell 15 stycken) som i sin tur är beroende av alla de övriga variablerna i kvävecykeln: nitrat, växtplankton, djurplankton, detritus, löst organiskt material och kväve i sedimenten.

Till skillnad från nitrat så utgör sedimenten en källa för ammonium i vattnet hela året. Figur 7-6 visar de två sedimentrelaterade processer som bidrar till en ökning av ammoniumhalten i vattnet. Den ena (blå kurva) representerar snabb mineralisering på sedimentytan av växtplankton och detritus som sjunker ner och når botten. Den andra processen (röd kurva) visar diffusionen av ammonium från porvattnet i sedimenten till vattenpelaren. Den här processen är betydligt större och bidrar med en stor mängd ammonium till vattnet. Totalt avger sedimenten i modellen 1182 ton kväve (som NH₄ och NO₃) under ett år. Under sommarmånaderna (juni – augusti) avger sedimenten i Himmerfjärden 1,4 ton N/dygn enligt modellen, vilket stämmer väl med en tidigare uppskattning på 1 ton/dygn (se avsnitt 3.3).



Figur 7-5 Modellerat upptag av nitrat (mg N/l/d, röd kurva) och ammonium (mg N/l/d, svart kurva) för flagellater på stationen H4 vid ytan.



Figur 7-6 Modellerat tillskott av ammonium från sedimenten via mineralisering på sedimentytan (mg N/l/d, blå kurva) samt diffusion från porvattnet (mg N/l/d, röd kurva) på stationen H4.

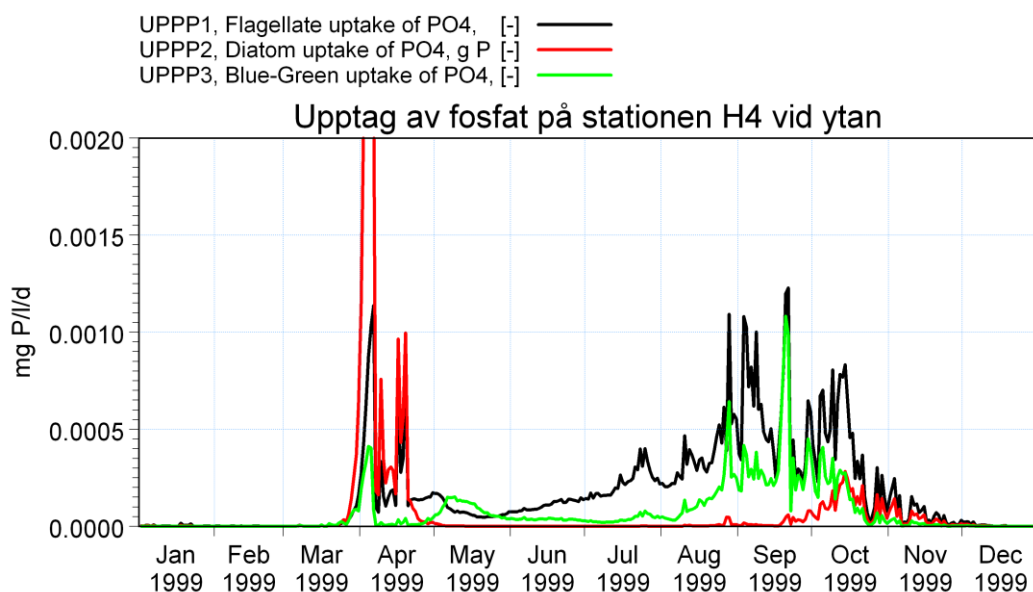
Atmosfärisk deposition av kväve ingår inte i modellen. Denna motsvarar dock en mindre del av totala kvävebelastningen. I själva Himmerfjärden (norra modellområdet) är den atmosfäriska depositionen av oorganiskt kväve cirka 32 ton/år (Larsson et al, 2007) medan den totala tillförseln från Mälaren, avrinningsområdena kring Himmerfjärden och SYVAB var 258 ton N år 1999 och 871 ton N år 2007 (Larsson et al, 2007).

7.1.3 Fosfat

Modellen lyckas mycket väl med att återge halterna av fosfat både vid ytan och på 15 m djup och att reproducera fosfordynamiken i vattnet. Den goda överensstämmelsen är ett tecken på att de biokemiska processerna i vattnet samt utbytet med sedimenten är väl beskrivna.

