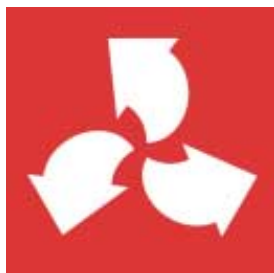


Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp

Erfarenheter från de svenska kärnkraftverken

Elforsk rapport nr 09:79



Ulf Ehlin
Sture Lindahl
Erik Neuman
Olof Sandström
Jonny Svensson

juli 2009

ELFORSK

Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp

Erfarenheter från de svenska kärnkraftverken



Elforsk projekt nr 2532

Ehlin Consulting AB – Skärgårdsutveckling SKUTAB AB – SMHI

Redaktion: Ulf Ehlin

Lay-out: Berth Nyman

Figurer: Berth Nyman (merparten), Jonny Svensson

Foto: I de fall där Kustlaboratoriet anges som fotograf har bilderna tagits av Kustlaboratoriets personal.

Omslagsbild: Biotestanläggningen vid Forsmark. Foto genom Forsmarks Kraftgrupp AB.

Kartor: Underlag för kartor i rapporten har hämtats från Sjöfartsverket enligt ©Sjöfartsverket Tillstånd nr 0009351.

ISBN-13: 978-91-85649-02-0

EAN: 9789185649020

Juli 2009

Förord

Under 1960-talet planerades och påbörjades utbyggnaden av ett antal stora värmekraftstationer i Sverige. Erfarenheterna från påverkan av de stora kylvattenutsläpp som var aktuella var små i såväl Sverige som internationellt. En betydande undersökningsverksamhet påbörjades som till huvuddelen finansierades av berörda kraftföretag, dels enskilt för respektive kärnkraftsläge, dels gemensamt för undersökningar av generellt intresse.

Elforsk har fått finansiering till projektet då det inom kraftindustrin funnits stort intresse för att sammanställa den omfattande och delvis svårtillgängliga kunskapen om effekterna av stora kylvattenflöden i en rapport, som även beskriver historiken bakom de tidigare undersökningsprogrammen. Avsikten har också varit att identifiera eventuella kunskapsluckor och nya möjligheter med tanke på dagens mättekniker och tillgång till avancerade datormodeller.

Projektet har på Elforsks uppdrag genomförts av en konsultgrupp där alla medlemmar varit engagerade i tidigare forskningsverksamhet inom området. Projektledare har varit Ulf Ehlin, Ehlin Consulting AB. Övriga deltagare och ansvariga för genomförandet har varit Erik Neuman och Olof Sandström – SKUTAB Skärgårdsutveckling AB, Sture Lindahl – SMHI, Jonny Svensson – Thalassos Computations HB samt Ulf Grimås – Uppsala Universitet. Föreliggande slutrapport finns tillgänglig för nedladdning på Elforsks hemsida www.elforsk.se.

Projektet har finansierats av Vattenfall, E.ON Kärnkraft Sverige, Mälarenergi, Skellefteå Kraft, Karlstads Energi, TVO Teollisuuden Voima Oyj samt Naturvårdsverket.

Projektet har följts av en styrgrupp bestående av Ulrika Bothin – Ringhals AB, Riitta Dersten – TVO, Ulf Ehlin – Ehlin Consulting, Bengt Hanell – Elforsk, Eva Hydén – Forsmarks Kraftgrupp AB, Catarina Johansson – Naturvårdsverket, Sture Lindahl – SMHI, Olof Sandström – Skutab, Camilla Söderqvist – E.ON Kärnkraft Sverige samt Lars Wrangsten – Elforsk.

Elforsk tackar styrgruppen för värdefulla synpunkter och uppslag.

Lars Wrangsten

Elforsk AB, Programområde El- och Värmeproduktion

Juni 2009

TACK

Projektgruppen framför ett varmt tack till

- Fiskeriverkets kustlaboratorium som ställt rapporter och primärdata till förfogande och därigenom gett ett detaljerat underlag för stora delar av rapporten.
- C-G Göransson vid Miljödomstolen i Växjö för värdefulla kommentarer avseende miljölagstiftningen.
- Berth Nyman, som framställt större delen av figurmaterialet och gjort det huvudsakiga lay-outarbetet.
- Gunnar Larsson, som underlättat sökandet efter material i SMHI:s arkiv.

Innehåll

Förord	1
Sammanfattning	4
Summary	12
Inledning	21
1. Kärnkraftverken	23
1.1 Uppbyggnaden av svensk kärnkraft	23
1.2 Kärnkraftverkens effekt och startår	30
2. Kylvatten, fysikalisk/biologisk bakgrund	31
2.1 De svenska havens hydrografi	31
2.2 Havens värmebalans	32
2.3 Avkylning av utsläppt vatten	36
2.4 Gasers löslighet i vatten	38
2.5 Effekter på organismer	38
3. Undersökningar	41
3.1 Beslut av domstolar och myndigheter	41
3.2 Lokaliseringsundersökningar	43
3.3 Förundersökningar vid utvalda lägen	44
3.4 Basundersökningar	45
3.5 Jämförelseområden	46
3.6 Biotestanläggningen	47
3.7 Kontrollundersökningar	49
3.8 Forskning	50
3.9 Undersökningsmetodik	57
3.10 Dagens kontrollprogram	66
4. Kraftverkslägena – hydrografi och ekologi	69
4.1 Växt- och djurarter i svenska kustvatten	69
4.2 Svenska kustens ekologi	71
4.3 Kraftstationernas ekologiska förhållanden	74
5. Hydrografiska effekter	88
5.1 Kylvattenplymers egenskaper	88
5.2 Enskilda kylvattenplymers utbredning	89
5.3 Sammanlagt påverkat område, plymklasser	94
5.4 Kylvattenplymers inlagring	98
5.5 Termiska gradienter	103
5.6 Storskalig utbredning av kylvatten	105
5.7 Påverkan på ström	107
5.8 Effekter av vattenståndsvariationer	107
6. Effekter i kylsystemen	108
6.1 Effekter i kylvattenintag	108
6.2 Effekter vid passage av kondensor och kylvattenkanaler	109
6.3 Oskarshamnsverket	110
6.4 Forsmark	112
6.5 Ringhals	115
6.6 Barsebäck	117
7. Temperatureffekter i recipienten	120
7.1 Plankton	120
7.2 Bottenlevande organismer	121
7.3 Fisk	136
7.4 Fågel	203

8. Sammanfattande värdering av miljöeffekter	207
8.1 Principer för värdering av effekter	207
8.2 Biologiska effekter av kraftverkens drift	207
8.3 Lägesvisa effektbedömningar	212
9. Undersökningarnas betydelse	224
9.1 Vetenskaplig kunskaps- och resursuppbyggnad	224
10. Behov av kompletterande studier	227
10.1 Bristande förståelse av observerade effekter	227
10.2 Konsekvenser av klimatändring	228
10.3 Stöd för tekniska lösningar	229
11. Slutord	230
12. Referenser	232
13. Deltagare i projektet	247
14. Ordförklaringar	249

Sammanfattning

Undersökningar för att klarlägga miljöeffekterna av användningen av kylvatten vid de svenska kärnkraftverken har pågått sedan början av 1960-talet och fortgår alltjämt. Parallellt med undersökningarna har forskning bedrivits. Den har varit inriktad på att skapa ny kunskap och nya metoder för att uppnå bästa möjliga lokalisering och utformning av planerade eller förändrade utsläpp och kunna förutsäga effekterna av dem. Dessutom har specifika problemställningar, som varit svåra att belysa i kontrollundersökningarna, studerats.

Undersökningarna för att kontrollera miljöeffekterna har föreskrivits av miljömyndigheterna som villkor för kraftverkens drifttillstånd och har bekostats av berörda kraftföretag. Forskningen har till stor del finansierats av kraftindustrin men även av de myndigheter och institut, som varit involverade i undersökningsverksamheten. Vissa forskningsprojekt har genomförts av forskare vid universitet. Naturvårdsverket, Fiskeriverket och SMHI är de tre organisationer som svarat för huvuddelen av såväl undersökningarna som forskningen.

De fyra kärnkraftverk, som behandlas i denna rapport, är Oskarshamnverket med driftstart 1972, Ringhalsverket och Barsebäcksverket med driftstart 1975 och Forsmarksverket med driftstart 1980. Verken har sammanlagt haft tolv reaktorer i drift. Sedan Barsebäcksverket stängdes 2005 återstår tio. Den maximalt utsläppta kylvattenmängden vid de fyra stationslägena har för respektive kraftverk varit 115, 165, 50 och 135 m³/s. Som jämförelse kan nämnas att Skellefteälvens medelvattenföring är 157 m³/s. Rapporten sammanfattar de studier som gjorts av kylvattenanvändningens konsekvenser, medan de radiologiska undersökningarna inte behandlas.

Undersökningsverksamhet och forskning

Ursprungligen föreskrevs undersökningarna av vattendomstolarna enligt 1918 års vattenlag, därefter av Koncessionsnämnden för miljöskydd enligt den miljöskyddslag, som trädde i kraft 1969. Från 1999 hanteras frågan av Miljödombstolarna enligt Miljöbalken.

Strategin för verksamheten utarbetades redan i början av 1960-talet vid planerandet av kärnkraftverket Marviken. Undersökningarna indelades i förundersökningar, basundersökningar och kontrollundersökningar. **Förundersökningarna** genomfördes för att dels ge underlag för en bra placering och utformning av intag och utsläpp av kylvatten, dels ge en bild av den hydrografiska och ekologiska situationen i lokaliseringsområdet. **Basundersökningarnas** syfte var att ingående kartlägga områdets hydrografi och ekologi och hur dessa naturligen varierar vid bl.a. växlande väder och klimatförhållanden. När kylvattenutsläppen påbörjades startade **kontrollundersökningarna** med syftet att klarlägga påverkan på miljön. För att säkerställa att observerade miljöförändringar var orsakade av kylvattenutsläppen och inte av t.ex. naturliga, klimatrelaterade variationer, genomfördes redan i basundersökningarna parallella mätningar i opåverkade jämförelseområden.

Tyngdpunkten i den biologiska undersökningsverksamheten har legat på fisk, primärt beroende på fiskets ekonomiska betydelse. Provfisken och journalföring av fiskares fångster har genomförts. Ålderssammansättning, reproduktion, tillväxt, sjukdomar och parasitangrepp har analyserats. Fisk har märkts för att kartlägga förflyttningar i förhållande till varmvattnet. I övrigt har främst bottenfauna men även fastsittande vegetation, plankton och fågel kontrollerats.

Kontrollundersökningarna omfattade kartläggningar av kylvattenplymens form, storlek och variation samt temperaturförhöjningarna i utsläppsområdet. För vissa av de biologiska variablerna, t.ex. fiskars rörelser i förhållande till kylvattenplymen, gjordes stora insatser

under de första driftåren. I samband med idrifttagandet inleddes också studier av mängden fisk, som sugts in till kylvattenintaget.

Utöver de undersökningar, som varit direkt kopplade till tillståndsgivning och kontroll, har en forsknings- och utvecklingsverksamhet bedrivits för att öka kunskapen om kylvattenutsläppens miljöeffekter.

Meteorologiskt inriktade forskningsprojekt avsåg bl.a. risken för ökad dimbildning på grund av kylvattenutsläppen och de hydrografiska projekten huvudsakligen utveckling av metoder för att kunna beräkna kylvattenplymers storlek och form. På den ekologiska sidan undersöktes temperaturhöjningens effekter på produktion och nedbrytning av biologiskt material, konsumenternas/faunans reaktioner på värmeutsläppen, parasitering och sjukdomar hos fisk samt kombinationseffekter gifter/värme. Möjligheterna att utnyttja kylvattnet för fiskrekrytering studerades också.

I samband med bygget av Forsmarksverket invallades ett vattenområde mellan ett antal skär i Öregrundsgrepen med hjälp av sprängsten från kylvattentunnlarna. Till detta invallade område leds kylvattnet från verkets två första reaktorer innan det släpps ut i Öregrundsgrepen. Galler i utsläppet förhindrade fram till år 2004 passage av fisk. Denna "biotestanläggning" är ett viktigt instrument för miljökontrollen och var under ett antal år en central plats för den biologiskt inriktade forskningen.

Kraftstationslägena

De svenska kärnkraftslägena Forsmark, Simpevarp (Oskarshamnsverket), Barsebäck och Ringhals representerar fyra typer av områden med olika ekologiska grundförutsättningar. Forsmark är ett grunt typområde, där vattnet inte är skiktat, eftersom det ringa djupet gör att det lätt blandas från ytan till botten. Salthalten är endast 5‰. I Simpevarp är vattnet endast svagt densitetsskiktat på grund av naturliga temperaturgradienter och salthalten är 7–8‰. Området är djupt och öppet. Det tredje typområdet, Barsebäck, präglas helt av stark kustparallell ström. Salthalten varierar kraftigt med strömriktningen mellan oceanisk nivå, 30–34‰, och Östersjöns 10–14‰. I Ringhals, slutligen, är vattnet densitetsskiktat på grund av varierande salthalt, 20–35‰, och naturlig, vertikal temperaturvariation. Området är djupt och öppet. De fyra typområdena täcker in förhållandena i de flesta av de svenska kustvattnen.

Vid Forsmark släpps kylvattnet från de två första reaktorerna genom Biotestanläggningen, som har en yta av 1 km² och ett största djup om c:a 5 m. Utsläppet från Biotestanläggningen och den tredje reaktorn sker i en gemensam punkt ut till den öppna Öregrundsgrepen. Kylvattnet från de två första reaktorerna kan även ledas ut via ett reservutskov åt nordväst, där det finns grunda områden, som är skyddade av öar från direkt inverkan från öppet hav.

Simpevarp ligger på en relativt öppen sträcka av Smålandskusten vid Kalmarsunds norra inlopp. Kylvattnet från Oskarshamnsverket släpps ut i en liten vik, Hamnefjärden. Den är till största delen 2–5 m djup och mynnar på en öppen kust genom ett sund, Hamnehålet. Liknande vikar finns norr om Hamnefjärden, och 1,5 km söderut börjar en grund, tät men smal skärgård. Även utanför denna är havet relativt grunt, men djuphålor förekommer.

Barsebäck ligger vid Öresund på den låga kuststräckan mellan Landskrona och Malmö. I likhet med Öresunds övriga kuster är den kring Barsebäck långgrund och saknar öar. Kraftverket är beläget på en halvö, begränsad såväl i söder som i norr av grunda bukter. Utanför halvön finns ett c:a 1 km² stort grundområde. Strömmarna är starka och gör att salthalten varierar kraftigt.

Ringhals är beläget vid Kattegatt på Väröhalvön strax norr om Båtfjorden. Endast några enstaka öar finns i området. Utanför Ringhals är djupet på de flesta håll 10 m eller mer. Grundare partier förekommer söderut mot och i anslutning till ön Norra Horta, längs kusten norrut i Vendelsöfjorden och vid öarna i fjorden.

Beroende på att kraftverket ligger vid öppen kust med tämligen djupt vatten och förhållandevis starka strömmar spelar pelagialen och utbytet med andra områden en större roll för kust-ekosystemet än vid de andra kraftverken.

Hydrografiska effekter

I kraftverken höjs kylvattnets temperatur c:a 10 °C, och i extrema fall kan temperaturen i utsläppstunnlarnas mynning nå 35 °C. När uppvärmt kylvatten släpps ut i ett område sprids det oftast som en sammanhållen kylvattenplym, som kontinuerligt blandas ut med omgivande vatten. Plymens utseende styrs nära utsläppet av utsläppshastigheten och utsläppsanordningens utformning. Efterhand avtar inverkan av dem och den fortsatta kylvattenspridningen bestäms av gravitationell spridning och lokala förhållanden som ström, vind, vertikal skiktning och värmeavgång till atmosfären. Under hela förloppet påverkas processen av spridningsområdets topografi.

Analyser av mätningar och beräkningar för de svenska kärnkraftverken visar att utsläpp i vatten med svaga strömmar skapar stora, breda kylvattenplymer, som tidigt börjar avkylas genom värmeavgången till atmosfären. Utsläpp i vatten med starka strömmar ger däremot smalare, mer utdragna kylvattenplymer. Strömmen och turbulensen ger en god inblandning av havsvatten i kylvattnet och värmeavgången till atmosfären får mindre betydelse för den tidiga temperatursänkningen. Det område som någon gång påverkas av en viss temperaturförhöjning minskar med ökande vattenomsättning i utsläppsområdet.

En analys av huvudutbredningsriktningarna för kylvattnet visar att risk för recirkulation, d.v.s. återtransport av det utsläppta kylvattnet till intaget, förekommer under cirka 3 procent av tiden vid Barsebäck och att den förekommer cirka 11 procent av tiden vid Ringhals. I Forsmark bedöms risken för recirkulation vara liten. Vid Oskarshamnsverket förekommer recirkulation, men frekvensen för den är inte känd.