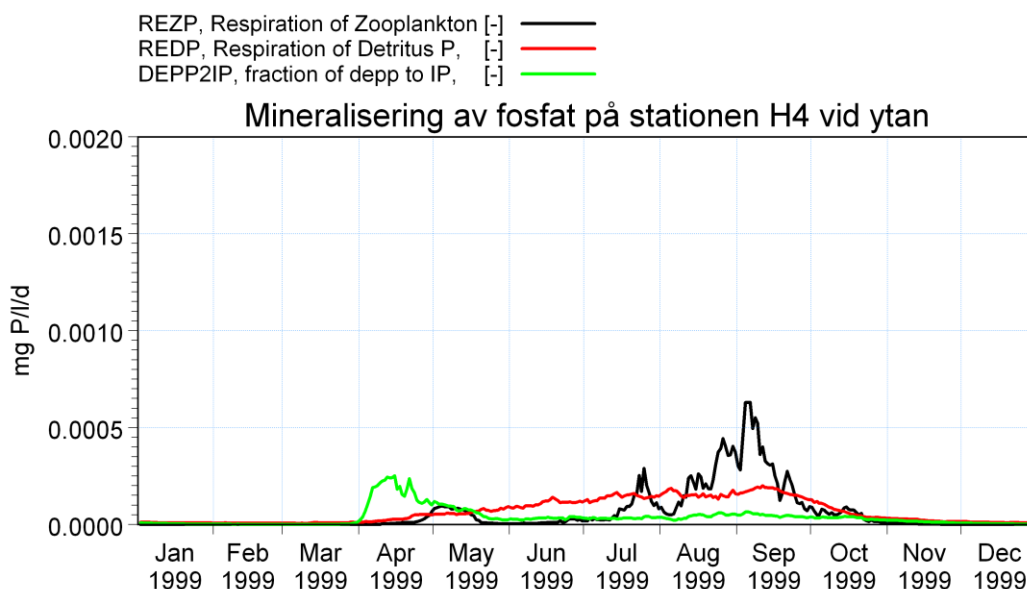
Närsaltdynamiken för kväve och fosfor har många gemensamma drag (speciellt i ytvattnet) men skiljer sig åt närmare botten där utbytet med sedimenten spelar en viktig roll.

Vid ytan är den dominerande biokemiska processen upptag av fosfat. Figur 7-7 visar mängden fosfat som de olika växtplanktontyperna tar upp vid ytan (maximala värdet för diatomerna, röd kurva, är 0,009 mg P/l/d).



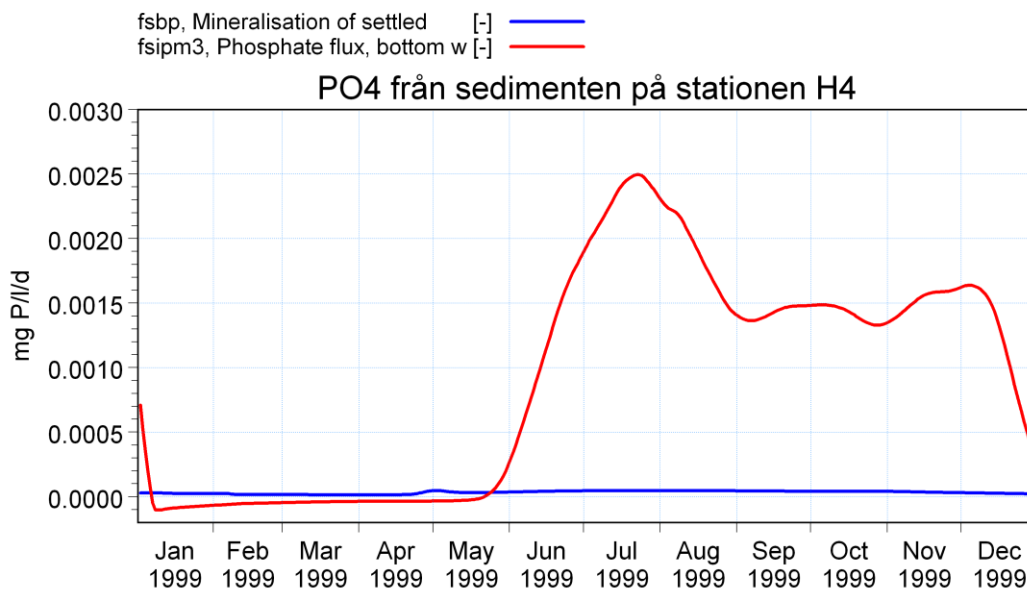
Figur 7-7 Upptag av fosfat (mg P/l/d) på ytan för de olika växtplanktontyperna: flagellater (svart kurva), diatomer (röd kurva) och cyanobakterier (grön kurva). Värdena är modellresultat på stationen H4 vid ytan.

De dominerande biokemiska processerna som ökar fosfathalten i vattnet är: 1) växtplankton som dör och avger fosfat, 2) nedbrytning av detritus (dött organiskt material) och 3) djurplanktons exkretion. Dessa tre processer är proportionella mot halten av respektive variabel. Det vill säga, ju högre halten av växtplankton-fosfor är, desto större är mortaliteten och därmed mängden fosfat som avges. Dessa processer visas i Figur 7-8. Halten av växtplankton är som störst under vårbloomingen vilket leder till att mortaliteten och återföringen av fosfat till vattenmassan är som störst då. Under sommaren, när vårbloomingen är över, är halten av detritus som högst och därmed också nedbrytningen. Djurplanktonhalten är som störst under slutet av sommaren när vattnet är som varmast och betningen som störst. Under augusti-september är därför mängden fosfat som djurplankton avger som störst. Övriga processer som påverkar fosfathalten i ytvattnet, till exempel bidraget från löst organiskt fosfor, är mycket små.



Figur 7-8 Modellerade fosfatprocesser (mg P/l/d) som leder till produktion av fosfat på stationen H4 vid ytan: djurplanktons respiration/exkretion (svart kurva), nedbrytning av dött organiskt material/detritus (röd kurva) samt döda växtplankton som avger fosfat (grön kurva).

Figur 7-9 visar det beräknade utbytet av fosfor mellan vattnet och sedimenten. Precis som för ammonium, så omvandlas en del av växtplankton och detritus som når botten till fosfat direkt på sedimentytan. Mängden fosfat som tillförs vattnet på detta sätt är mycket liten jämfört med det diffusiva utbytet med porvattnet i sedimenten.