Kylvattnet påverkar normalt havsvattnet mellan ytan och ned till 5–7 meters djup. Beräkningar visar att utanför alla de svenska kärnkraftverken är ofta vissa bottenar utsatta för kylvattenpåverkan. Under extrema förhållanden kan kylvattnet vintertid sjunka ned till större djup, fortsätta att utbreda sig där och påverka omfattande bottenarealer.

De termiska gradienterna tvärs kylvattenplymerna blir i medeltal störst i områden där strömmarna i havet är starkast. Något liknande samband finns inte längs plymerna.

Storskalig utbredning av låguppvärmt kylvatten (med en övertemperatur på någon till några tiondels grader) har registrerats vid Ringhals och Forsmark med hjälp av satellitdata. Fenomenet bedöms förekomma oftare i Forsmark än i Ringhals.

Effekter i kylsystemen

Växt- och djurplankton, växtdelar, maneter, fiskägg, fiskyngel och större fiskar transporteras med kylvattenströmmen till kraftverkets intag. En avsilningsanläggning sorterar bort alla partiklar större än ett par millimeter. Rensmassorna återförs antingen till havet för att rädda fisk eller läggs på deponi. Plankton, fiskägg och nykläckta fiskyngel är så små, att de normalt passerar genom silarna.

Förlusterna av fisk har ansetts vara det såväl ekologiskt som ekonomiskt största problemet. Kontroll av fiskförluster har skett vid samtliga kärnkraftverk. Huvuddelen av den fisk som silas bort utgörs av årsyngel. Förlusterna av ål bedöms som särskilt bekymmersamma mot bakgrund av artens allmänna tillbakagång. Driftproblem kan också uppkomma, om mängden indrivande material blir så stort, att silarna täpps igen.

Dödligheten hos djurplankton är vanligen låg vid passagen genom kondensorn. Deras letalgränser kan dock överskridas, om temperaturen på intagsvattnet når över 20 °C. Sådana perioder är dock ovanliga och kortvariga. Filtrerarfaunan på kylvattentunnlarnas väggar konsumerar stora mängder plankton, och förlusterna är direkt beroende av kylsystemets längd. Planktonförlusterna i kylsystemen kan lokalt leda till lägre tätheter i recipienterna, men effekterna är små beroende på omblandningen med omgivande vatten.

I Ringhals passerar stora mängder fiskägg och små fiskyngel genom intagens silar, och så var också fallet i Barsebäck. Dödligheten i kylsystemen bedöms vara total, men då förlusterna är små i relation till den totala äggproduktionen i de aktuella bestånden, är effekten på rekrytering normalt mycket liten. Torsken i Ringhals kan utgöra ett undantag, beroende på att Kattegatts bestånd är kraftigt försvagat. Förlusterna i Oskarshamnsverket och i Forsmarksverket är mycket små, då pelagiska ägg och yngel är ovanliga där.

Minst hälften av ålens pelagiska larver (glasål) fastnade i silarna i Barsebäcksverket men i stort sett alla passerar oskadda genom Ringhalsverkets mer stormaskiga silar. Förluster av nyligen bottenfälda yngel och små gulålar har setts som allvarliga och föranledde kompensationsutsättningar av ålyngel i Barsebäck.

Betydande mängder större fisk samlas upp i silstationerna. Förlusterna av vuxen ål är ibland avsevärda, särskilt i Forsmark, och ses som ett allvarligt problem. Fiskförlusterna i Oskarshamnsverkets tredje reaktor är emellertid jämförelsevis små beroende på att kylvattnet tas in genom ett djupvattenintag.

Temperatureffekter i recipienten

Större undersökningar av plankton har endast gjorts vid Oskarshamnsverket. Höjd temperatur och snabbare mineralisering ger ökad växtplanktonproduktion i den slutna Hamnefjärden men obetydliga effekter utanför denna. Förändringar i djurplanktonsamhället uppstår nära utsläppen, sannolikt beroende på förluster i kylsystemen, men når ej långt ut därifrån.

För bottenlevande organismer har tydliga effekter konstaterats på den fastsittande vegetationen vid samtliga svenska kärnkraftverk. Effekterna är mest utbredda och tydliga i Hamnefjärden och i Biotestsjön, medan de vid övriga kraftverk begränsas till området mycket nära utsläppet. Mycket kraftiga blomningar av kiselalger har förekommit. Blomningen har tidigare lagts och kan börja redan under vintern. Gemensamt för alla kylvattenrecipienterna är en tillbakagång för brunalger samt en ökad utbredning av grönalger och i vissa fall rödalger. I Hamnefjärden och i Biotestsjön har förekomsten av kransalger minskat, medan vissa fanerogamer samt övervattensvegetationen ökat i täthet och utbredning. Den invandrade arten sargassosnärla tycks ha gynnats av kylvattenutsläppet i Ringhals och har etablerat täta bestånd i närområdet.

Beträffande bottendjur har tydliga effekter observerats i Hamnefjärden och Biotestsjön. Långlivade kallvattenarter, t.ex. östersjömussla, har minskat i täthet, medan kortlivade opportunisterna som slammarla och tusensnäcka ökat. Den totala produktionen har generellt ökat, men variationerna har varit mycket kraftiga; speciellt i Biotestsjön har periodvisa nedgångar observerats, sannolikt beroende på predation från fisk och fågel.

Effekterna utanför Hamnefjärden och Biotestsjön samt vid övriga kraftverk är små och inskränkta till närområdet. Undersökningarna har indikerat ökad täthet av bottendjur nära utsläppet från Barsebäck. Effekten var tydligast på mer rörliga bottendjur, i första hand en kraftig anlockning av strandkrabba. Den förekommer även till utsläppet från Ringhals.

Tydliga förändringar har observerats på djupa lokaler utanför utsläppen. Då likheterna med referenslokalerna är stora, kan avvikelserna inte förklaras som effekter av kylvattenutsläppen.

De biologiska undersökningarnas fokus har varit kylvattnets effekter på fisk. Omfattande studier av anlockning till varmvattnet har gjorts, då detta beteende påverkar fiskens exponering för värme med risk för följd effekter. De omfattande undersökningarna visar att områdena med för fisken märkbara övertemperaturer är små vid de svenska kärnkraftverken, speciellt vad gäller bottenarna. Vidare är de horisontella temperaturgradienterna svaga, varför anlockning och skyende i huvudsak har relativt liten omfattning

Varmvattenfiskar anlockas generellt sett hela året utom när preferenstemperaturerna, som ligger kring eller över 20 °C, klart överskrids under varma sommarperioder. Anlockningen har liten omfattning under vintern, då dessa arters aktivitet i regel är låg. Beroende på bl.a. relativt stark ström och starka vertikala temperaturgradienter är anlockningen relativt svag till Hamnefjärden och sannolikt även till Biotestsjön. Kallvattenarterna, med preferenstemperaturer under 15 °C, undviker uppvärmda områden under den varma årstiden men anlockas i flera fall under senhöst, vinter och tidig vår; i Hamnefjärden, Biotestsjön och F3:s utloppskanal saknas de dock nästan helt hela året. De bottenlevande arternas olika beteende innebär, att andelen varmvattenarter i uppvärmda områden ökar. Förändringen är störst vid västkusten, där bottenarnas naturliga fisksamhälle domineras av kallvattenarter i betydligt högre grad än vid ostkusten.

De pelagiska arterna strömming och horngädda anlockas framför allt i samband med vårens lek, då stora mängder fisk kan uppehålla sig i och leka i de små varma områdena. För strömmingen har detta varit särskilt påtagligt i Simpevarp, för horngäddan i Barsebäck. Ålens vandringar störs inte i nämnvärd grad av kylvattenplymerna, vare sig det pelagiska ynglets, glasålen, eller den lekvandrande blankålen.

Temperaturen har en betydande inverkan på fiskars **fysiologiska funktioner** och samtliga komponenter i fiskens energifördelning påverkas av den. Med höjd temperatur ökar fiskars rörelseaktivitet men dess årstidsmönster förändras ej. Rörelseaktiviteten är, med undantag av lekperioden, starkt kopplad till födointaget.

En längre tids anlockning till kylvattenutsläppen leder till effekter på fiskens tillväxt, fortplantning och energilagring och ger därmed också konsekvenser för de samband som beskriver artens livshistoria. Hos alla undersökta arter har kylvattenutsläppen haft en positiv effekt på tillväxten. Kylvattenutsläppen ger möjlighet att välja temperaturer nära de optimala, vilket abborren och sannolikt även andra arter utnyttjat för att maximera sin tillväxt. Snabb tillväxt hos juvenil fisk leder till tidig könsmognad vid liten storlek.

Tidigt könsmogen vårlekande fisk, som exponeras för kylvatten under vintern, löper risk att förlora kraftigt i kondition och dö i samband med leken. Abborre, som könsmognat tidigt under kylvattenpåverkan, kan anpassa fördelningen av energi så att fortplantningen hämmas efter första leken, vilket ger möjlighet till återhämtning och återupptagen fortplantning.

Effekterna av kylvatten på varmvattenfiskarnas energifördelning kan allmänt sett anses vara positiva för rekryteringen. Den mest studerade arten, abborre, har anpassningar, som

hjälper den att överleva och fortplanta sig även i extrema temperaturklimat som det i Biotestsjön, där fisken tidigare hölls instängd.

Riskerna för att de höjda temperaturerna i utsläppsområdena skulle medföra en ökad frekvens av sjukdomar och parasiter har studerats. Efter omfattande undersökningar har man kunnat konstatera, att farhågorna om allvarliga sjukdoms- och parasitutbrott kopplade till kylvatten inte kunnat besannas. I de fall mer omfattande parasitering förekommit, t.ex. av ålens simblåsemask, har förhållandena varit likartade i referensområdena.

Omfattande fiskdöd beroende på överskridande av letaltemperaturer har förekommit, då intagstemperaturen på kylvattnet varit ovanligt hög. Gasblåsesjuka hos fisk har förekommit i ett fåtal fall, med de allvarligaste konsekvenserna i Barsebäck, där stora mängder horngädda dött.

Vid Ostkusten har allvarliga skador på äggutvecklingen observerats på särskilt äldre fisk, som varit instängd i Biotestsjön eller anlockats till Hamnefjärden och den öppna kanalen från Forsmarks tredje reaktor. För abborre, som lekt i dessa områden, har dessutom romsträngarnas kvalitet varit så dålig, att vissa av dem fallit sönder med romdöd som konsekvens. Trots skadorna på fortplantningen har dock tätheten av yngel varit hög, fränsett mört i Biotestsjön.

De uppvärmda områdenas ringa storlek begränsar effekterna på bestånd, eftersom endast arter med relativt små bestånd, främst limniska varmvattenfiskar, kan påverkas påtagligt. Vissa varmvattenarter har kunnat bilda lokala bestånd med Hamnefjärden och Biotestsjön som rekryteringsområden. Det gäller abborre, i Biotestsjön även löja och gädda samt i Hamnefjärden sarv och de sällsynta arterna sutare och ruda.

Rekryteringen av de vanliga karpfiskarna mört och björkna har i Biotestsjön och Hamnefjärden varit svag och oregelbunden, och de har sannolikt haft svårt att bilda lokala bestånd. För mört beror detta åtminstone delvis på att den höga temperaturen stör könsorganens utveckling. En genom snabb tillväxt orsakad hög produktion av abborre i Hamnefjärden kommer omgivningen till godo, även genom utvandring av stora yngel. Liknande effekter kan förväntas för andra arter och för Biotestsjön.

Tidig lek i uppvärmt vatten av anlockad strömming kan ha ökat produktionen av strömmingslarver i Simpevarp och Forsmark. De tidigt kläckta larverna förs dock ut i alltför kallt vatten med troligen dålig födotillgång, varför nettoeffekten på rekryteringen torde vara negativ.

Redan ett par graders temperaturhöjning ökar tillväxthastigheten hos varmvattenfiskar dramatiskt, vilket ger högre överlevnad hos yngel, större bestånd och högre produktion av vuxen fisk. Ett försök att utnyttja kylvatten för att främja fiskrekrytering gjordes därför genom att värma grunda områden innanför Biotestanläggningen med hjälp av dess reservutskov. Försöket var framgångsrikt men visade, att ett effektivt utnyttjande av kylvatten för detta ändamål förutsätter att betydligt större skyddade områden än idag värms upp, så att större mängder ung fisk kan hållas kvar i varmt vatten.

Utsättningar av ålyngel i kylvattenrecipienter har visat, att det lokala fisket kan gynnas liksom ålbeståndet. Ålen håller sig kvar i det varma vattnet under många år och växer snabbt med tidigare könsmognad och därmed kortare generationstid som följd.

Studierna av upptag av giftiga ämnen har visat att upptaget av kadmium i fisk är betydligt mer temperaturberoende än utsöndringen. Temperaturen påverkar även säsongsmönstren

av både halt och totalinnehåll av koppar och zink i fisk via dess effekt på konsumtionen. Upptaget av PCB och DDT var tydligt temperaturstyrkt i laboratorieförsök, medan temperatur-effekten var betydligt mindre när man undersökte fisk i kylvattenrecipienter.

Observationer av höga tätheter sjöfågel har gjorts vid samtliga svenska kärnkraftverk, särskilt under vinterhalvåret. Rutinmässiga inventeringar har dock bara gjorts vid Forsmark, där tätheten i Biotestsjön ökade med tiden till mer än tre gånger den i omgivande skärgård. Viggen är den dominerande arten med ofta över 1 000 individer under vintern. Övervintrande sjöfågel, i första hand skarv, storskrak och vigg, konsumerar stora mängder fisk och bottenfauna. Goda rast- och övervintringslokaler har stor betydelse för fågelns överlevnad och kondition. Tillgången på sådana i kylvattenrecipienterna medför därför sannolikt positiva effekter på fågelbestånden långt utanför dessa.

Farhågor för att **invasiva arter** från andra delar av världen etableras i kylvattenrecipienterna har framförts. Dessa kan hota våra inhemska arter och påverka den biologiska mångfalden, om de finner miljöer, där de kan fortplanta sig. I de omfattande undersökningar som genomförts i kylvattenrecipienterna har ett antal främmande arter observerats. I flertalet fall har de emellertid även förekommit i referensområdena, varför deras spridning inte kunnat kopplas till kylvattenutsläppen. Exempel på arter, som tilldragit sig uppmärksamhet, är sargassosnärja, en storvuxen brunalg, som förekommer i täta bestånd i Ringhals samt ålens simblåsemask, som första gången noterades i hög frekvens 1990 i Simpevarp. Bland sentida invandrare kan nämnas det japanska jätteostronet, som förekommer i Ringhalsverkets intagskanal. Samtliga dessa arter har en vid utbredning även utanför kylvattenrecipienterna.

Värdering av miljöeffekter

Effekterna har bedömts dels utgående från deras karaktär, dels från hur många individer eller hur stora ytor eller vattenvolymer som berörs. En effekt bedöms som ekologiskt relevant och allvarlig om den innebär risk för att populationer eller samhällen förändras. Ökad dödlighet är allvarligare än subletala effekter, och effekter har mindre vikt, om de bara finns i ett avgränsat närområde, än om de har en vidare spridning. Vid avgränsningen av närområdet har man utgått från, att övertemperaturen permanent måste vara minst 1 °C eller tillfälligt minst 3 °C för att biologiskt mätbara och väsentliga effekter skall uppkomma i området.

Bedömningarna har gjorts för dels förluster i kylvattensystemen, dels effekter i närområdena beroende på värmepåverkan. Fiskförlusterna i kylvattensystemen kan vara omfattande och drabbar såväl ägg och yngel som vuxen fisk av många arter. Stora och svåravgränsade områden långt utanför kraftverken kan påverkas. Problemet har störst omfattning vid Västkusten, eftersom pelagiska ägg och yngel där är vanliga, men effekterna på bestånden bedöms dock i flertalet fall vara små. Förlusterna av ål anses bekymmersamma beroende på att det europeiska ålbeståndet kraftigt försvagats.

I närområdena är effekterna tydliga på alla nivåer i ekosystemet. De är dock ej av enbart negativ karaktär; biodiversiteten är hög, och produktion av bl.a. fisk gynnas ofta. Eftersom närområdena vid alla kraftverken tack vare goda lokaliseringar är små, måste förändringar där även påverka utanförliggande områden för att bedömas som väsentliga. Detta gäller endast aktivt vandrande arter, d.v.s. främst fisk och fågel.

Effekter på fisk i närområdena med potential att beröra större områden uppstår huvudsakligen i samband med lek, då den känsliga rekryteringsprocessen kan störas. Vid Oskarshamnsverket tidigareläggs leken hos anlockad strömming, vilket genom uttransport av larver till kallt

vatten torde ha övervägande negativa konsekvenser. Lekande horngädda anlockades till närområdet vid Barsebäck, där den i stor omfattning dog av gasblåsesjuka. I närområdena vid Forsmarks- och Oskarshamnsverken leker limniska varmvattenarter, vilkas yngel växer mycket snabbt. För åtminstone abborre synes detta leda till att omgivande vatten tillförs livskraftiga yngel. Vad gäller bl.a. mört motverkas denna effekt av att föräldrafiskarnas fortplantningsorgan skadas av hög vintertemperatur. Vid Ringhals förekommer inte lek av nämnvärd omfattning i närområdet.

Recipienterna utnyttjas av sjöfågel, särskilt vintertid. Tätheterna kan bli mycket höga. Anlockning av fisk och den höga produktionen av bottendjur ger förutsättningar för att fåglarna skall ha god överlevnad och goda förutsättningar för reproduktion. Effekterna är av enbart positiv karaktär och sträcker sig med de flyttande fåglarna långt utanför närområdet.

Sammantaget kan förlusterna i kylvattensystemen bedömas vara av allvarigare karaktär än de effekter som observerats i utsläppsområdena, där vissa effekter även kan bedömas som positiva.

Under de senaste tjugo åren har en väsentlig temperaturhöjning skett i de svenska kustvattnen, vilken innebär att kylvattenanvändningen idag påverkar de ekologiska förhållandena på ett annat sätt än vid kraftverkens start. Miljöeffekterna kan fortfarande bedömas som små i relation till de stora kylvattenvolymerna, men skulle denna utveckling fortsätta, och temperaturhöjningen i kraftverken vara densamma som idag, kan effekterna snabbt bli allvarliga. Framför allt kommer letaltemperaturerna för många djurarter att överskridas med en dödlighet av icke acceptabel omfattning som följd i främst kylsystemen men även i närområdena. I dessa kommer även fiskrekryteringen att påverkas, troligen i övervägande negativ riktning.

Undersökningarnas betydelse

Undersökningarnas primära syfte har varit att tillhandahålla den information om kylvattenanvändningens miljöeffekter som tillståndsprövning, skadeersättningar och miljöövervakning kräver. Den inhämtade informationens omfattning och kvalitet har varit tillräcklig för att dessa processer kunnat löpa utan störande fördröjningar. Skadeeffekter har påvisats, som föranlett åtgärder såväl vad gäller kraftverkens hantering av kylvattnet som t.ex. utsättning av fiskyngel som kompensation för skador på bestånd. Det har också varit möjligt att tillbakavisa ogrundade påståenden om skador, vilka i behandlingen enligt vattenlagen annars kunde ha lett till skadestånd.

Undersökningsresultaten har även kommit till användning vid miljökonsekvensbedömningar i samband med effekthöjningar vid samtliga kärnkraftverk. Genom en samordnad och likformig undersökningsorganisation vid samtliga kraftverkslägen har en unik, omfattande och sammanhållen, kunskapsbank skapats vars uppbyggnad medfört många fördelar, bl.a. ekonomiska, för såväl kraftindustri som för miljövardande myndigheter.

Behov av kompletterande studier

Utgående från analysen av alla de undersökningar som presenteras i rapporten pekar projektgruppen på ett behov att kompletterande studier inför eventuell framtida planering av nya eller utökade kylvattenutsläpp längs de svenska kusterna. Studierna avser att avhjälpa en bristande förståelse av vissa observerade biologiska effekter samt att analysera tänkbara konsekvenser av möjliga klimatförändringar. Vidare framhålls möjligheterna att utnyttja de i rapporten redovisade resultaten i samband med den tekniska planeringen och utformningen av framtida kylvattensystem.

Summary

Monitoring the environmental effects of cooling water intake and discharge from Swedish nuclear power stations started at the beginning of the 1960s and continues to this day. In parallel with long-term monitoring, research has provided new knowledge and methods to optimise possible discharge locations and design, and given the ability to forecast their environmental effects.

Investigations into the environmental effects of cooling-water are a prerequisite for the issuing of power station operating permits by the environmental authorities, with investigation costs being paid by the power companies. Research has also been largely financed by the power industry, though some other authorities and institutes have been involved. Research projects have been carried out by scientists at universities, while the Swedish Environmental Protection Agency, the Swedish Board of Fisheries, and the Swedish Meteorological and Hydrological Institute, SMHI, are responsible for the greater part of the investigations as well as of the research work.

The four nuclear power plants dealt with in this report are Oskarshamn, Ringhals, Barsebäck and Forsmark. They were taken into operation in 1972, 1975, 1975 and 1980 respectively – a total of 12 reactors. After the closure of the Barsebäck plant in 2005, ten reactors remain in service. The maximum cooling water discharge from the respective stations was 115, 165, 50 and 135 m³/s, which is comparable to the mean flow of an average Swedish river – c:a 150 m³/s. The report summarizes studies into the consequences of cooling water intake and discharge.

Radiological investigations made at the plants are not covered by this review.

Investigations and research

Initially, the need for investigations was decided by the water courts¹ according to the Water Law of 1918. Subsequently, the Franchise Board for Environmental Protection took decisions according to the Environmental Law of 1969. Since 1999, environmental courts have taken over responsibility according to a new Environmental Code.

The strategy for the investigations was elaborated already at the beginning of the 1960s in conjunction with the planning of the first Swedish nuclear power plant at Marviken. The investigations were divided into pre-studies, baseline investigations and monitoring of effects. **Pre-studies** were partly to gather information for the technical planning and design of cooling water intake and outlet constructions, and partly to survey the hydrographic and ecological situation in the area. **Baseline investigations** were to carefully map the hydrography and ecology in the area and their natural variations caused by changing weather and climate. When cooling water discharges began, the **monitoring of effects** started, mapping environmental impacts. To ensure that observed environmental changes were caused by cooling water discharges and not by natural variations, parallel measurements were carried out in undisturbed **reference areas**.

The focus of the biological investigations has been directed towards fish (primarily due to the economic value of the fisheries) using test fishing and daily records of commercial fishing. Age distributions, reproduction, growth, and the prevalence of disease and parasites have been analysed. Fish movements and behaviour related to cooling-water were mapped using mark–recapture experiments.

¹ *Vattendomstol: Sweden operated a system of water courts which decided in cases concerning water usage.*

The monitoring of effects included mapping the shape and size of the cooling-water plume and the temperature distribution in the discharge area. For certain biological variables, such as the movement of fish in relation to the cooling water plume, great efforts were made during the first years of power plant operation. In conjunction with the start of the plants, studies were also initiated to estimate the loss of fish on the cooling-water intake screens.

In addition to the investigations directly connected to decision making by the environmental authorities, **research and development** has increased knowledge of the environmental effects of cooling water discharges and permitted analysis of cause–effect relationships.

Meteorological research projects investigated among other things, the risks for increased fog formation due to the discharge of warm water, while hydrography projects mainly concerned the development of methods for calculating the size and form of the cooling water plumes. Ecological studies were directed to the effects of increasing temperature on the production and degradation of biological material, on the benthic fauna responses, on the risk of fish parasite and disease outbreaks as well as on the combined effects of toxic substances and heat. The possibility of using cooling-water to improve fish recruitment was also studied.

In conjunction with the construction of the Forsmark nuclear power plant, an artificial enclosure was made using rock excavated from the cooling water tunnels. Cooling water is led through this basin before discharge into the open “Öregrundsgrepen”. This “Biotest basin” is an important instrument for the environmental monitoring at the plant and was for many years a central facility for Nordic research on the ecological effects of cooling water.

Nuclear power plant locations

The Swedish nuclear power plant locations Forsmark, Simpevarp (the location of the Oskarshamn plant), Barsebäck and Ringhals represent four areas with fundamentally different ecological conditions. Forsmark represents a shallow area without density stratification. The shallow water allows the water to mix from the surface to the bottom. The salinity is only 5‰. At Simpevarp the density stratification is weak, as are the natural vertical temperature gradients. Salinity is 7–8‰. This area is deep and exposed to the sea. The area around Barsebäck, is dominated by a strong current parallel to the coast. Salinity varies strongly with the direction of the current between Baltic levels (10–14‰) and typical marine levels (30–34‰). At Ringhals, the water is stratified due to varying salinity (20–35 ‰) and natural vertical variations in temperature. The area is deep and open to the sea. These four areas represent the range of conditions typical of Swedish coastal waters.

At **Forsmark**, cooling water from the first two reactors is discharged through the Biotest basin. The basin surface area is 1 km² and the greatest depth is about 5 m. The outlets from the Biotest basin and the third reactor are united and directed towards the open bay of Öregrundsgrepen.

Simpevarp is situated on a peninsula on a relatively open part of the coast, at the northern entrance to Kalmar Sound. Cooling water from the Oskarshamn nuclear power plant is discharged into a small bay, Hamnefjärden. The bay is generally 2–5 m deep and is connected to the open coast by a narrow sound, Hamnehålet.

Barsebäck is situated at the Sound (separating Sweden from Denmark) on the low coast between Landskrona and Malmö. As is typical of the Sound, the area is shallow and lacks

offshore islands. The power plant is situated on a peninsula, bordered both south and north by shallow bays. Offshore of the power plant is a shallow area of about 1 km². Currents are strong and lead to considerable variations in salinity.

Ringhals is situated on the Kattegat coast on the Värö peninsula, just north of Båtfjorden. Only a few islands can be found in the area. Offshore of Ringhals the depth is generally 10 m or more. Shallower areas exist further south, in connection to the island Norra Horta, and northwards along the coast of Vendelsöfjorden and near the islands in this fjord.

As the Ringhals plant is on an open coast with fairly strong currents, the pelagic influence and the rapid water exchange have a greater effect on the local coastal ecosystem than at the other Swedish power plants.

Hydrographic effects

In the power stations, cooling water temperature is increased by about 10 °C, and in extreme cases the temperature in the outlets can reach 35 °C. When heated cooling water is discharged into an area it usually spreads as a tight plume that is steadily mixed with the surrounding water. The shape of the plume close to the outlet is controlled by the discharge velocity and the shape of the outlet. Beyond a certain distance, the influence of the outlet is reduced and the continued spreading of the cooling water is defined by gravitational spreading and local conditions such as currents, winds, vertical stratification and heat exchange with the atmosphere. The whole process is influenced by the topography of the discharge area.

Analyses of measurements and calculations for the Swedish nuclear power plants show that discharges into areas with weak currents create large, broad cooling water plumes. Heat exchange with the atmosphere soon starts to cool them down. Discharges into water areas with strong currents on the contrary result in narrower, more elongated plumes. The currents and turbulence result in good mixing with the surrounding seawater, and heat exchange with the atmosphere is less important for the early temperature reduction. The size of area influenced by a certain temperature increase is reduced by increased water exchange in the discharge area.

Analysis of the main transport directions for cooling water showed that at Barsebäck, for about 3 percent of the time, there was a risk that previously discharged cooling water could recirculate back to the cooling water intake. This risk increased to about 11 percent of the time at Ringhals. At Forsmark the risk for recirculation is considered small while at Oskarshamn recirculation is known to exist, but it is not known with what frequency it occurs.

Cooling water is normally layered from the sea surface down to a depth of 5–7 metres. Calculations show that some bottom areas outside each of the Swedish nuclear power plants are frequently influenced by cooling water. Under extreme conditions during winter the cooling water can sink down to greater depths and affect extensive bottom areas.

The thermal gradients across the cooling water plumes are generally strongest in areas with strong sea currents. No similar relation exists along the plumes.

Large scale spreading of cooling water with a low excess temperature (up to some tenths of a degree) has been observed at Ringhals and Forsmark using satellite data. This phenomenon is judged to be more frequent at Forsmark than at Ringhals.

Effects within the cooling water systems

Phyto- and zooplankton, plant debris, jellyfish, fish eggs, fish fry, and larger fish are transported with the seawater to the cooling water intakes. Screens filter away all particles bigger than a couple of millimeters. This removed material is returned to the sea to save fish or is transferred to land-based waste disposal. Plankton, fish eggs and newly hatched fish larvae are so small that they normally pass through the filters.

The losses of fish have been regarded as the greatest worry from both ecological and economic viewpoints. Monitoring of fish losses has been carried out at all the power stations. The greatest part of the fish removed from the filters consists of young-of-the-year fry. Considering the overall decline of the European eel stock, losses of eel are judged to be most serious. Operational problems can also occur if the amount of material drifting onto the filters is such that they become blocked.

The mortality of entrained zooplankton is usually low when passing the condenser. Their thermal lethal limits can be exceeded if the temperature of the cooling water taken from the sea is above 20 °C. Such situations are, however, unusual and of short duration. The filtering fauna on the walls of the cooling water tunnels consume a great number of plankton and these losses are directly dependent on the length of the tunnel system. Losses of plankton in the cooling water systems can lead to a lower plankton density in the outlet area, but the effects are small due to mixing between the cooling water and the ambient water.

At Ringhals, and previously at Barsebäck, large amounts of fish eggs and larvae are entrained at the cooling water intakes. Fish egg and larva mortality in the cooling water systems is considered to be total. However, as the losses are small in relation to the total production of eggs in the actual population, the effect on recruitment is normally very small. Cod at Ringhals might be an exception due to the fact that the local cod stocks in the Kattegat are severely weakened.

At the Barsebäck plant, filters at the cooling water intake trapped at least half of the pelagic eel larvae (glass eel) while the rest passed through. As the filters at Ringhals have a larger mesh size most eel larvae can pass through. Losses of newly settled fry and small yellow eels have been considered a serious worry and resulted in decisions to make compensatory fry stockings at Barsebäck.

A considerable number of larger fish are caught on the cooling water intakes. The losses of adult eel are sometimes considerable, especially at Forsmark. This is recognized as a major problem. Fish losses at the third reactor at the Oskarshamn plant are, however, comparatively small due to the fact that the cooling water is taken through an intake placed at a greater depth.

Temperature effects in the recipient

Comprehensive investigations of **plankton** have only been carried out at the Oskarshamn plant. Increased temperature and faster mineralization leads to increased production of phytoplankton in the semi-enclosed Hamnefjärden, but outside of this bay the effects are insignificant. Changes in zooplankton were seen close to the discharge points, probably due to losses within the cooling water system. The effects do not however reach far from the outlet.

For benthic organisms, clear effects have been seen on **macrovegetation** close to all power plants. The effects are more widespread and visible in the Hamnefjärden and in the Biotest basin. At the other two sites the effects are restricted to the areas very close to the cooling water outlets. Very heavy blooms of benthic diatoms have occurred. These blooms start

earlier than would otherwise be expected and can begin already during winter. Common to all cooling water recipients is a reduction in brown algae and a more extended growth of green and occasionally red algae. In the Hamnefjärden and the Biotest basin the occurrence of characeans has been reduced but some submerged phanerogams and reeds have expanded their distribution. The alien species wireweed has evidently been favored by the cooling water discharge from the Ringhals power plant and has established dense clumps close to the outlet.

Regarding **bottom fauna**, clear effects have been observed in the Hamnefjärden and the Biotest basin. Long-lived cold-water species, such as the Baltic mussel, have decreased in density whereas short-lived opportunistic species like mud shrimp and New Zealand mud snail have increased. Total production has generally increased but variability is very strong. Periodic decreases have been observed in particular in the Biotest basin, probably due to predation from fish and birds.

Outside the Hamnefjärden and the Biotest basin and at Ringhals and Barsebäck, effects are small and restricted to the near vicinity of the outlets. At Barsebäck, indications of increased abundances were seen, especially for mobile animals like the common shore crab, which was attracted to the heated water. Similar observations on common shore crab have been made at Ringhals. Clear changes in benthic communities have been observed in deep locations outside the cooling water discharges. As there are similar observations at the reference areas these changes cannot be attributed to the cooling water discharges.

The principle focus of the biological investigations has been the effects of cooling water on **fish**. Comprehensive studies have been made of fish being attracted to cooling water, as this behaviour leads to heat exposure with a subsequent risk of physiological or other impacts. The studies have shown that only small areas exist offshore of the Swedish nuclear power stations where temperature increases are noticeable to fish. This is especially true for bottom areas. Horizontal temperature gradients are weak resulting in weak attraction or avoidance

Warm-water fishes are generally attracted throughout the year, except when the preference temperatures, which are close to or above 20 °C, are exceeded during warm summer periods. The attraction has a small spatial extent during winter when the activity of these species is low. Due to, among other things, relatively strong currents and strong vertical temperature gradients, fish attraction is relatively weak in the Hamnefjärden and probably also in the Biotest basin. Cold water species, with preference temperatures below 15°C, avoid heated areas during the warm season but can be attracted during late autumn, winter and early spring. In the Hamnefjärden, the Biotest basin and the discharge canal from the third reactor at Forsmark however they are almost totally absent throughout the year. The difference in behaviour among bottom-living species results in an increased share of warm-water species in heated areas. The change is most evident on the Swedish west coast, where the natural benthic fish stocks are dominated by cold-water species to a higher extent than on the east coast.