Figur 7-9 Modellerad avgång av fosfat från sedimenten via mineralisering på sedimentytan (blå kurva) samt diffusion från porvattnet (röd kurva) på stationen H4.

I slutet av maj börjar sedimenten avge fosfat. Totalt sett avger sedimenten 140 ton P under ett år (1999). I Himmerfjärden avger sedimenten enligt modellen 0.3 ton P/dygn under sommarmånaderna (juni – augusti). Detta stämmer väl med en tidigare uppskattning på 0,5 ton/dygn (se avsnitt 3.3) och kan jämföras med totala tillförseln från land och reningsverket som är 9 ton P/år (i snitt ca 0,025 ton P/dygn). Recirkulationen av fosfat mellan vattenmassan och sedimenten dominerar alltså över tillförseln från land. Utbytet med Östersjön tillför fosfat motsvarande 36 ton/år (i snitt ca 0,1 ton P/dygn).

7.1.4 Silikat

I den biokemiska modellen ingår tre växtplanktonarter: flagellater, diatomeer och cyanobakterier. Diatomeer är intressanta eftersom de dominerar under vårbloomingen. Detta växtplankton bygger sina skal från kisel som det tar upp som silikat. För att kunna modellera diatomeer måste modellen även ta hänsyn till silikat i vattnet.

Modellen lyckas väl med att återge årscykeln av silikat. Modellen fångar de höga halterna under vintern, den snabba och stora minskningen under vårbloomingen och den långsamma ökningen under hösten.

Under slutet av sommaren och början på hösten underskattar modellen halten av silikat på 15 m. Under slutet av året, när vattnet är välomblandat, visar mätningar högre värden än modellen både på ytan och på 15 m.

Skillnaden mellan modellresultat och mätningar beror inte bara på hur modellen är formulerad utan troligen även på den bristande kunskapen om belastningen och kiselinnehållet i sedimenten. Vad som finns är data för kiseldioxid. Silikathalterna har uppskattats utifrån kiseldioxidmätningarna men är förmodligen för höga. Som en del i kalibreringen har mängden silikat som tillförs från land och som finns i sedimenten anpassats. Trots dessa brister fångar modellen kiseldynamiken i vattnet på ett tillfredställande sätt.

7.1.5 Syrgashalt

Syrgashalten påverkas av ett antal processer, några som bidrar till en ökning av syrgashalten och några som förbrukar syre. De processer som bidrar till en ökning av syrgashalten i vattnet är utbytet med atmosfären och produktionen via fotosyntes. I modellen förbrukas syre i samband med bland annat nedbrytning av organiskt material (i vattnet och i sedimenten), nitrifikation (omvandling av ammonium till nitrat) och oxidation av H_2S till SO_4 .

I ytvattnet är de dominerande processerna utbytet med atmosfären samt primärproduktionen. Här är överensstämmelsen mellan observerade och modellerade syrgashalter mycket god vilket är ett tecken på att dessa processer är väl beskrivna.

På 15 m har modellen svårigheter att återge de låga syrgashalterna i slutet av sommaren. På detta djup är lägsta uppmätta syrgashalt ca 5 mg/l medan lägsta beräknade halt är cirka 7 mg/l. Då de syreproducerande processer är begränsade till ytvattnet är det inte troligt att de är för stora på 15 m och ansvariga för de höga syrgashalterna under sommaren. Snarare är det någon/några av de syreförbrukande processerna som underskattas på 15 m och leder till att modellen överskattar syrgashalten under sommaren.

7.2 Analys av resultaten för år 2007

År 2007 är väsentligt mer dynamiskt med större variationer och generellt högre halter. Modellresultaten för år 2007 visar att överensstämmelsen mellan observationerna och modellresultaten har många gemensamma drag med 1999-års simuleringar. Modellen fångar den övergripande närsaltdynamiken år 2007 väl så bra som under kalibreringsåret. Det som överensstämmer väl i 1999-års simulering stämmer även under 2007 och tvärtom. Det är en viktig positiv egenskap att modellen uppför sig stabilt och robust när simuleringsperioden ändras. Det betyder att de justeringar som gjorts inte bara är giltiga för kalibreringsåret.

Överensstämmelsen mellan uppmätta och modellerade klorofyllhalter under vårblomningen framstår som något sämre än för 1999, även om tidpunkten för blomningen är väl reproducerad. Det maximala uppmätta värdet vid ytan överskattas av modellen och vice versa på 15 m. Det bör dock påpekas att det är osannolikt att mätningarna fångar maximalhalterna, eftersom mätfrekvensen egentligen är alldeles för låg för att kunna fånga vårblomningens dynamik. Den goda överensstämmelsen för maximalhalterna år 1999 är delvis en artefakt av kalibreringen och inte något man ska förvänta sig. Faktum är dock att medelvärden av de maximala modellerade klorofyllhalterna vid ytan och på 15 m stämmer nästan exakt med den uppmätta maximala medelhalten för intervallet 0-14 m på ca 22,5 mg Chl/m³ (se Figur 7-12). Det är alltså fördelningen över djupet som tycks skilja sig åt, inte totala mängden klorofyll. Precis som för 1999-års simulering har modellen svårigheter att återge dynamiken i klorofyllhalten vid ytan efter vårblomningen, d.v.s. under sommaren och höstblomningen.

Nitrathalterna är under 2007 högre än under 1999 och mer dynamiska, något som framgår både i observationerna och i modellen. Exakt vad de snabba variationerna och de högre halterna beror på återstår att utreda. I valideringen av den hydrodynamiska modellen (Liungman et al, 2011) påpekades att år 2007 var mindre dynamiskt vad gällde djupvattenutbytet. Detta ger en fingervisning att den kraftigare nitratdynamiken år 2007 sannolikt inte beror på högre aktivitet i djupvattnet. Kraftiga djupvatteninflöden kan annars orsaka uppvällning av näringsrikt bottenvatten. Precis som för 1999 har modellen problem med att återge dynamiken i ammoniumhalten, även om överensstämmelsen rent statistiskt är bättre år 2007 p.g.a. de allmänt högre halterna. De skillnader mellan 1999 och 2007 som syns i nitrathalterna återspeglas även i totalkväve. Att modellen kan fånga delar av den ökade dynamik som återfinns under 2007 styrker förtroendet för modellens förmåga att beskriva förändringar i Himmerfjärden. Mängden kväve som fixeras under år 2007 i modellen uppgår till 294 ton N, d.v.s. ungefär lika mycket som under år 1999.

Precis som för år 1999 så lyckas modellen mycket väl med att återge halterna av fosfat, förutom när det gäller vintervärdena i slutet på året. När det gäller totalfosfor är överensstämmelsen något bättre under sommaren 2007 jämfört med år 1999, men återigen når inte modellen upp till de uppmätta vintervärdena i slutet av år 2007.

Överensstämmelsen mellan observerade och modellerade silikathalter är något sämre år 2007, då modellen inte lyckas återge de kraftiga variationer som sker under augusti-oktober, särskilt på 15 m. Däremot återspeglar modellen den generellt högre haltnivå som uppmätts under 2007.

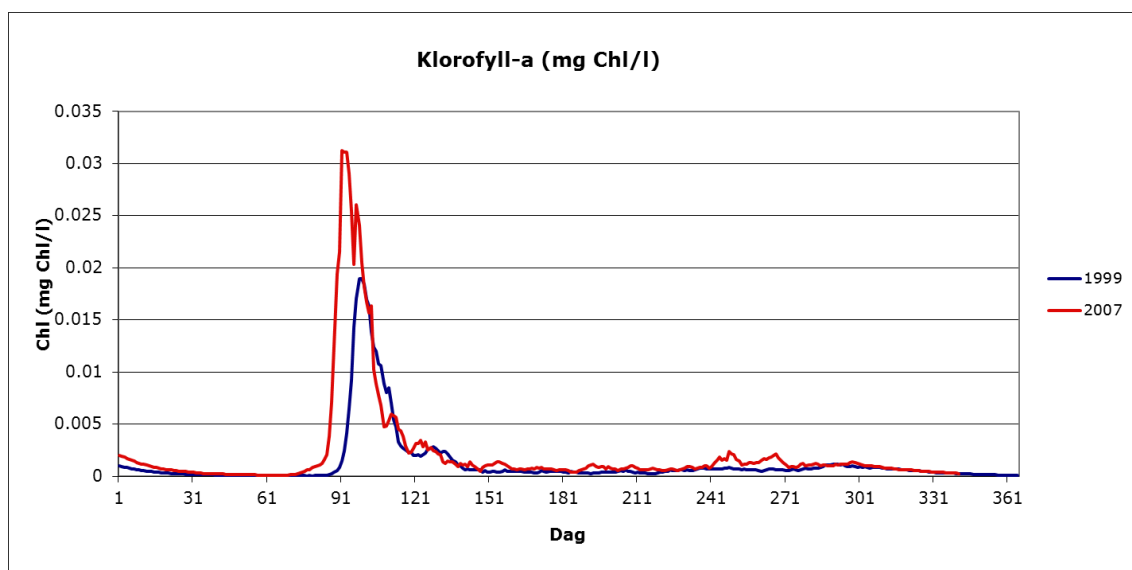
Sammanfattningsvis får modellen anses som validerad.