The pelagic species Baltic herring and garfish are mainly attracted in conjunction with the spring spawning when large amounts of fish can stay and spawn in the small heated areas. For the Baltic herring this has been very pronounced outside the Oskarshamn power plant and for garfish outside the Barsebäck plant. Eel migrations are not disturbed to any considerable extent by the cooling water plumes. This is also true for the spawning migrations of the silver eels.

Temperature has a considerable effect on the **physiological functions** of fish and all components in the energy allocation are influenced. With increased temperature the mobility of fish increases but the seasonal activity pattern remains unchanged. Swimming activity is strongly coupled to the food intake, except during the spawning period.

Prolonged attraction of fish to the cooling water discharges affects growth, reproduction and energy storage, with consequences for the trade-offs describing the life history of the species. Positive effects on growth have been seen in all investigated species. The discharge areas offer opportunities for the fish to choose a temperature close to the optimal, which perch and probably other species take advantage of to optimize growth. Rapid growth of juvenile fish leads to early sexual maturation at a small size.

Early maturing spring spawning fish, when exposed to cooling water during winter, run the risk of heavy condition drops which can lead to death in relation to spawning. Perch that became sexually premature under the influence of cooling water can adjust their energy allocation to arrest reproduction for at least one year after the first spawning. This gives a possibility for recovery before reproduction is repeated.

The effects of the cooling water on the energy allocation of warm-water fishes can generally be seen as positive for recruitment. The most studied species, perch, has adaptations helping it to survive and reproduce even in extreme temperature climates such as the one in the Biotest basin, where fish were previously enclosed.

The risks for increased incidence of **disease and parasites** due to increased temperatures have been studied. After comprehensive investigations it has been concluded that concerns about serious outbreaks of disease or parasites coupled to the cooling water discharges have not been substantiated. In species with more extensive parasite problems, e.g. the eel swim bladder nematode, similar conditions have been found in the reference areas.

Mass mortality of fish in the effluent area due to lethal temperatures has occurred on a few occasions when the temperature of the cooling water at the intake has been unusually high. Gas bubble disease in fish, caused by super saturation of the water, has occurred with the most serious consequences at Barsebäck, where large numbers of garfish died.

Serious egg development damage has been observed at the East coast sites (Forsmark and Oskarshamn). This was most evident for adult fish in the Biotest basin and for fish attracted to the Hamnefjärden and to the open discharge channel from the third reactor at Forsmark. For perch spawning in these areas, the quality of roe strings has been observed to be so bad that some of them have broken, resulting in the death of the roe. In spite of the reproductive damage, fry density has been high, except for roach in the Biotest basin.

The small size of the heated areas limits the **effects on stocks**, since only species with relatively small stocks – primarily limnic warm-water fishes – can be markedly affected. Some warm-water species have been able to establish local stocks, with both the Hamnefjärden and the Biotest basin as recruitment areas for perch, and the Biotest basin also supporting bleak and pike. Hamnefjärden stocks also include rudd and the locally rare species of tench and crucian carp.

The recruitment of the common carp fishes roach and silver bream has been weak and irregular in the Biotest basin and in the Hamnefjärden. These species have probably had difficulties in establishing local stocks. For roach this is at least partly due to the high temperature disrupting the development of sexual organs. High perch production, caused

by their rapid growth in the Hamnefjärden, is favorable for the surrounding areas, through migration of larger fry. Similar effects can be expected for other species and for the Biotest basin.

In Simpevarp and Forsmark, increased production of herring larvae may be due to early spawning by herring attracted to the warm water. These early hatched larvae are however exported to too cool water – probably with a poor food supply – so the net effect on recruitment may be negative.

A temperature increase of only a couple of degrees improves the growth rate for warm-water fish dramatically. This results in improved survival of fry, larger stocks and a higher production of adult fish. A test was made to improve **fish recruitment** by diverting cooling water into a shallow area in the Forsmark archipelago: the results were promising, but an effective use of cooling-water for this purpose needs heated areas large enough to allow greater amounts of young fish to stay in warm water.

Stocking eel-fry in cooling-water recipients has shown that the local fishery may be promoted as well as the eel stocks. The eel stay in the warm water and grow rapidly. This leads to earlier sexual maturation and a faster generation turnover.

Studies of the **uptake of toxic substances** have shown that cadmium uptake in fish is positively dependent on temperature, while the temperature effect on elimination is much weaker. Temperature also affects the seasonal pattern of both the concentration in tissue and the total content of copper and zinc in fish, via its influence on the food consumption. Higher consumption in summer results in increased concentration and total content of these metals. Uptake of PCB and DDT was also positively dependent on temperature in laboratory studies, though temperature effects were considerably smaller when fish were investigated in cooling-water recipients.

Observations of high densities of seabirds have been made at all the Swedish nuclear power plants, especially during wintertime. However, regular surveys have only been carried out at Forsmark. The density of seabirds in the Biotest basin increased over time and has reached more than three times the density in the surrounding archipelago. Tufted duck is the dominating species, often with more than 1000 individuals during winter. Seabirds staying over winter, such as cormorants, mergansers and tufted duck, consume large amounts of fish and bottom fauna. Good resting-places and over-wintering localities are important for survival and improving condition before reproduction. Thus access to cooling-water recipients will most likely give positive effects on bird stocks far beyond the discharge areas.

Concern has been expressed that **invasive species** from other parts of the world may colonize the cooling-water recipients. Such species can threaten the domestic ecosystem and influence biodiversity if they find environments where they can reproduce. In the comprehensive investigations carried out in cooling-water recipients a number of foreign species have been observed. However, in most cases they also appear in the reference areas, so their spreading cannot be directly attributed to the cooling-water discharges. An example of species attracting attention is wireweed, a large brown algae growing in dense clumps at Ringhals. The swim bladder nematode, which affects eels, was observed for the first time in 1990 at Simpevarp. The Japanese giant oyster is a more recent immigrant that can be found in the intake channel at Ringhals. All of these species are also widespread outside the cooling-water recipients.

Evaluation of environmental effects

Effects have been judged partly from their character and partly from how many individuals, or the extent or volume of water, are affected. Increased mortality is considered to be more serious than sub-lethal effects. Effects are also less important if they only exist in a limited area close to the discharge point instead of being widespread. The “near-field area” has been defined as an area in close proximity to the outlet where the excess temperature is permanently at least 1 °C, or occasionally at least 3°C, in order to have the potential to cause significant and relevant biological effects.

Evaluations have been made of losses in the cooling-water systems and of effects in the near-field areas due to heat. Fish loss in the cooling water systems can be considerable and affect eggs and larvae as well as the fry and older fish of many species. Fish stocks in large areas far out from the plant can be affected. These problems are most relevant at the West coast as species with pelagic eggs and larvae are more common in marine waters. The net effects on stocks have, however, been considered small. Loss of eel has been of particular concern due to the poor condition of the European stock.

Effects in the near-field areas are documented on all levels of the ecosystem. They are not only negative however. Biodiversity is generally high, and the production of certain fish species is enhanced. As all near-field areas at the Swedish nuclear power plants are small, due to a conscious localization strategy, changes appearing in them must also cause impacts further afield to be considered relevant. Consequently, relevant impacts are only possible to determine on migratory species, which are mainly fish and seabirds.

Effects on fish in the near-field areas with the potential to be relevant for larger areas arise principally in conjunction with spawning, when sensitive recruitment processes can be disturbed. At the Oskarshamn power plant, the spawning of attracted herring is earlier than normal which may lead to negative consequences when the larvae are transported with the cooling water current out to surrounding cold waters, where food may be lacking.

Spawning garfish were attracted to the near-field area at Barsebäck where many died of gas bubble disease caused by gas super saturation. In the near-field areas at Forsmark and Oskarshamn limnic warm-water species spawn and their fry grow very quickly. For perch at least, this seems to lead to an export of high quality fry to adjacent waters. In roach this effect is counteracted by the negative impacts on the parent's sexual organs caused by high winter temperatures. At Ringhals, spawning in the near-field area is of minor importance.

The effluent areas are used by seabirds, especially during wintertime, leading to high population densities. The attraction of fish to the coolant plumes, and high production of bottom-fauna, give good opportunities for the birds to survive and prepare for reproduction. The effects are solely of a positive character, and extend with the migrating birds far out from the direct discharge area.

Overall, the losses within the cooling-water systems can be judged to be of a more serious character than the effects observed in the discharge areas. In discharge areas some effects can also be regarded as positive.

During the last twenty years a considerable temperature increase has occurred in Swedish coastal waters. Today therefore, cooling-water discharges affect ecological conditions in different ways compared to when power production started. Environmental effects can still be judged as small in relation to the large volumes of cooling-water discharged. If, however, this ambient temperature development continues and the same increase in

cooling-water temperature occurs within the power plant, then effects could become serious within a short space of time. Specifically, the lethal temperatures for many animals will be exceeded, leading to unacceptable levels of mortality. This will especially happen within the cooling-water systems, but organisms in the near-field areas are also at risk. In these areas fish recruitment will also be affected, most likely in a negative way.

The signification of the investigations

The primary aim of the investigations has been to supply the information needed about the environmental effects of the cooling-water use for issuing permits, estimating compensation for damages and for environmental control. Information gathered has had sufficient extent and quality for these processes to run without any disturbing delays. Where damaging effects have been demonstrated, these have led to changes regarding the handling of cooling-water in the power plants as well as measures such as the compensatory stocking of fish.

The results of the investigations have also been used for environmental impact assessments when permits have been applied for, for example for increasing production at each of the Swedish nuclear power plants. Through a coordinated and uniform organization of the investigations, a unique, comprehensive and multi-disciplinary knowledge bank has been created resulting in economic benefits for the power industry as well as for the environmental authorities.

Need for complementary studies

Based on the analysis of all the investigations presented here, the project group indicates a need for complementary studies to be undertaken in advance of possible planning for new or increased cooling-water discharges along the Swedish coast. The studies should aim at increasing understanding of certain observed biological effects as well as analyzing consequences of possible climate change. Furthermore, the authors emphasize the possibilities of using the present results in conjunction with the technical planning and design of future cooling-water systems.

Inledning

Under 1950- och 1960-talen planerades och påbörjades utbyggnaden av ett antal stora värmekraftstationer i Sverige. Endast ca en tredjedel av den producerade värmen i kraftverken kan omvandlas till elektricitet och de resterande två tredjedelarna behöver kylas bort. I det fall överskottsvärmen inte kan utnyttjas för bostadsuppvärmning eller liknande behöver stationerna mycket vatten för kylning av sina kondensorer och det vattnet tas från närbelägna sjöar eller kustområden. Vid passagen av kondensorer värms kylvattnet upp ca 10 °C och släpps sedan ut i vattenområdet igen. För de stora svenska kärnkraftverken motsvarar kylvattenmängden, för vart och ett av dem, en norrlandsälv av Skellefteälvens storlek, c:a 160 m³/sek. Det är därför naturligt att storleken på de områden, som påverkas av kraftverkens intag och utsläpp av kylvatten, är betydande. Den erfarenhet som fanns i Sverige av större kylvattenutsläpp var vid den här tiden mycket begränsad och även internationellt fanns förhållandevis lite rapporterat.

Många frågor väcktes om vilka miljökonsekvenser kylvattenutsläppen skulle komma att få i de kustområden där större anläggningar planerades. Inte minst underblåstes farhågorna om negativa effekter när kraftindustrin började utreda möjligheterna att förlägga ett stort antal kärnreaktorer på vissa kustavsnitt. Frågorna rörde t.ex. det varma kylvattnets direkta effekter på fåglar, fisk och andra marina organismer. I media förekom dessutom spekulativa insändare om att Östersjön skulle bli ett tropiskt innanhav med helt ändrade ekologiska förhållanden och utan istäcke vintertid. Den typen av insändare förekommer än idag.

Berörda kraftföretag tog bl.a. därför tidigt kontakt med de myndigheter och institutioner som skulle komma att delta i tillståndsprövning och kontrollverksamhet för de planerade anläggningarna. Vattendomstolarna förordnade opartiska sakkunniga, institutioner eller enskilda experter, att delta i de förberedande studierna och gemensamt utformades en undersöknings- och forskningsverksamhet avseende såväl hydrografisk som ekologisk bakgrundsmiljö, lämplig lokalisering och utformning av intag och utsläpp för kylvatten, temperaturhöjningens storlek och utbredning och de ekologiska effekterna av kylvattenanvändningen. Kraftföretagen sökte tillstånd till att uppföra kärnkraftstationer vid Oskarshamn, Ringhals, Barsebäck och Forsmark. Ett antal andra lägen lämpliga för kondenskraftstationer baserade på olja, kol och kärnkraft undersöktes emellertid också.

Huvuddelen av undersöknings- och forskningsverksamheten har finansierats av berörda kraftföretag, dels enskilt för respektive kärnkraftsläge, dels gemensamt för undersökningar av generellt intresse. Genom Vattenfalls Miljövårdsstiftelse, som bildades 1969, finansierades undersökningar rörande miljöeffekter på luft- och vattenrecipienter genom kylningsprocesser vid värmekraftverk. Kraftindustrins gemensamt finansierade forskning har senare drivits i regi av CDL och Kraftsam samt slutligen, fram till 1994, av de svenska kärnkraftbolagen i samarbete med finska och danska företag. En stor del av forskningen har bedrivits i Biotestanläggningen vid Forsmarks kärnkraftverk. En grov uppskattning av storleksordningen på de kostnader som lagts ner på undersökningar relaterade till stora kylvattenutsläpp i Sverige visar att de sannolikt överstiger 600 miljoner kronor. I detta belopp är inte uppförandet av Biotestanläggningen i Forsmark inräknat.

Den svenska forsknings- och undersökningsverksamheten rörande stora kylvattenutsläpp är unik i världen vad avser omfattning, kvalitet och den stringenta utformningen av undersökningsprogrammen. Till stor del beror detta på att den alltsedan kärnkraften planerades och byggdes ut bedrivits av ett litet antal institutioner, främst Naturvårdsverket, Fiskeriverket och SMHI. Detta har inneburit en gemensam strategi för undersökningarna och en långsiktighet i genomförandet, som ger bättre möjligheter än i andra länder att jämföra undersökningsresultat mellan olika kraftverkslägen och kustmiljöer.

Undersökningensresultaten har huvudsakligen rapporterats som slutyttranden till domstolar inom ramen för prøvotidsutredningar samt vid tillståndsprövning för nya aggregat och effekthöjningar. Vidare redovisas resultaten för varje kraftverk i årsrapporter och det skrivs också mer sammanfattande och diskuterande femårsrapporter. Till detta kommer rapporter från olika forskningsprojekt. Både resultat från undersökningarna i utsläppsområdena och forskningsresultat har legat till grund för vetenskapliga publikationer.

En sammanfattande rapport med allmängiltiga slutsatser om effekterna av kylvattenutsläppen i våra kustområden skriven för beslutsfattare inom industrin, politiker, miljövårdande myndigheter och en miljöintresserad allmänhet har emellertid saknats. Avsikten är att den här rapporten skall fullgöra det syftet samt dessutom dokumentera den genomförda undersökningsverksamheten. Rapporten har utarbetats i samarbete mellan Ehlin Consulting AB, SKUTAB Skärgårdsutveckling AB och SMHI. En projektgrupp bestående av personer som alla varit djupt involverade i undersökningsverksamheten, några av dem redan i ett tidigt skede, har sammanställt materialet. Deltagarna och deras bakgrund redovisas på sidan 247.

Arbetet har bekostats av kraftindustrin genom ELFORSK AB.

Läsanvisningar

Rapporten innehåller både detaljerade och omfattande faktakapitel och mer analyserande och sammanfattande delar. För att underlätta för läsaren ges här en beskrivning av de olika kapitlens inriktning.

I kapitel 1 redovisas de olika anläggningarnas tillkomst och tillstånd, i kapitel 2 kylvattenutsläppens fysikaliska och biologiska processer och i kapitel 3 de olika undersökningar och den forskning som bedrivits. I kapitel 4 beskrivs de svenska kustvattnens hydrografi och ekologi samt de olika kraftverkslägena.

Kapitel 5 beskriver kylvattenutsläppens hydrografiska effekter i form av uppvärmda områden, kylvattenplymernas utseende, utsläppstemperaturer, m.m. Kapitel 6 redovisar de biologiska effekterna av kylvattenintagen och uppvärmningen av kylvattnet i kraftverkens kondensorer och kapitel 7 det utsläppta kylvattnets biologiska effekter i recipienten.

Kapitel 5, 6, och 7 är detaljerade faktakapitel. Här görs ingående beskrivningar av hur kylvattenplymerna beter sig under olika hydrografiska förhållanden, vilka organismer som påverkas av intag och utsläpp av kylvatten samt vilka detaljerade undersökningar som skett i utsläppsområdet.