7.3 Effekter av SYVABs utsläpp

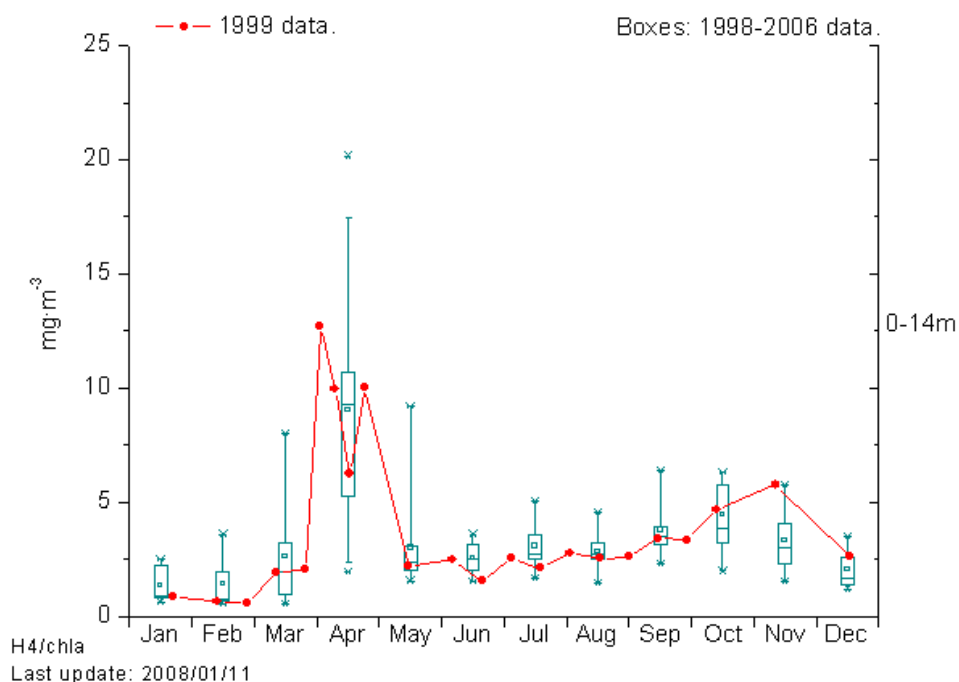
Ett utav projektmålen är att visa att modellen kan användas för att bedöma effekten av utsläppet från reningsverket på närsaltsdynamiken i Himmerfjärden. Ett sätt att undersöka detta är att se om modellen ger samma förändring mellan år 1999 och 2007, då utsläppsexperimentet påbörjades, som man kan se i observationerna. År 2007 slopades kvävereningen vid reningsverket, med syfte att undersöka om ett ökat kväveutsläpp leder till en minskning av cyanobakterier.

I detta skede är det alltså inte i första hand de exakta halterna som är intressanta utan om de modellerade förändringarna mellan 1999 och 2007 liknar de som observerats i mätningarna.

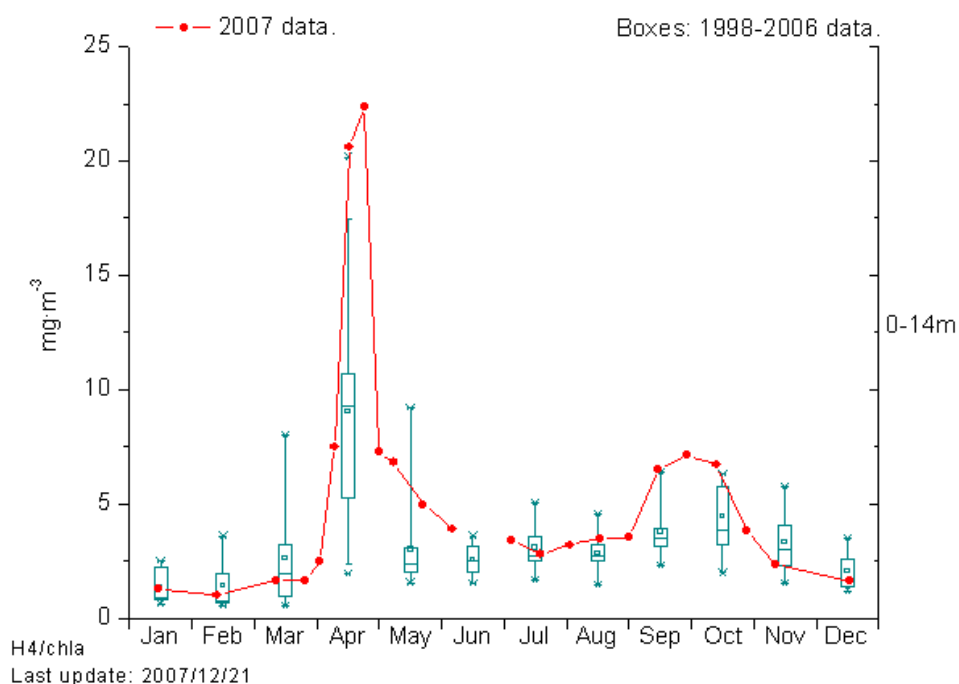
Figur 7-10 visar modellresultaten för klorofyll-a vid ytan på stationen H4 för 1999 och 2007. År 2007 fås betydligt högre klorofyllhalter under vårbloomingen, vilket skulle kunna vara kopplat till den slopade kvävereningen. Dessa skillnader är i linje med vad som har observerats vid H4. Figur 7-11 visar uppmätta klorofyllhalter vid stationen H4 under 1999 och Figur 7-12 halterna för 2007. Det är tydligt att även mätningarna visar väsentligt högre klorofyllhalter år 2007.



Figur 7-10 Beräknad halt av klorofyll-a (mg Chl/l) på ytan vid stationen H4 för 1999 (blå linje) och 2007 (röd linje).