I kapitel 8 sammanfattas de observerade effekterna övergripande samt för respektive kraftstationsläge. Det kapitlet kan läsas fristående om man inte är intresserad av den detaljerade beskrivningen i de tre föregående kapitlen.

Kapitel 9 redovisar betydelsen av undersökningarnas organisation och utförande och i kapitel 10 påtalas behov av kompletterande studier för eventuella framtida effekthöjningar vid befintliga reaktorer eller lokalisering av nya kylvattenutsläpp. I kapitel 11 redovisar projektgruppen kortfattat sina slutsatser av det genomförda arbetet och hur vunna erfarenheter bör kunna utnyttjas i samband med nya framtida kylvattenutsläpp.

Kapitel 12 utgörs av en omfattande lista av de referenser till vilka hänvisats i rapportens olika delavsnitt. Referenserna ges ämnesvis, så att den som vill veta vad som skrivits om t.ex. fisksjukdomar lätt kan hitta detta samlat.

1. Kärnkraftverken

1.1 Uppbyggnaden av svensk kärnkraft

Kondenskylda värmekraftverk i större skala började byggas i Sverige under 1950-talet. De första byggdes för såväl el- som värmeproduktion och förlades nära tätbebyggda områden som Hässelby i Stockholm och i Västerås. Anläggningarna kräver förhållandevis stora kylvattenmängder som vanligen värms upp c:a 10–15 °C under sin väg genom kondensorn.

De första två blocken i kraftvärmeverket i Västerås togs i drift 1963–1964. Idag har anläggningen 5 block för produktion av såväl fjärrvärme som elektricitet. Anläggningen har tillstånd att släppa ut 11 m³/s kylvatten uppvärmt 15 °C i Västeråsfjärden. Kraftvärmeverket ägs av Mälarenergi AB.

Ett större oljebaserad kondenskraftverk började byggas 1955 av Vattenfall i ett berg i Stenungsund. Kraftverket har fyra block varav två på 160 MWe vardera och två på 260 MWe. Den sammanlagda effekten är således 840 MWe. Block 1 och 2 kräver 6 m³/s kylvatten vardera och block 3 och 4 vardera 8,6 m³/s. Blocken togs i drift mellan 1959 och 1969 och verket användes som mest under perioden 1966–1979. Samtliga aggregat djupkonserverades 1998 men block 3 och 4 ingår sedan 2003 i effektreserven för Svenska Kraftnät.

Karlshamnsverket är ett annat oljeeldat kondenskraftverk, som planerades och byggdes under 1960-talet. Verket har tre block på 340 MWe vardera, som togs i drift 1969, 1971 respektive 1973. Varje block kräver en kylvattenmängd på 11 m³/s och vid full drift utnyttjas således 33 m³/s.

Planerna på svensk kärnkraft utvecklades under 1950-talet och de första anläggningarna planerades och började byggas. Den första reaktorn för el- och värmeproduktion togs i full drift 1964 i Ågesta utanför Stockholm och försåg 40 000 invånare i Farsta med el- och fjärrvärme under tio år. Reaktorn hade en termisk effekt på 65 MW varav 10 MW utnyttjades för elproduktion. Kylvattnet till kondensorn kylades med hjälp av kyltorn och behövde ej släppas ut i något vattenområde.

Tungvattenreaktorn vid Marviken började byggas 1962 och färdigställdes 1969. Den var på 200 MWe och hade ett kylvattenbehov på 6,7 m³/s. Av säkerhetsskäl laddades den emellertid inte och reaktorn ersattes med en oljeeldad panna. Marviken står i den formen fortfarande som en reservanläggning för tillfälliga effektbehov.

Figur 1.1. Svenska kondenskraftverk baserade på kärnkraft, kol och olja. Röda markeringar är kärnkraftverk, gula markeringar är kraftverk eldade med olja eller kol, orange markeringar är kärnreaktor som stängts efter att ha producerat värme för bostadsuppvärmning (Ågesta) och kärnreaktor som färdigställdes men aldrig togs i drift (Marviken).



1.1.1 Oskarshamnsverket

Redan under senare delen av 1950-talet utvecklades planerna på mer storskalig kärnkrafts-baserad elproduktion. Atomkraftskonsortiet, AKK, med Krångede och Sydkraft som största ägare, bildades 1955 och 1959 lämnade AKK in en begäran till regeringen om att få bygga en kärnkraftanläggning vid Simpevarp, norr om Oskarshamn. Oskarshamns Kraftgrupp AB bildades 1965. Regeringen lämnade tillstånd 1966 och bygget av Oskarshamnsverkets första aggregat O1 på 400 MWe påbörjades. Strax därefter, 1967, lämnades en begäran in om att få uppföra aggregat O2 om 600 MWe och tillstånd till detta erhöles 1969.

O1 stod färdigt 1970 och efter laddning togs aggregatet i kommersiell drift 1972. O2 startades 1974 och samma år gav regeringen tillstånd till uppförandet av O3 på 1000 MWe. O3 togs i drift 1985.

Effekthöjningar genomfördes på O2 1982 från ursprungliga 580 MWe till 630 MWe och på O3 1989 från 900 till 1200 MWe. Utredningar om ytterligare effekthöjningar startades 2003 och våren 2009 pågår arbete med att höja effekten på O3 till 1450 MWe.

Effekten på de olika kärnkraftsaggregaten har vid tillståndsgivningen ursprungligen angivits i elektriskt producerad effekt MWe. I samband med de effekthöjningar som senare genomförts har effekten oftast angivits som termisk effekt, MWt. Den elektriska effekten är c:a en tredjedel av den termiska, d.v.s. att för att producera en MWe behöver aggregatet ha en termisk effekt på tre MWt. I det följande anges reaktorernas effekt i den sort som angetts i tillståndsdokumentet, i vissa fall med kompletterande grov omräkning till den andra effektuppgiften.

Tabell 1.1. Oskarshamnsverket; tillstånd m.m.

	Lag	Tidpunkt	Kylvatten (m ³ /s)	Effekt ¹		Not.
				MWe	MWt	
O1	AL	1966-04-01		491	(1473)	Tillstånd av Kungl. Maj:t
O1	VL	1966-05-13	25			Deldom, A35/1966
O2	AL	1969-09-26		617	(1851)	Tillstånd av Kungl. Maj:t
O2	VL	1969-12-03	55*			Vattendomst. deldom A64/1969
						*högst 55 m ³ /s för O1 och O2
O1		1972				Kommersiell drift
O2		1974				Kommersiell drift
O3	AL	1974-09-06		900	(2700)	Tillstånd av Kungl. Maj:t
O3	ML	1975-03-12	105*			Koncession Nr 24/75
						*105 m ³ /s för O1, O2 och O3 tillsammans
O3	VL	1980-09-18				Vattendomst. deldom DVA52/1980
O2		1982		630		Effekthöjning
O2	AL	1982-11-11			1800	Tillstånd av regeringen
O1	VL	1983-07-08				Vattendomst. deldom DVA38/1983
O2	VL	1983-07-08				Vattendomst. deldom DVA38/1983
O3	VL	1983-07-08	50			Vattendomst. deldom DVA39/1983
O3		1985				Kommersiell drift
O3	KTL	1989-03-30		(1100)	3300	Tillstånd av regeringen
O3		1989		1200		Effekthöjning
O1	MB	2006-08-16	115*	(458)	1375	Miljödomst. deldom M3171-4
O2				(600)	1800	*O1 och O2 tillsammans 55 m ³ /s, 60 m ³ /s för O3
O3				(1100)	3300	
O3				(1300)	3900	Tillstånd till uppgradering
O1		April 2009	25	492	1375	
O2		April 2009	30	613	1800	
O3		April 2009	60	1197	3300	

Listan tar endast upp ett urval av givna tillstånd.

AL= Atomenergilagen, KTL= Kärntekniklagen, ML= Miljöskyddslagen, MB= Miljöbalken.

¹ Tillstånden av vattendomstolen gavs ursprungligen för elektrisk effekt MWe. Senare har tillstånden givits för termisk effekt MWt. Tillståndsgiven effekt anges utan parentes.



Bild 1.1. Oskarshamnsverket. Foto genom OKG AB.

1.1.2 Ringhalsverket

Vattenfall, som drev projektet Marviken i början på 1960-talet, planerade vidare och köpte 1965 mark på Väröhalvön för ett kärnkraftverk, som gavs namnet Ringhals. Det första aggregatet på 750 MWe började byggas 1969, det andra på 820 MWe året därpå. Ringhals 3 och 4, på 920 respektive c:a 900 MWe, började byggas 1972. Ringhals 2 var det aggregat, som först togs i kommersiell drift, i maj 1975. Ringhals 1 följde några månader senare, i januari 1976. Ringhals 3 och 4 var färdiga för kommersiell drift 1981 respektive 1983. De fyra reaktorerna gav vid full effekt 1984 sammanlagt 3380 MWe. Vattenfall bildade 1999 bolaget Ringhals AB

Miljödömsstolen gav under 2006 tillstånd till effekthöjningar på de olika aggregaten; för R1 till 2550 MWt, för R2 till 2710 MWt och för R3 och R4 till en effekt på 3159 MWt, jämte 18 MWt att fritt utnyttjas för en eller flera av reaktorerna.



Bild 1.2. Ringhalsverket. Foto genom Ringhals AB.

Tabell 1.2. Ringhalsverket; tillstånd m.m.

	Lag	Tidpunkt	Kylvatten (m ³ /s)	Effekt*		Not.
				MWe	MWt	
R1-R2	VL	1969-02-19	40 ¹⁾			Vattendomst. deldom A 10/1969
R1	AL	1969-03-21		750	2270	Tillstånd av Kungl. Maj:t
R1		1969				Byggstart
R2		1970				Byggstart
R2	AL	1970-07-09		820	2440	Tillstånd av Kungl. Maj:t
R3	AL	1972-04-26		920	2783	Tillstånd av Kungl. Maj:t
R3		1972				Byggstart
R3-R4	VL	1972-11-17	2)			Vattendomstolen deldom A 60/72
R4		1972				Byggstart
R4	AL	1973-10-26		≈ 900	2783	Tillstånd av Kungl. Maj:t
R2		1975-05-01				Kommersiell drift
R1		1976-01-01				Kommersiell drift
R3		1981-09-09				Kommersiell drift
R4		1983-11-21				Kommersiell drift
R3, R4	KTL	1985-12-12				Tillstånd av regeringen.
R2		1989				Effekthöjning
R1	KTL	1989-03-30		820	2500	Tillstånd av regeringen.
R1		1990				Effekthöjning
R2	KTL	1990-03-15		890	2660	Tillstånd av regeringen.
R2		1997-06-12			2660	Tillstånd av regeringen.
R1		2000-12-21			2500	Tillstånd av regeringen.
R1		2005-10-20			2540	Tillstånd av regeringen.
R1	MB	2006-03-22	3)		2550	Miljödomstolen deldom M45-03
R2	MB	2006-03-22	3)		2710 ⁴⁾	Miljödomstolen deldom M45-03
						Tillstånd krävs fr. SSM för tillämpning utöver 2660 MWt
R3	MB	2006-03-22	3)		3159 ⁴⁾	Miljödomstolen deldom M45-03
R4	MB	2006-03-22	3)		3159 ⁴⁾	Miljödomstolen deldom M45-03.
						Tillstånd krävs fr. SSM för tillämpning utöver 2783 MW.
R3		2007				Effekthöjning
R1		2007				Effekthöjning
R1		April 2009	44		2540	
R2		April 2009	35		2652	
R3		April 2009	43		2992	
R4		April 2009	43		2755	

Listan tar endast upp ett urval av givna tillstånd.

AL= Atomenergilagen (1956:306), KTL= Kärntekniklagen (1984:3), MB= Miljöbalken (1998:808), VL= Vattenlagen (1918:523).

* Tillstånden av vattendomstolen gavs ursprungligen för elektrisk effekt MWe. Senare har tillstånden givits för termisk effekt MWt. Tillståndsgiven effekt anges utan parentes.

¹⁾ Vattendomen gav tillstånd att avleda havsvatten för användning som kylvatten till en kvantitet om högst 40 m³/s för resp. aggregat, sammanlagt dock högst 150 m³/s.

²⁾ Utöver de tidigare beslutade 40 m³/s gav vattendomstolen tillstånd till avledning av ytterligare 25 m³/s havsvatten. Den sammanlagda avledningen av vatten fick häfter uppgå till högst 175 m³/s.

³⁾ Tillstånd att ur havet bortleda vatten för kyländamål till en mängd av högst 200 m³/s för hela Ringhals AB.

⁴⁾ Jämte 18 MW att fritt utnyttjas för ett eller flera av blocken.

1.1.3 Barsebäcksverket

Sydskraft köpte 1965 mark vid Barsebäck för uppförandet av ett kärnkraftverk. Man erhöll 1970 tillstånd av vattendomstolen att uppföra fyra aggregat med en sammanlagd effekt av 3000 MWe och bygget startade samma år. Den första reaktorn, B1, togs i kommersiell drift 1975 och den andra, B2, 1977. De hade båda en effekt av 570 MWe. Tillstånd gavs 1985 till en effektköning till c:a 600 MWe.

B1 stängdes 1999 efter beslut av regeringen. En omfattande miljökonsekvensbeskrivning för drift av B2 genomfördes 2004. Den hann emellertid inte användas då regeringen beslöt att även B2 skulle stängas 2005.

Barsebäck Kraft AB är sedan år 2000 ett helägt dotterbolag till Ringhals AB.

Tabell 1.3. Barsebäcksverket; tillstånd m.m.

Lag	Tidpunkt	Kylvatten (m ³ /s)	Effekt ¹		Not.
			MWe	MWt	
B1,B2 VL	1970-01-23	150*		3000*	Vattendomst., deldom A 6/1970
	1970				Byggstart
	1975-05-15	25	570	1800	Kommersiell drift Barsebäck 1
	1977-03-21	25	570	1800	Kommersiell drift Barsebäck 2
KTL	1985-11-06		(600)	1800	Effektökn. till 106%. Tillst. SKI 1985-11-06
B1,B2 VL	1994-02-28				Vattendomst. dom kvarstående frågor i mål AD 2/1969
B1	1999-11-30	25			Barsebäck 1 stängs
B2	2004	25			MKB för drift av B2. Utnyttjades aldrig då regeringen beslutade om stängning. Ansökan om miljödom för avställnings- och servicedrift.
B2	2005-05-31	0	0		Barsebäck 2 stängs
B1,B2 MB	2006-07-12	1–0,4	0		Tillstånd Miljödomstolen; avställnings- och servicedrift
B1,B2	2006-11				Allt bränsle bortforslat
B1,B2	April 2009		0		Inga utsläpp av kylvatten men 4 m ³ /s havsvatten används som spädvatten när avloppsvatten släpps ut i Öresund.

Listan tar endast upp ett urval av givna tillstånd.

AL= Atomenergilagen, KTL= Kärntekniklagen, ML= Miljöskyddslagen, MB= Miljöbalken.

* tillstånd gavs för 4 reaktorer varav 2 blev byggda.

¹ Tillstånden av vattendomstolen gavs ursprungligen för elektrisk effekt MWe. Senare har tillstånden givits för termisk effekt MWt. Tillståndsgiven effekt anges utan parentes.



Bild 1.3. Barsebäcksverket. Foto genom Barsebäck Kraft AB.

1.1.4 Forsmarksverket

Vattenfall planerade att bygga en kärnkraftanläggning vid Trosa och köpte 1965 mark vid Käftudden. Undersökningar för anläggningens utformning genomfördes men 1970 beslöt Riksdagen, främst av arbetsmarknadspolitiska skäl, att anläggningen i stället skulle förläggas till Forsmark i Uppland. Anläggningen planerades för fyra aggregat. Byggnadsarbetena för Forsmarks första aggregat på 900 MWe påbörjades året därpå, 1971, och ytterligare två år senare, 1973, påbörjades aggregat 2 av samma storlek. Aggregat 3 på 1050 MWe påbörjades 1976. Det fjärde aggregatet har inte realiserats.

I samband med planeringen av Forsmarksverket väcktes tankarna på möjligheten att uppföra en större anläggning för studier av de ekologiska effekterna av stora kylvattenutsläpp, en biotestanläggning. Vattendomstolen gav 1973 tillstånd till uppförandet av en sådan anläggning med hjälp av de bergmassor som sprängdes ut för verkets kylvattentunnlar. Ett c:a 1 km² stort område invallades och genom denna stora damm planerades kylvattnet från F1 och F2 att släppas ut i Öregrundsgrepen (se vidare kap. 4.3.1).

Aggregaten F1, F2 och F3 togs i kommersiell drift 1980, 1981 respektive 1985.

Tillstånd till effekthöjning på F1 och F2 till 968 MWe vardera erhöles 1986 och för F3 till 1155 MWe 1989. Miljödomstolen gav 2008 tillstånd till ytterligare effekthöjningar till 3253 MWt för F1 och F2 samt till 3775 MWt för F3.



Bild 1.4 Forsmarksverket. Foto genom Forsmarks Kraftgrupp AB.

Tabell 1.4. Forsmarksverket; tillstånd m.m.

	Lag	Tidpunkt	Kylvatten (m ³ /s)	Effekt ¹ MWe MWt		Not.
F1, F2, F3, F4	VL	1971-10-21	200			Vattendomstolen, deldom AD 77/1970
F1	AL	1971		900		Tillstånd av regeringen för F1
F1, F2	ML	1971-11-16				BÅ70/1971, Å 103/1970, kontrollprogram
F2	AL	1973		900		Tillstånd av regeringen för F2
	VL dom	1973-02-01				Tillstånd för Biotestanläggningen, AD 77/1970
F3	AL	1976		1050		Tillstånd av regeringen för F3
F3, F4	VL	1976-10-28				Vattendomst.; ändrade kylvattenvägar för F3 och F4, DVA 77/1976
F1		1980				Kommersiell drift
F2		1981				Kommersiell drift
F3		1985				Kommersiell drift
F1,F2	AL	1986		968	2928	Tillstånd till effekthöjning för F1 och F2 till 2928 MW
F3	KTL	1989		1155	3300	Tillstånd av regeringen
F1, F2, F3	VL	1995-10-10				Vattendomst. Dom DVA 78/1995, Kompensation skada på fiske (slutligt)
F3	KTL	1996			3300	Förlängt tillstånd av regeringen
F3		2004		1190		Förbättrad verkningsgrad
F1		2005		1010		Förbättrad verkningsgrad
F2		2006		1010		Förbättrad verkningsgrad
F1	MB	2008-08-21	54,5	(1130)	3253	²⁾
F2	MB	2008-08-21	54,5	(1130)	3253	²⁾
F3	MB	2008-08-21	61	(1360)	3775	²⁾ F1+F2+F3 tot. 170
F2		2009		1130		Effekthöjning planerad och tillståndsgiven
F1		2010		1130		Effekthöjning planerad och tillståndsgiven
F3		2011		1360		Effekthöjning planerad och tillståndsgiven
F1	Idag	April 2009	44	978	2928	
F2	Idag	April 2009	44	990	2928	
F3	Idag	April 2009	47	1170	3300	

Listan tar endast upp ett urval av givna tillstånd.

AL = Atomenergilagen, KTL = Kärntekniklagen, ML= Miljöskyddslagen, MB= Miljöbalken.

¹ Tillstånden av vattendomstolen gavs ursprungligen för elektrisk effekt MWe. Senare har tillstånden givits för termisk effekt MWt. Tillståndsgiven effekt anges utan parentes.

² Miljödomst. deldom M 5786-07. Inverkan av kylvatten satt på provotid 5 år.

1.1.5 Stora utbyggnadsplaner

I början av 1970-talet fanns omfattande planer på en stor utbyggnad av kärnkraften i Sverige (Teknik & miljö, 1970). Enligt vissa prognoser skulle det år 2000 finnas mellan 12 och 20 kärnkraftverkslägen producerande i storleksordningen 3000–4000 MWe, men även stationsstorlekar på 10 000 MWe diskuterades. Inventeringar av tänkbara förlägningsplatser, utöver de redan etablerade, genomfördes och Vattenfall redovisade sitt arbete i en skrift kallad "Kärnkraft på ostkust". Ett 60-tal platser hade undersökts av vilka nio bedömdes som tänkbara. Vid vissa av dessa tänkbara platser genomfördes undersökningar för att klarlägga vattenområdenas hydrografiska och ekologiska miljö.

Ett flertal lägen diskuterades även av Stockholms Elverk i eller nära Storstockholm med tanke på att kunna leverera fjärrvärme. Främst talades om Värtan men även Kallhäll, Erstavik och Himmerfjärden diskuterades.

Ett antal av de inventerade lägena framgår av tabell 1.5.

Tabell 1.5. Inventerade tänkbara lägen för kärnkraftstationer på 1970-talet.

<i>Inventerade lägen</i>	<i>Stationsstorlek MWe</i>	<i>Kylvattenbehov m³/s</i>	<i>Vattenundersökningar genomförda</i>
Trosa, Käftudden	3000–6000	120–240	ja
Gryt	3000–6000	120–240	ja
Händelö, Norrköping	1000	40	
Oxelösund, Brannäsudden	2000	80	ja
Nynäshamn, Kalvö gård	2000	80	
Dalarö	6000	240	
Bogesund	1000	40	
Tunaberg, vid Bråviken	1000	40	
Haninge	2000	80	ja
Brodalen, norr Lysekil	2000	80	ja
Gävle	1000	40	



Figur 1.2. Inventerade tänkbara nya kärnkraftslägen i början av 1970-talet.

1.2 Kärnkraftverkens effekt och startår

I nedanstående tabell anges de svenska kärnkraftsaggregatens effekt år 2007, startår och kylvattenflöden (Erfarenheter från driften av de svenska kärnkraftverken, 2007).

Tabell 1.6. Kärnkraftverkens effekt (2007) och startår.

<i>Kärnkraftverk</i>	<i>Elektrisk effekt (MWe) netto</i>	<i>Termisk effekt MWt</i>	<i>Driftstart år</i>	<i>Kylvatten m³/s ΔT °C</i>	
Forsmark 1	987	2928	1980	43	11
Forsmark 2	1000	2928	1981	43	11
Forsmark 3	1170	3300	1985	44	11
Oskarshamn 1	467	1375	1972	25	11
Oskarshamn 2	598	1800	1974	30	11
Oskarshamn 3	1150	3300	1985	50	11
Barsebäck 1	600	1800	1975 *	25	12
Barsebäck 2	600	1800	1977**	25	12
Ringhals 1	850	2540	1976	44	11
Ringhals 2	870	2652	1975	35	11
Ringhals 3	920	2992	1981	43	11
Ringhals 4	915	2775	1983	43	11

* Avställd 1999.

** Avställd 2005.

ΔT= Kylvattnets temperaturförhöjning vid passage genom kondensorerna.

2. Kylvatten, fysikalisk/biologisk bakgrund.

När de första svenska undersökningarna vid kraftverkslägena Marviken och Simpevarp startade i början av 1960-talet, var kunskaperna om miljöeffekter av kondenskraftverks kylvattenanvändning ringa och i huvudsak baserade på erfarenheter från engelska kustförlagda kärnkraftverk. Inför starten av de första svenska kärnkraftverken och diskussionerna om nya lokaliseringar breddades dock det teoretiska underlaget för bedömning av möjliga effekter genom bl.a. litteraturstudier. Här ges en sammanfattning av det dåvarande kunskapsläget, som introduktion till beskrivningen av hur de svenska undersökningarna utformades. Kapitlet beskriver normal temperatur och salthalt utefter den svenska kusten, strömmar, isläggning och vattenstånd. Ett underkapitel ägnas åt havens värmebalans och beräkningar av hur stor värmeavgång som uppnås från en kylvattenyta. Vi diskuterar också hur kylvattenintag och utsläpp på olika nivåer i havet påverkar inlagringen av kylvatten samt värmeavgången till atmosfären. Gasers löslighet i vatten berörs och i det sista stycket i kapitlet behandlas kylvattnets tänkbara effekter på organismer.

2.1 De svenska havens hydrografi

Med ordet hydrografi betecknar man mätning och beskrivning av fysikaliska egenskaper i haven som salthalt, temperatur, densitet och strömmar, d.v.s. mätning och redovisning av havets tillstånd. Mätningar i svenska hav har pågått sedan 1800-talet och var från början starkt kopplade till fiskerinäringen. Under senare hälften av 1900-talet gjordes mätningarna även för miljökontroll. Vår kännedom om grundläggande hydrografi; salthaltsförhållanden, temperaturvariationer och storskaliga strömmar i svenska vatten är mycket god, medan det finns parametrar (giftiga ämnen etc.), som ännu inte är tillräckligt kartlagda.

Kattegatt är en vik av världshavet med salthalter upp mot 35‰ (gram salter per kg vatten) i de djupare delarna. Nordsjön har också en salthalt på 35‰. Vid ytan präglas salthalten i Kattegatt av avrinningen från Östersjön, som medför salthalter varierande mellan 20 och 30‰, ibland ner till 15‰. Temperaturen i ytvattnet följer årstiden och varierar mellan någon minusgrad i mars till en sommartemperatur, som ibland uppgår till 22 °C i augusti (Sjöberg 1992, Fonselius 1995).

Östersjön, som är ett innanhav med mycket trång och grund (18 meter) öppning till världshavet, har sin egen hydrografi. Ett övre lager, 50–80 meter tjockt, av bräckt vatten med en salthalt på endast 7–8‰ ligger över ett djupvatten, som har salthalten 10–12‰. På våren och sommaren finns ett några tiotal meter tjockt ytvattenlager med högre temperatur än vattnet på 40–50 m, vars temperatur ligger omkring 2–3 °C även på sommaren. Djupvattnet håller temperaturen 4–5 °C året om.

Bottniska viken (Ålands hav, Bottenhavet, Kvarken och Bottenviken) har ett upp till 60 m tjockt ytlager med en salthalt som varierar från 2–3‰ i norr till 5–6‰ i söder. Bottniska vikens djupvatten, där djupet är större än 60 m, har salthalten 7–8‰. Temperaturen i de övre delarna av ytlagret varierar mellan cirka 0 °C på vintern och upp till 18 °C på sommaren. I skärgårdsområden förekommer lokalt högre temperatur.

Under en normal vinter finns is i Bottniska viken, i Östersjöns skärgårdar, i Kalmarsund och i Bohusskärgården. Under svåra isvintrar kan isen lägga sig också i Kattegatt, Öresund och i kustområdena i Östersjön (SMHI 1982).

När ytvattnet värms upp under våren och sommaren bildas ett tunt lager av varmt vatten närmast ytan. Det varmare vattnet är lättare än det kalla djupvattnet och kan därmed isolera de djupare liggande lagren så att det mesta av den tillförda solvärmen stannar i de

övre 2–3 meterna av vattnet. Ett temperatursprångskikt har bildats, d.v.s. ett vattenskikt där temperaturen gör ett språng från ytvattentemperaturen till djupvattentemperaturen. Genom turbulens blandas så småningom värme ner genom språngskiktet till större djup. Omblandningen av vattenmassorna orsakas i huvudsak av turbulens, som genereras av vinden. Under en vår med kraftig vertikal temperaturskiktning kan alltså en kuling/storm på någon timme sänka ytvattentemperaturen 10 grader genom att kallt djupvatten blandas upp i det tunna, varma ytvattenlagret.

En frånlandsvind kan transportera bort ytvattenlagret från kusten så att kallt, saltare djupvatten väller upp. Genom satellitbilder har man kunnat konstatera att vissa kustområden är mera utsatta för uppvällning än andra (Gidhagen 1984). I Hanöbukten, vid Smålands-kusten och vid Landsort tenderar västliga och nordvästliga vindar att orsaka uppvällning av kallt djupvatten speciellt i augusti och september. Temperaturen kan vid dessa tillfällen sjunka med 6–8 grader och temperatursänkningen kan ske på någon timme. Fenomenet leder därmed till horisontella temperaturvariationer.

I samband med uppvärmningen under våren värms kustnära, grunda områden mera av solinstrålningen än djupare partier. Detta leder till horisontella temperaturvariationer som kan uppgå till flera grader.

Vissa resultat från den pågående forskningen om av människan orsakade klimatförändringar tyder på att växthuseffekten skulle kunna medföra att vattentemperaturen i havet stiger med i medeltal två grader under de närmaste 100 åren (IPCC 2007).

Allt havsvatten transporteras med strömmar. Vanligen är havsströmmarna starkast i de övre lagren av vattenmassan. Strömmarna drivs av vindar, vattenståndsskillnader och tidvattenvågor. De är starkast i Öresund och vid västkusten där hastigheten ibland kan uppgå till mer än 1 m/s.

Vattennivån (vattenståndet) längs svenska kusten varierar mellan cirka -1,40 m och +1,80 m relativt medelvattenståndet. Vattenståndet påverkas av lufttryck, vind och olika vågrörelser som till exempel tidvatten.

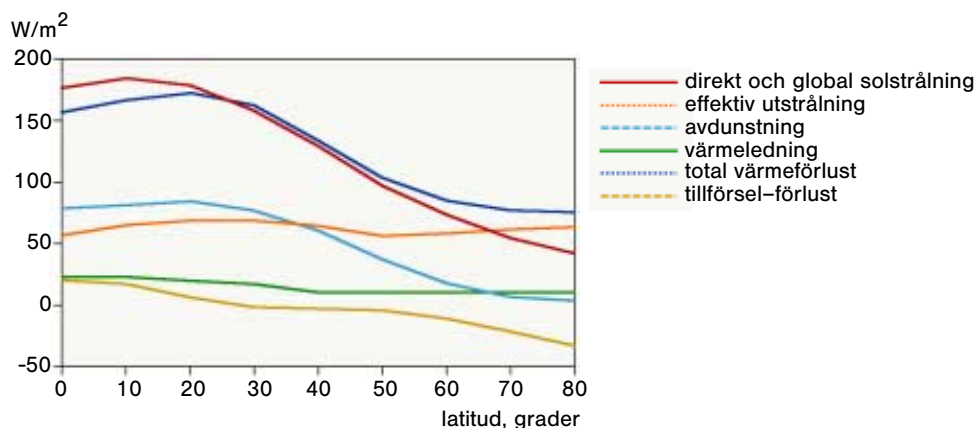
Växthuseffekten skulle kunna medföra att medelvattenytan i svenska vatten stiger med upp till 0,8 m under de närmaste 100 åren. Medelvattenytan stiger på grund av den ökade temperaturen i haven vilket ger en expansion av vattnet, samt på grund av beräknad avsmältning av isar på Grönland och över den antarktiska kontinenten (Scenario A1F1).

Konstateranden och slutsatser

- Vattnet utefter Sveriges kuster är skiktat så att ett lättare vattenlager ligger över ett tyngre (saltare och på sommaren kallare vatten).
- Vinden driver strömmar som transporterar vatten och som genererar blandning mellan vattenlager.
- Vattenståndet i Sverige varierar mellan -1,40 m och +1,80 m.

2.2 Havens värmebalans.

Det kalla ytvattnet värms på våren upp av kortvågig solinstrålning och av värmeledning och konvektion från luftens understa skikt. Vattnet förlorar värmeenergi genom långvågig utstrålning, avdunstning och värmeledning till luftens understa skikt. En uppfattning om värmetransporternas storlek får man från figur 2.1



Figur 2.1. Variationer i värmebudgeten för norra halvklotet. Medelvärden under året (efter en tabell i Defant, 1960).

FAKTARUTA

På våra breddgrader (58 grader) ger solen i medeltal en instrålning på 75 W/m^2 . Den största värmeförlusten från naturligt tempererade vattenytor (ej kylvattenytor) sker genom värmeutstrålning, medan avdunstning och värmeledning står för en mindre del av förlusten. Summerat är värmeförlusten på våra breddgrader omkring 85 W/m^2 , alltså 10 W/m^2 större, i medeltal, än instrålningen. Skillnaden kompenseras av värmetransport norrut i strömmar t.ex. Golfströmmen.

2.2.1 Solinstrålning

Den kortvågiga strålningen når vattenytan dels som direkt solstrålning, dels som himmelsstrålning (globalstrålning). Vid klart väder är ungefär $1/3$ av instrålningen globalstrålning medan $2/3$ av instrålningen utgörs av direkt strålning från solen. Inte bara synligt ljus utan också infraröd strålning bidrar till vattnets uppvärmning. En dag med helt molntäckt himmel strålar det in ungefär 30% jämfört med en dag med klart väder.

Instrålningen varierar med solhöjden under dagen och också med solens deklination, d.v.s. latituden (läget) för solens zenit. En plats på latituder 56–60 grader nord, Sydsverige, får givetvis mindre instrålning än en ort nära ekvatorn. Den samlade solinstrålningen till jorden varierar svagt under året på grund av jordbanans elliptiska form.

När solinstrålningen når vattenytan reflekteras en del, speciellt då solen står lågt. Av himmelsstrålningen räknar man med att tre procent reflekteras. Av den del av strålningen som når ner i vattnet absorberas omkring hälften i den översta centimetern av vattenpelaren. Resten, främst synligt blått ljus, tränger vidare under försvagning på grund av absorption och spridning.

2.2.2 Värmeledning

Värmeledningen från (till) vattenytan beror på temperaturskillnaden luft–vatten samt på vindhastigheten och luftens turbulens.

Om det blåser 5 m/s , om vattentemperaturen är 10 grader över lufttemperaturen (varm luft under kall) blir värmeledningen från vattenytan enligt formeln i faktarutan 72 W/m^2 (watt per kvadratmeter).