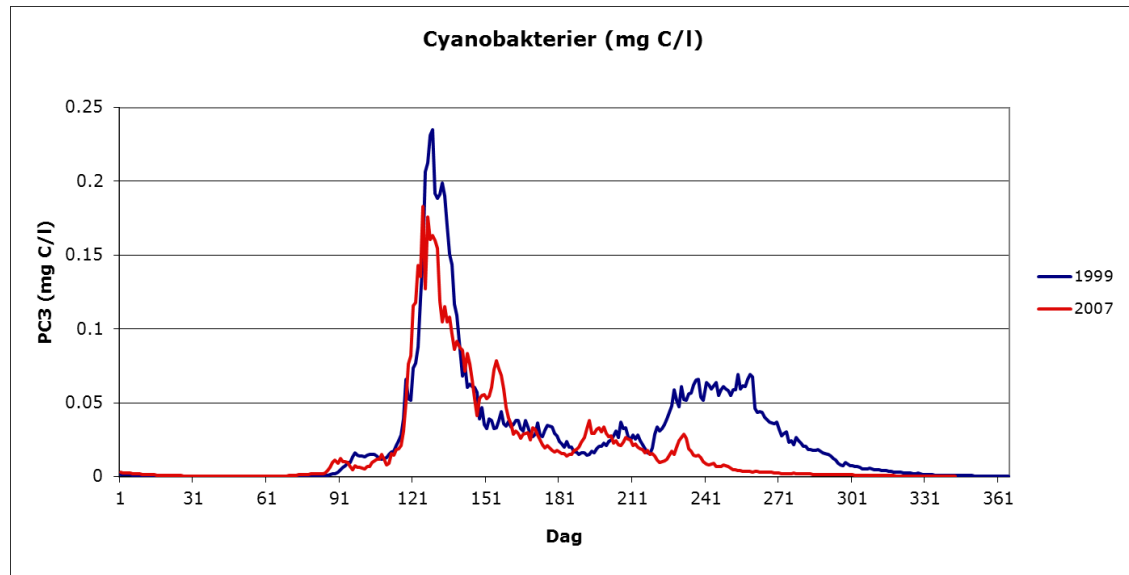


Figur 7-11 Medelvärde av klorofyll-a (mg Chl/m³) mellan 0 m och 14 m på stationen H4 under 1999. Figur hämtad från hemsidan för Eutroferingsstudien i Himmerfjärden <http://www2.ecology.su.se/dbhjf/h4start.htm> (2010-12-30).



Figur 7-12 Medelvärde av klorofyll-a (mg Chl/m³) mellan 0 m och 14 m på stationen H4 under 2007. Figur hämtad från hemsidan för Eutroferingsstudien i Himmerfjärden <http://www2.ecology.su.se/dbhjf/h4start.htm> (2010-12-30).

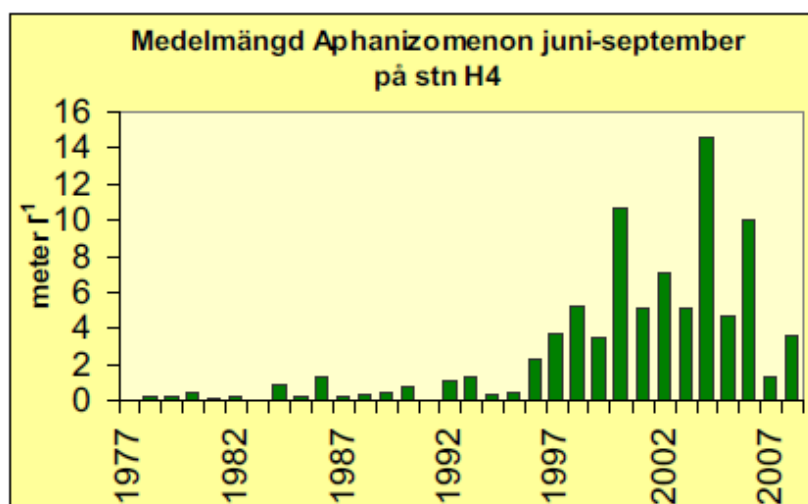
Man kan även jämföra halterna av cyanobakterier för 1999 och 2007. Figur 7-13 visar beräknad halt av cyanobakterier vid ytan på stationen H4 för 1999 och 2007. Figuren visar en lägre halt av cyanobakterier år 2007, både under vårblomningen men också i snitt över året.



Figur 7-13 Beräknad halt av cyanobakterier (mg C/l) vid ytan på station H4 för 1999 (blå linje) och 2007 (röd linje).

Figur 7-14 visar uppmätt mängd cyanobakterier på stationen H4 under perioden juni till september för 1977 till 2008. Även observationerna pekar på lägre halter av cyanobakterier år 2007.

Huruvida dessa förändringar är ett resultat av slopad kväverening återstår att utreda. En finess med en numerisk modell är att samma år kan simuleras med och utan kväverening för att isolera effekten av det förändrade utsläppet från andra faktorer.



Figur 7-14 Medelmängd cyanobakterier (*Aphanizomenon* sp) juni-september vid stationen H4. Figuren är hämtad från Larsson et al (2007).

8 Slutsatser

I samband med de storskaliga experiment som pågår i Himmerfjärden har DHI satt upp en kopplad tredimensionell hydrodynamisk-biokemisk modell för området. Syftet med modellen är att den, tillsammans med mätningar, ska kunna användas för att öka förståelsen för närsaltdynamiken i Himmerfjärden. Målet är att ta fram en modell som kan användas för att bedöma effekten av ändrade närsaltsutsläpp från reningsverket.

8.1 Projekt mål 1: Modellens uppbyggnad

Det första projektmålet säger att den biokemiska modellen ska inkludera de viktigaste processerna som påverkar kväve- och fosfordynamiken i Himmerfjärden. Litteraturstudier och tidigare erfarenheter visar att det är viktigt att sedimentprocesserna är beskrivna på ett realistiskt sätt. Tidigare budgetberäkningar för kväve i Himmerfjärden har visat att denitrifikation i sedimenten är en viktig sänka för kväve i Himmerfjärden. Dessutom är det av stor betydelse att beskriva syrgashållandena i sedimenten korrekt eftersom detta bland annat påverkar hur mycket fosfat som avges från sedimenten.