FAKTARUTA

Värmeflödet, Q_c , kan beräknas genom formeln (Stigebrandt 1990, Kraus 1972):

$$Q_c = 1300 \cdot Ch \cdot W \cdot (T_s - T_a)$$

där W är vindhastigheten i m/s

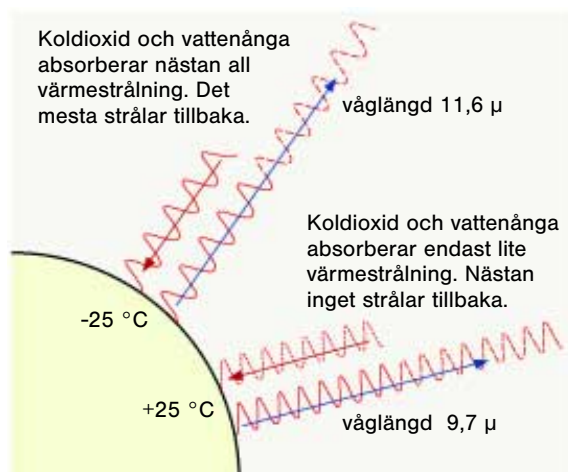
T är vattenytans (T_s) och luftens (T_a) temperaturer.

Ch är en värmeutbyteskoefficient som är $0,8 \cdot 10^{-3}$ om luften har låg turbulens, kall luft under varm, och $1,1 \cdot 10^{-3}$ om turbulensen är hög, varm luft under kall.

Konstanten 1300 har sorten Joule/(grad $\cdot$ m 3).

2.2.3 Långvågig utstrålning

Värmeutstrålningen har en mest effektiv våglängd, L_m , som beror på ytemperaturen. För temperaturen -25°C strålar ytan mest effektivt med våglängden $11,6\ \mu$, och för $+25^\circ\text{C}$ med $9,7\ \mu$. Luft och vattenånga är mest transparenta för utstrålning i ett våglängdsband från ungefär $8\ \mu$ till $14\ \mu$. Vid den övre våglängdsgränsen i detta band absorberas strålningen effektivt av koldioxid i luften, och vattenånga absorberar nästa all strålning med våglängd längre än $14\ \mu$. En yta med temperatur -25°C strålar så att atmosfärens koldioxid "fångar" mycket utgående värme, vilket medför att atmosfären och jordytan blir varmare. När temperaturen kommit upp i t.ex. $+25^\circ\text{C}$ genereras värmeutstrålning som lätt passerar atmosfärens vattenånga och koldioxid och jordytan kan alltså effektivare avge värme (se figur 2.2). Likheten med ett inglasat växthus har givit namn åt processen, som är av stor betydelse för jordens värmebalans.



Figur 2.2. Värmeutstrålning från en yta som har temperaturen -25°C samt från en yta som är $+25^\circ\text{C}$.

Vattendropparna i moln gör molnen helt ogenomträngliga för värmeutstrålningen och eftersom molnbasen strålar tillbaka till jordytan minskar förekomsten av moln den effektiva värmeutstrålningen. Enligt vår tidigare diskussion minskar också hög halt av vattenånga (och koldioxid) utstrålningen.

FAKTARUTA

En formel för värmeutstrålning, Q_b , med hänsyn taget till vattenånga och moln i atmosfären lyder (Stigebrandt 1990, Kraus 1972):

$$Q_b = s \cdot K^4 (0,39 - 0,05 \cdot (e_a)^{1/2}) (1 - 0,75 \cdot n_c)$$

K är temperaturen i Kelvingrader

s är en empirisk konstant $5,67 \cdot 10^{-8}\ \text{W}/(\text{m}^2 \cdot \text{K}^4)$

e_a = luftens ångtryck, partialtryck vid rådande temperatur. (Multiplitera med rel. fuktigheten)

n_c = bråkdelen av himlen som täcks av moln.

Om vattnets temperatur är 20 °C , himlen är klar, 85 % relativ luftfuktighet, lufttemperatur 10 °C blir utstrålningen enligt formeln i faktarutan ovan **96 W/m²** (Watt per kvadratmeter)

2.2.4 Avdunstning

Vid låg luftfuktighet i luften avdunstar en viss mängd vatten från havsytan. För varje kg vatten som avdunstar åtgår $2,5 \cdot 10^6$ J, vilket medför att vattentemperaturen sänks.

FAKTARUTA

Värmeavgången, Q_e , i W/m² ges av formeln (Stigebrandt 1990, Kraus 1972):

$$Q_e = 2,5 \cdot 10^6 \cdot \rho_a \cdot C_e \cdot W \cdot 0,622(e_s - e_a)/p$$

ρ_a är luftens densitet 1,3 kg/m³.

C_e är en utbyteskoefficient som är $0,8 \cdot 10^{-3}$ om luften har låg turbulens, kall luft under varm, och $1,1 \cdot 10^{-3}$ om turbulensen är hög, varm luft under kall.

W är vindhastigheten i m/s

e_s är luftens ångtryck vid havsytan, antas vara lika med mättnadsvärdet vid temperaturen=vattnets ytemperatur.

e_a är luftens ångtryck på omkring 10 m höjd (mätthöjden)

p är lufttrycket i millibar

$2,5 \cdot 10^6$ är ångbildningsvärmens för 1 kg vatten (J/kg)

Avdunstningen är mycket liten om fuktigheten i luften är hög, d.v.s. om relativa luftfuktigheten är nära 100 %. Den är också liten om vattentemperaturen är densamma eller lägre än lufttemperaturen. Värdet på e_a blir då detsamma som på e_s . Om vindhastigheten är 0 m/s anses turbulensen i luften vara så liten att ingen vattenånga kan transporteras upp från vattenytan.

Om vattnet har en temperatur på 20 °C , om lufttemperaturen är 10 °C och om det blåser 5 m/s och den relativa luftfuktigheten på 10 m höjd är 85% ger en beräkning enligt faktarutan ovan en värmeförlust genom avdunstning på **142 W/m²** (watt per kvadratmeter).



Bild 2.1. Vatten som avdunstar från den varma vattenytan i Biotestsjön bildar sjörök. Foto U. Ehlin.

2.2.5 Betydelsen av olika processer

De processer för avkylning, som har beskrivits i föregående stycken, har olika stor betydelse för avkylningen. Kanske något förvånande är det avdunstningen med beräknade 142 watt per kvadratmeter, som betyder mest, i storleksordningen nästan lika mycket som värmeledning och långvågig strålning tillsammans (72+96 watt per kvadratmeter). Räkneexemplet ovan efterliknar svensk sommar. En vinterdag när lufttemperaturen är låg är värmeledningen större än i exemplet. Om luftfuktigheten då är hög och vinden svag är avdunstningen mindre, o.s.v.

2.3 Avkylning av utsläppt kylvatten.

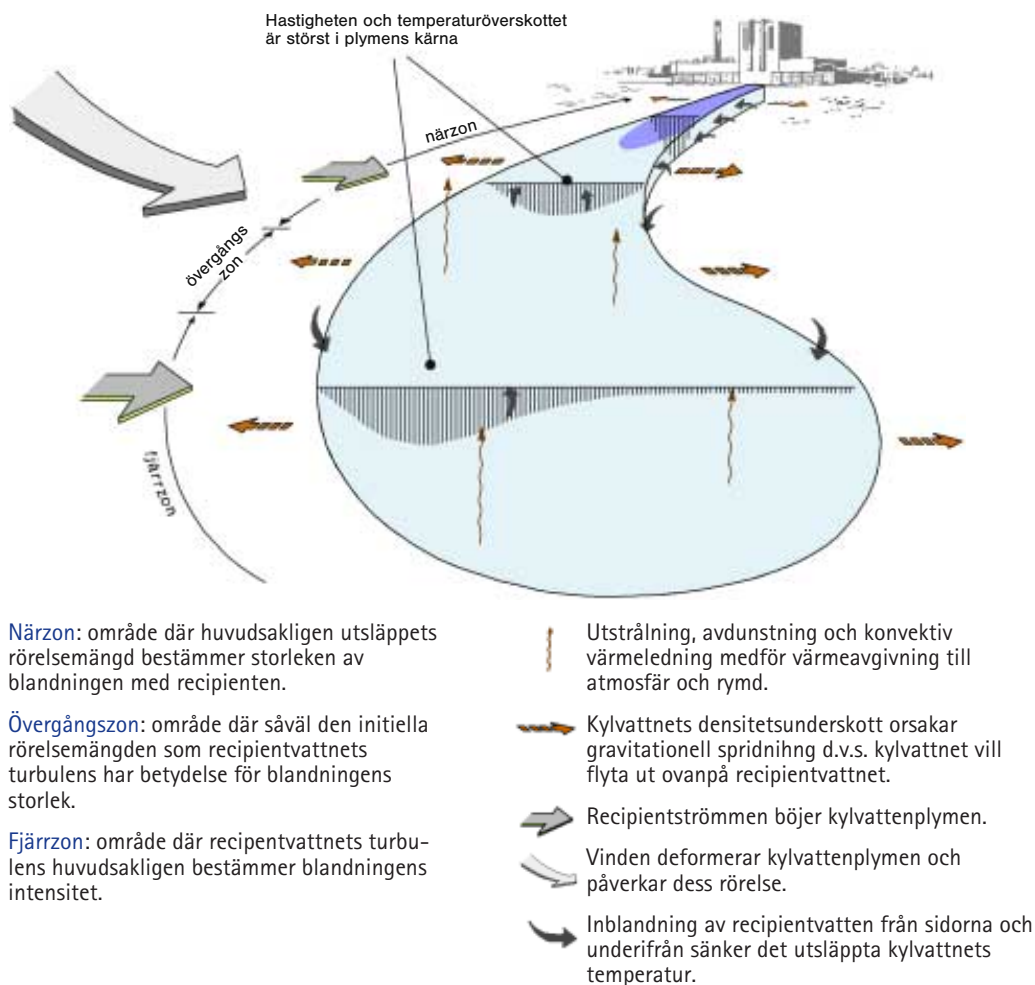
Släpper man ut kylvatten i en kylvattendamm med en viss yta och tar in kylvattnet igen (recirkulation) kan man med formlerna ovan beräkna vilken medeltemperatur kylvattendammens vatten skulle få vid ett specifikt kylbehov hos kraftverket. Om man, med den orimliga förutsättningen att ingen inblandning av havsvatten sker, släpper kylvattnet vid havsvattenytan kan, på ett liknande sätt, en beräkning av kylvattenytornas storlek göras. Den av extra värme påverkade havsvattenytan blir större om vattnet tillåts blandas med underliggande kallvatten. Det är en stor fördel om det varma vattnet släpps ut vid ytan så att en varm vattenyta direkt kommer i kontakt med luften. Kylvatten som släpps ut vid botten av en sjö blandar vattnet så att hela sjön får hög temperatur innan tillräcklig värmemängd kan avges genom vattenytan.

Processen i ett kärnkraftverk effektiviseras om man kan få kontinuerlig tillgång till kallt kylvatten. Man vill undvika recirkulation, där redan uppvärmt kylvatten efter ofullständig värmeavgång återanvänds. Man önskar också under hela året vatten med låg temperatur. Intag av kallt djupvatten från havet och utsläpp av uppvärmt vatten vid havsytan är en effektiv metod om djupvatten med samma salthalt (och innehåll av näringsämnen) finns att tillgå. Om salthalten i djupvattnet är högre än ytvattnets salthalt kommer kylvattnet efter utsläpp och viss avkylning att sjunka på grund av att salthalten har en stor påverkan på vattnets densitet.

De stora kärnkraftverken har huvudsakligen byggts med principen att kylvattnet skall tas in och släppas ut vid ytan och för att släppa ut kylvattnet med hastigheter på någon m/s i en s.k. jetstråle. Kylvattnet transporteras då i strålens riktning för att efter några hundra meter förflyttas med vindströmmen eller med en annan i området rådande ström. För att undvika recirkulation (uppvärmt kylvatten återcirkulerar in i kraftverket) har intagen förlagts långt från utsläppet.

På planeringsstadiet för ett kraftverk kan man approximera den nödvändiga kylvattenytan med formlerna i 2.2.

En mera exakt prognos kan numera göras med matematiska datormodeller, där formler för värmeavgivning har lagts in. Dessutom innehåller dessa modeller formler för inblandning av spädvatten, vindpåverkan på varmvattnets spridning, inverkan av strömmar kuster, öar och grunda bottnar.



Figur 2.3. Principskiss över en kylvattenplym. Bearbetning från rapporten *Kylvatten – effekter på miljön* 1974.

Konstateranden och slutsatser

- Om man tar in kallt, salt och tungt djupvatten och släpper ut det på några tiotals meters djup kommer värmemängden att magasineras i ett vattenlager under ytvattnet. Ingen värmeavgivning till atmosfären kan då ske. Det finns stor risk för att en betydande bottenareal i närheten av utsläppet kommer att utsättas för några graders övertemperatur med påverkan på växt och djurliv som följd. Strömmar kan, utan någon intensiv omblandning, föra kylvatten långt bort från utsläppsområdet, där det tillfälligt kan beröra opåverkade bottenområden.
- Om ytvatten tas in som kylvatten skulle utsläppet kunna ske på några tiotals meters djup några hundra meter från strandlinjen. Kylvattnet stiger då under kraftig inblandning till ytan. Vindström för kylvattenplymen i vindens riktning och vindpåverkan blandar om ytvattnet. Plymens utbredning och läge skulle knappast skilja sig från det fall då kylvattnet släpps i strandkanten.
- Om man släpper ut vattnet med låg hastighet (liten inblandning av kallvatten) kommer en liten bottenyta/kustlinje att värmas upp kraftigt. Värmeavgivningen till atmosfär och rymd sker då på en liten yta.
- Om man släpper ut kylvattnet med hög hastighet, och därmed blandar in en stor mängd spädvatten, kommer en något större yta att krävas för värmeavgivningen (lägre yttemperatur – lägre värmeavgång/ytenhet). Å andra sidan kommer kylvattnet när/om det kommer i kontakt med kustlinjen/botten att ha en lägre temperatur.

2.4 Gasers löslighet i vatten

De atmosfäriska gaserna är betydelsefulla för havens biokemiska processer. Om man för samman argon med kväve finns det tre gaser (förutom vattenånga) i atmosfären: kväve+argon 79 volymsprocent, syre 21% och koldioxid 0,03%. Kvävekoncentrationen i havet följer helt den allmänna gaslagen. Löst syrgas, däremot, deltar mycket aktivt i de kemiska och biologiska processerna och kan både finnas i övermättnad och ibland saknas helt. Löst koldioxid, som också deltar i biologiska processer, står dessutom i jämvikt med karbonat- och bikarbonatjoner lösta i vatten. Kolsyra (koldioxid+vatten) står också i jämvikt med kalciumkarbonat (löst kalk från sediment och kalkskal). Ju mera koldioxid det finns i luften, desto mera löses i vatten och bildar kolsyra. Kolsyran löser i sin tur upp sedimentens kalk, vilket binder kolet till kalciumkarbonat så att ännu mera koldioxid kan lösas i vatten os.v.

Medan kvoten syrgas/kvävgas i luften är omkring 1/4 ökar den till omkring 2/4 i vattnet. Det finns alltså relativt sett mer syre löst i vatten jämfört med luftens syrgas/kvävgaskvot. Koldioxid har en än högre löslighet jämfört med syrgas och kvävgas. De gaser som löses i vatten löses också i kroppsvätskor hos t.ex. fisk. Lösligheten för gaser minskar i salt vatten samt vid uppvärmning, se tabell 2.1.

Tabell 2.1. Koncentration av gaser i atmosfären. Koncentration av gaser i mättad sötvattenlösning vid trycket 1 atmosfär (från Dietrich, Kalle 1963).

	Luft cm ³ /l	Luft %	Vatten 0°C cm ³ /l	Vatten 0°C %	Vatten 30°C cm ³ /l	Vatten 30°C %
Kvävgas	780,9	78	18,10	61,4	10,98	63,8
Syrgas	209,5	21	10,29	35,0	5,57	33,2
Argon	9,3	1	0,54	1,8	0,30	1,8
Koldioxid	0,3	0,03	0,52	1,8	0,20	1,2

Vatten vid högt tryck har större förmåga att lösa gaser än vatten vid normalt lufttryck (jämför bubbelbildningen i en öppnad med en öppnad butelj champagne!). Kylvatten, som värms upp men samtidigt genom pumpningen sätts under tryck, avger en del av den lösta gasen då trycket minskar i samband med utsläppet i havet.

Konstateranden och slutsatser

- Uppvämt vatten blir ofta övermättat på lösta gaser.
- När trycket minskar efter kylvattnets passage av kylsystemet blir vattnet ofta övermättat på lösta gaser.