Följande är värt att notera om den biokemiska modellen:

- en realistisk beskrivning av processerna i sedimenten ingår, inklusive denitrifikation i sedimenten,
- oorganiskt kväve är uppdelat på nitrat och ammonium,
- nitrifikation och denitrifikation i vattenmassan ingår,
- de viktigaste växtplanktonarterna i Himmerfjärden (flagellater, diatomer och cyanobakterier) ingår som separata variabler,
- kvävefixerande cyanobakterier ingår för att kunna studera effekter av ändrade utsläpp från reningsverket, och
- kisel ingår vilket är nödvändigt för att modellera diatomer.

Sammanfattningsvis bedöms det första projektmålet uppfyllt. Den biokemiska modell som satts upp får anses vara *state of the art* för denna typ av modeller. Fler processer eller variabler skulle naturligtvis kunna införas, men den ökade komplexiteten bör vägas mot tillgången på underbyggande kunskap, begriplighet och hanterbarhet.

8.2 Projekt mål 2: Modellens kvalitet

Den biokemiska delen av modellen har kalibrerats, det vill säga icke-universella modellparametrar har anpassats för förhållandena i Himmerfjärden. Detta är en nödvändig process för alla modeller. Mätningar av klorofyll, nitrat, ammonium, fosfat, silikat, totalkväve, totalfosfor, klorofyll och syrgashalt år 1999 har jämförts med motsvarande beräknade värden. Jämförelsen visar att modellen i huvudsak beskriver kväve- och fosfordynamiken i vattnet väl. Modellen lyckas bra med att återge årscykeln av nitrat och

fosfat i Himmerfjärden. Värt att notera är den goda överensstämmelsen mellan beräknade och uppmätta värden under språngskiktet på 15 m, speciellt för fosfat. På det här djupet spelar nedbrytnings- och mineraliseringsprocesser stor roll samt utbytet med sedimenten. Dessa processer är komplicerade att modellera, speciellt vad gäller fosfat som är starkt beroende av utbytet med sedimenten.

Överensstämmelsen mellan beräknade och uppmätta halter är mindre bra för ammonium. Ammonium är förmodligen den svåraste variabeln att beräkna eftersom den beror på i stort sett alla andra variabler i kvävecykeln och kräver cirka 15 olika processer för att beskrivas korrekt. I modellen ingår kisel som silikat (SiO_4) eftersom det är den formen av kisel som diatomerna tar upp. Mätningar för närsalttransporten och kiselinnehåll i sedimenten är i form av kiseldioxid (SiO_2) och kan inte användas direkt i modellen. Trots dessa brister i indata lyckas modellen väl med att återge årscykeln av silikat.

Sammanfattningsvis bedöms modellen beskriva näringsämnesdynamiken i Himmerfjärden väl, inom rimliga gränser för denna typ av komplexa system.

8.3 Projekt mål 3: Modellens användbarhet

Modellen har validerats för år 2007. Det innebär att modellen körts utan att några justeringar gjorts, men med drivdata för år 2007. Resultaten av valideringen visar att det som modellen lyckas återge korrekt i 1999-års simulering även återges väl i 2007-års valideringssimulering. Det innebär att modellen är robust vad avser olika tidsperioder.

År 2007 är också första året för det pågående storskaliga experimentet i Himmerfjärden. Genom att simulera år 2007 testas därmed om modellen kan användas för att studera effekten av ändrade utsläpp från reningsverket. Under 2007 slopades kvävereningen vid reningsverket för att undersöka om ett ökat utsläpp av kväve kunde minska förekomsten av cyanobakterier. För att bedöma modellens användbarhet har halterna av klorofyll och cyanobakterier för 1999 (normala förhållanden) jämförts med halterna för 2007 (slopad kväverening). Modellen visar att år 2007 fås en högre halt av klorofyll och lägre halt av cyanobakterier vilket stämmer med observationerna. Detta tyder på att den framtagna modellen kan beskriva förändringar av närsaltsdynamiken i Himmerfjärden.

Sammanfattningsvis bedöms modellen vara ett användbart verktyg för att studera effekter av olika åtgärder på Himmerfjärden.

8.4 Rekommendationer

Det finns naturligtvis fortfarande en viss förbättringspotential hos modellen. Ytterligare kalibrering skulle kunna förbättra överensstämmelsen för vissa variabler under vissa delar av året. Däremot kan en modell aldrig bli bättre än de indata som används, och trots det relativt stora dataunderlaget som finns för Himmerfjärden så är tillgången på mätdata bristfällig för flera variabler, särskilt då för sedimenten.

Det bör påpekas att brister i den hydrodynamiska modellen också kan spela in, och då framför allt det faktum att djupdataunderlaget är bristfälligt. De sjökortsdjup som använts underskattar det verkliga bottendjupet och ger därmed för små bottenvattenvolymer, vilket skulle kunna påverka både hydrodynamiken och biokemin. Då den hydrody-

namiska modellen togs fram tillät inte Försvaret att de detaljerade lodningar som finns hos Sjöfartsverket användes, med hänsyn till rikets säkerhet. Idag är det lättare att få tillgång till dessa data, men det innebär dels en införskaffningskostnad och dels arbetstid för att förändra och eventuellt kalibrera om modellerna.

Trots dessa brister bedöms modellen ge en god beskrivning av näringsämnesdynamiken i Himmerfjärden, och modellen borde vara ett värdefullt verktyg i kombination med mätdata. Dels kan modellen användas som ett stöd när man tolkar mätdata. Till exempel kan man med hjälp av olika testsimuleringar och analyser av modellresultaten undersöka om en uppmätt förändring är ett resultat av biokemiska eller hydrodynamiska faktorer. Modellen kan också fungera som en avancerad miniräknare när man vill kvantifiera flöden och processer, något som oftast kräver någon slags modellbeskrivning. Slutligen är en numerisk modells verkliga styrka att man kan använda den som ett virtuellt laboratorium, d.v.s. man kan undersöka alternativa åtgärder och skeenden som ännu inte genomförts eller kan studeras med fältmätningar.

En uppenbar fortsättning av detta arbete vore att simulera de övriga åren som det storskaliga experimentet pågått (2008-2010) och genomföra en kombinerad analys av modellresultat och observationer i samarbete med Stockholms Universitet. Modellen kan då användas som ett stöd för att förklara observationerna och effekten av varierade utsläpp från reningsverket.

9 Referenser

- Axén Mårtensson, J. (2011). Himmerfjärden Bay Modeling: towards an ecological model of a eutrophicated ecosystem in the Baltic Sea. Examensarbete inom Civilingenjörsprogrammet i Ekosystemteknik, Lunds Tekniska Högskola, s. 89.
- DHI (2009). DHI Eutrophication Model 1 – ECO Lab Template; A Scientific Description. DHI Software, s. 32.
- DHI (2009). DHI Eutrophication Model 1 – Including Sediment and Benthic Vegetation – ECO Lab Template; A Scientific Description. DHI Software, s. 52
- DHI (2009). MIKE 21 & MIKE 3 Flow Model FM Hydrodynamic and Transport Module – Scientific Documentation. DHI Software, s. 50.
- Elmgren, R., & Larson, U. (red.) (1997). Himmerfjärden: Förändringar i ett näringsbelastat kustekosystem i Östersjön. Naturvårdsverket, Rapport 4565, s. 197.
- Himmerfjärden Eutrophication Study (Elektroniskt). Stockholms Universitet. URL: <http://www2.ecology.su.se/dbhfj/h4start.htm> (2010-12-30).
- Håkanson, L. & Jansson, M. (1983). Principles of lake sedimentology. Heidelberg, Tyskland: Springer-Verlag, Berlin.
- Jonsson, P., Persson, J. & Holmberg, P. (2003). Skärgårdens bottenar: en sammanställning av sedimentundersökningar gjorda 1992-1999 i skärgården längs svenska ostkusten. Naturvårdsverket, Rapport 521, s. 112.
- Karlsson, M., Malmaeus, M., Jonsson, P. & Rydin, E. (2009). Sediment studies in the Stockholm archipelago 2008. IVL, IVL report B1894.
- Karlsson, M., Malmaeus, M., Rydin & E Jonsson, P. (2010). Bottenundersökningar i Upplands, Stockholms, Södermanlands och Östergötlands skärgårdar 2008-2009: Återbesök i 1990-talets studieområden. IVL, Rapport IVL rapport B1928.
- Larsson, U., Sjösten, A., Hajdu, S., & Nyberg, S. (2007). Himmerfjärden 2007: Rapport till SYVAB. Teknisk rapport nr. 44. Systemekologiska Institutionen, Stockholms Universitet, s. 65.
- Liungman, O., Karlsson, D., & Moreno-Arancibia, P. (2011). Hydrodynamisk modellering av cirkulation och utbyte i Himmerfjärden. DHI, rapport till Svenskt Vatten utveckling, Naturvårdsverket och SYVAB, s. 73.
- Rasmussen, E., Hansen, I., Erichsen, A., Muhlenstein, D., Dorge, J. (2000). 3D model system of hydrodynamics, eutrophication and nutrient transport. Bidrag till The Environmental Coastal Regions III conference Las Palmas 2000. In Rodriguez, G. et al. (2000) Environmental Coastal Regions III, WITpress, ss. 291-300

Rydin E., Malmaeus J.M., Karlsson O.M. & Jonsson O. (2011). Phosphorus release from coastal Baltic Sea sediment as estimated from sediment profiles. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 1:7 (accepterad 2010-12-16 för publicering).

Sandberg, J. (2009). Adaptive coastal zone management: Technical Description: Part 2 - the ecological model - ECO Lab. DHI, rapport till Naturvårdsverket, s. 62.

Savage, C., Leavitt, P. & Elmgren, R. (2010). Effects of land use, urbanization, and climate variability on coastal eutrophication in the Baltic Sea. *Limnol. Oceanogr.*, 55, ss. 1033-1046.

Stepanaukas, R., Jørgensen, N., Eigaard, O., Zvikas, A., Tranvik, L., & Leornardson, L. (2002). Summer inputs of riverine nutrients to the Baltic Sea: Bioavailability and eutrophication relevance. *Ecological Monographs*, 72:4, ss. 579-597.

Søndergard, M., & Thomas, D. (red.) (2004). Dissolved Organic Matter (DOM) in Aquatic Ecosystems: A study of European Catchments and Coastal Waters. EU-projekt DOMAINE, s. 72.