2.5 Effekter på organismer

Kylvattenanvändningens biologiska effekter uppstår dels i kylsystemen, dels i kylvattenrecipienterna. I kylsystemen dör organismer i de silar, som finns framför kondensorn, vid passagen av denna och vid den fortsatta transporten genom kylkanalerna ut till recipienten. Effekterna i recipienten har sitt upphov i tre typer av påverkan: temperaturhöjningen, strömmen och kylvattnets transport av främst lösta gaser, närsalter och organismer. I de öppna svenska recipienterna tar de naturliga strömsystemen överhanden redan nära utsläppspunkterna, varför kylvattnets jetström inte tillmäts någon större betydelse.

Fiskar och andra organismer, t.ex. maneter, som är för stora att passera genom silarna före kondensorn, går förlorade i rensmassorna. Plankton och de små fiskyngel, som passerar, kan dö av temperatur- och tryckhöjningen i kondensorn. Efter denna löper de minsta organismerna risk att ätas upp av djur, som lever på kylvattenväggarnas väggar. I de fall kylvattnet kloreras, kan man räkna med hög dödlighet.

Alla organismer utom däggdjur och fåglar är växelvarma, vilket innebär att de antar omgivningens temperatur. Eftersom kemiska reaktioner är temperaturberoende, kommer omgivningstemperaturen att styra ämnesomsättningens hastighet. En exponering för kylvatten leder därför till oundvikliga effekter. Organismerna har utvecklats i olika temperaturregimer och har artspecifika anpassningar till temperaturen och dess samspel med den andra dominerande miljöfaktorn, ljuset. Dessa samband är bäst utredda för fisk, men i den mån andra djur undersökts, verkar de fungera likartat.

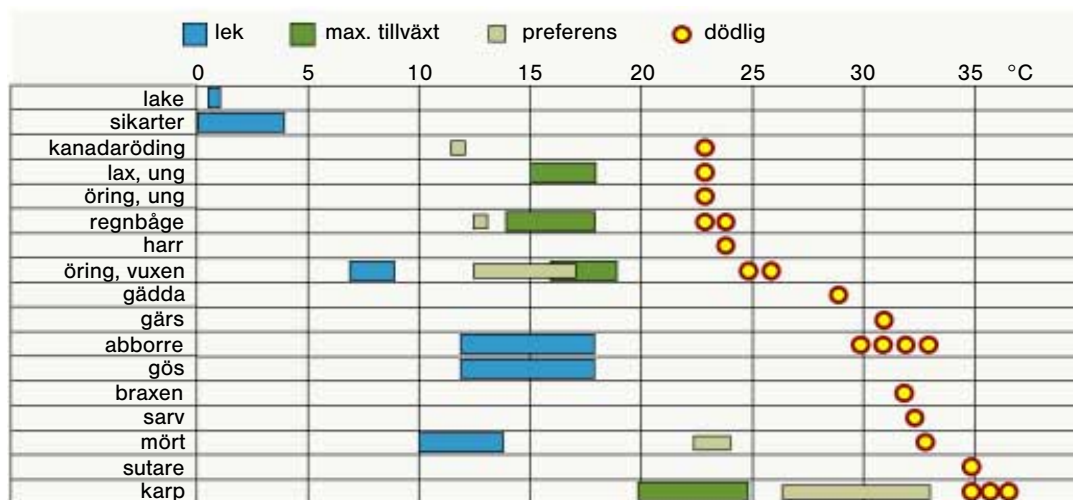
Fem temperaturbegrepp är särskilt viktiga: de undre och övre letaltemperaturerna, temperaturen för äggläggning, temperaturen för maximal tillväxt – "optimumtemperaturen" – samt den temperatur fisken väljer i en temperaturgradient – "preferenstemperaturen".

Mellan de undre och övre letaltemperaturerna har varje art (och ofta varje livsstadium) ett karaktäristiskt temperaturtoleransområde, inom vilket den kan överleva. Generellt sett tolererar ung fisk högre temperatur än äldre av samma art. Toleransgränserna kan variera beroende på i vilken mån fisken fått tid att akklimatisera sig till temperaturförändringar genom fysiologiska justeringar. Den undre letaltemperaturen är hos fiskar i våra vatten endast av intresse för de tidigaste yngelstadierna, och den övre nås sällan; de känsligaste arterna undviker alltför varmt vatten sommartid. Fortplantningens årsrytm styrs av att avkomman skall födas i en gynnsam miljö vad gäller främst temperatur och födotillgång. Tiden för djurens äggläggning, fiskens lek, bestäms av ett samspel mellan daglängd och temperatur, vilket störs av ett varmvattenutsläpp. Tillväxten är starkt temperaturberoende. Under en viss artspecifik temperaturnivå sker ingen tillväxt. Ovanför denna ökar hastigheten exponentiellt till optimumtemperaturen, förutsatt god födotillgång, och avtar sedan snabbt.

På uppvärmda bottenar kan effekterna på fastsittande organismer bli påtagliga. Plankton, som huvudsakligen transporteras passivt med kylvattnet, påverkas endast en kort tid i ett öppet system med snabb avkylning. De kvantitativt – och ekonomiskt – största effekterna kan drabba de rörliga fiskarna, genom att temperaturen spelar en stor roll för deras förflyttningar; bl.a. har de en stark tendens att vistas i områden med temperaturer så nära den artspecifika preferenstemperaturen som möjligt. Detta innebär, att de i temperaturer under denna söker sig mot varmare vatten men undviker temperaturer över densamma. Preferenstemperaturen ligger nära den för maximal tillväxt, och beteendet ifråga syftar sannolikt till att optimera tillväxten. Att de båda temperaturerna sällan helt sammanfaller, beror till stor del på att de fastställs med olika metoder.

Fiskens beteende i förhållande till ett kylvattenutsläpp kan medföra, att produktionsytorna undandras arter med låg preferenstemperatur, och att sådana med hög anlockas. Den anlockade fisken kan förväntas växa bättre, men stora koncentrationer av fisk kan leda till födobrist och sjukdomsangrepp. Båda reaktionerna kan beröra fisk, som bara tidvis kommer i kontakt med uppvärmt vatten, vilket gör att områden långt utanför recipienten kan påverkas. Speciellt allvarligt har man sett på risken att den ekonomiskt viktiga ålens lekvandring förbi kylvattenutsläppen skulle påverkas.

För att kunna förutsäga olika fiskarters reaktioner och tolka undersökningsresultat insamlades före kraftverkens start litteraturredata över bl.a. letal-, lek-, optimum- och preferenstemperaturer. Med hjälp av sådana kunde fiskar grupperas i "kall- och varmvattenarter" och effekter förutsägas (figur 2.3). Kunskapen om kritiska temperaturgränser var dock begränsad, varför det ansågs viktigt att inledningsvis genomföra både laboratorie- och fältundersökningar. Särskild vikt lades vid att komplettera kunskapen om preferenstemperaturen hos svenska fiskarter, då den bestämmer anlockningen och således risken för kylvattenexponering.



Figur 2.4. Temperaturgränser för sötvattenfiskar (efter Grimås 1970).

Kylvattnets transport av lösta gaser, närsalter och organismer kan som nämnts påverka recipienten. Vattnets förmåga att lösa gaser avtar visserligen med temperaturen, men kylvattnet för ändå med sig stora mängder syre och kväve. Kylvatten som värms upp men samtidigt genom pumpningen sätts under tryck, avger en del av den lösta gasen då trycket minskar i samband med utsläppet i havet. Detta utgör ett problem, då den gas som inte kan hållas löst i det varma vattnet avgår som gasbubblor i djurens vävnader, vilket kan ge upphov till gasblåsesjuka – motsvarande ”dykarsjuka” – hos vattenandande djur. Syrgasen har däremot positiv effekt, om den transporteras till syrefattiga områden. I Sverige väcktes tanken att med hjälp av kylvatten syrsätta bottenar och därmed förhindra det läckage av närsalter och vissa giftiga ämnen som sker ur syrefria sediment; vattenkvaliteten i förorenade områden skulle därigenom kunna förbättras utanför värmets verkningsområde (Grimås & Ehlin, 1975).

De stora kylvattenvolymer för med sig stora mängder närsalter samt levande och döda organismer. Närsalterna gynnar produktionen av fastsittande växter, och det organiska materialet tjänstgör som föda åt många djur. Gödningseffekten orsakas inte av höga koncentrationer i kylvattnet utan av flödet, varför den bara är av någon större betydelse i det område där kylvattenströmmen dominerar.

Konstateranden och slutsatser

- Fiskar och andra organismer, t. ex. maneter, som är för stora att passera genom silarna före kondensorn, går förlorade i silarnas rensmassor. Plankton och de små fiskyngel, som passerar, kan dö av temperatur- och tryckhöjningen i kondensorn.
- Alla organismer utom däggdjur och fåglar är växelvarma, vilket innebär att de antar omgivningens temperatur. Eftersom kemiska reaktioner är temperaturberoende, kommer en höjning av omgivningstemperaturen att leda till biologiska effekter.
- För att kunna förutsäga olika fiskarters reaktioner och tolka undersökningsresultat insamlades före kraftverkens start litteratordata över bl.a. letal-, lek-, optimum- och preferenstemperaturer. Med hjälp av sådan kunskap kunde fiskar grupperas i ”kall- och varmvattenarter” och effekter förutsägas.
- Den gas som inte kan hållas löst i djurens varma kroppsvätskor, när de uppehåller sig i kylvattnet, avgår som gasbubblor i djurens vävnader, vilket kan ge upphov till gasblåsesjuka – motsvarande ”dykarsjuka” – hos vattenandande djur.

3. Undersökningar

3.1 Beslut av domstolar och myndigheter

Undersökningar av miljöeffekterna av de svenska kondenskraftstationernas intag och utsläpp av kylvatten har föreskrivits av tillståndsmyndigheterna. Under årens gång har vatten- och miljöskyddslagstiftningen utvecklats och därmed har även myndighetsstrukturen förändrats. Detta har inneburit att flera olika domstolar och beslutande nämnder varit involverade i att ge tillstånd till de aktuella anläggningarnas uppförande och i att sätta villkor för driften av dem (se tabellerna i kap 1).

De första besluten om undersökningar för att klarlägga anläggningarnas miljöeffekter fattades av vattendomstolarna enligt 1918 års vattenlag. Det huvudsakliga intresset var knutet till kraftverkens möjliga negativa effekter på fisket och det ekonomiska värdet på de eventuella skador som förorsakades sakägarna, vanligen fiskerättsinnehavare och fiskare samt det s.k. allmänintresset företrätt av Kammarkollegiet. Bland andra frågor som behandlades kan nämnas eventuell inverkan på lokalklimatet genom ökad dimbildning vissa årstider. Då de planerade kylvattenutsläppens påverkan på miljön inte med någon nämnvärd säkerhet kunde förutsägas beslutade vattendomstolarna, som villkor för anläggningarnas idrifttagande, att effekterna skulle undersökas under en flerårig provotid.

Domstolarna utsåg sakkunniga att genomföra undersökningarna och utvärdera resultaten av dem. Det var i första hand Statens naturvårdsverk och det statliga institutet SMHI (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut), som fick i uppdrag att på sökandeföretagens bekostnad genomföra undersökningarna. SSI (Statens strålskyddsinstitut) utsågs som sakkunnig gällande joniserande strålning. Innan Statens naturvårdsverk inrättades 1967 förordnades enskilda experter inom det biologiska området.

Vid Statens vatteninspektion bildades tidigt en radioekologisk sektion med bl.a. uppgift att utveckla samarbetet mellan kraftintressenter och myndigheter. Vid varje beslutad förläggning av kärnkraftverk inrättades en fältstation med personal för den allmänna miljöövervakningen, såväl vid kraftverkslägena som i jämförelseområden. Samarbete utvecklades med SSI, som garanterades material för sitt kontrollprogram tillsammans med sektionens radiologiska analysverksamhet. Den radioekologiska sektionen överfördes 1967 till det nybildade Statens naturvårdsverk. I samband med att verket 1991 avvecklade sin laborativa verksamhet flyttades kärnkraftkontrollen 1991 till Fiskeriverket.

Sakägarnas rättegångskostnader, inkl. experthjälp, bekostades av sökandeföretagen. Det låg vidare dessa att visa, där så var aktuellt, att sakägarnas påståenden om skadornas storlek var överdrivna. Det låg därför i sökandeföretagens intresse att de undersökningsprogram, som föreslogs av de sakkunniga, var tillräckligt detaljerade och omfattande.

Efter provotidens slut tog domstolarna ställning till de resultat som de sakkunniga redovisade och deras bedömningar av kylvattenutsläppens effekter samt till eventuella yrkanden från sakägarna. Därefter föreskrevs slutgiltiga villkor för utsläppen. I förekommande fall utdömdes ersättningar till skadelidande och kompensation till allmänna intressen som påverkats.

I samband med miljöskyddslagens, ML, tillkomst 1969 inrättades Koncessionsnämnden för miljöskydd. Den prövade nya anläggningars inverkan på miljön, dock ej beträffande joniserande strålning.

ML skilde sig från vattenlagen genom att den även tog i beaktande anläggningarnas allmänna ekologiska effekter. Länsstyrelserna var tillsynsmyndigheten enligt såväl miljöskyddslagen som vattenlagen och fick enligt den förstnämnda även ansvaret för att fastställa kontrollprogrammen. Vattenlagen gällde allmänt för byggande i vatten. Miljöskyddslagen innebar en betydande försvagning av sakägarnas ställning genom att den skilde behandlingen av ekonomisk skada från miljöprövningen och hänvisade den till fastighetsdomstolarna. I dessa vilar bevisbördan på sakägaren, som också riskerar att få betala rättegångskostnaderna. Dessa förändringar har i praktiken omöjliggjort enskild talan i de stora och komplicerade kärnkraftsmålen.

Nästa steg i miljölagstiftningens utveckling var införandet av miljöbalken, MB, i januari 1999. Tillståndsgivningen överfördes till fem nyinrättade miljödomstolar och Vattenöverdomstolen och regeringen ersattes med Miljööverdomstolen. I MB har man samlat de viktigaste bestämmelserna inom miljöområdet; naturvårdslagen, miljöskyddslagen, vattenlagen, lagen om kemiska produkter o.s.v. Dock ingår en hel del bestämmelser från vattenlagen inte i miljöbalken utan finns samlade i "restvattenlagen", lag (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet. Dessutom finns ett hundratal förordningar och föreskrifter från olika myndigheter: Naturvårdsverket, Kemikalieinspektionen m fl.

FAKTARUTA

I MB finns några viktiga bestämmelser som påverkar verksamhetsutövare. De som är mest relevanta för anläggningar som utnyttjar kylvatten är:

- Förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd
 - Prövning av tillstånd – miljödomstol
- Förordning om miljö kvalitetsnormer för fisk- och musselvatten
 - Normer för temperatur
- Förordning om Miljökonsekvensbeskrivningar
 - Skyldighet vid ansökan om tillstånd för miljöfarlig verksamhet
- Förordning om vattenverksamhet
 - Prövning av tillstånd – Miljödomstol
- Förordning om bygge- och fiskeavgifter
 - Skada på allmänt fiskeintresse – allmän fiskeavgift
 - Ersätter Vattenlagens bestämmelser om fiskeavgift
 - Avgifter till Fiskeriverket eller Länsstyrelsen
- Förordning om tillsyn
 - Länsstyrelsen ansvarar för tillsyn av kärnkraftverket
- Förordning om verksamhetsutövers egenkontroll
 - Recipientkontroll

Recipientkontroll

- Kontroll skall bedrivas enligt fastställda villkor i domar
- Verksamhetsutövaren skall lämna förslag till kontrollprogram till tillsynsmyndigheten
- Resultat skall dokumenteras
- Fortlöpande bedömning av risker från hälso- och miljösynpunkt – utvärderingar
- Skyldighet att rapportera till tillsynsmyndighet – miljörapport
- Tillsynsmyndigheten skall underrättas om driftsstörningar etc.

Undersökningsverksamheten i anslutning till lokalisering och drift av större kondenskraftverk i Sverige har varit strukturerad på ett likartat sätt för de flesta anläggningar. Vid planeringen och utformningen av kraftstationerna tog berörda kraftföretag tidigt kontakt med de myndigheter och institutioner, som skulle komma att delta i tillståndsprövning och kontrollverksamhet

för anläggningarna. I samband därmed kunde vattendomstolarna, enligt en särskild paragraf i vattenlagen, förordna opartiska sakkunniga att på de tillståndssökande företagens bekostnad delta redan i de förberedande studierna. De sakkunniga kunde vara institutioner eller enskilda experter. Myndigheter behövde inga sådana förordnanden.

Förundersökningar påbörjades för att dels ge underlag för en bra placering och utformning av intags- och utsläppsanordningar för kylvatten, dels skaffa en bild av den hydrografiska och ekologiska situationen i lokaliseringsområdet. Parallellt med förundersökningarna, och framför allt sedan anläggningens definitiva placering och utformning bestämts, påbörjades **basundersökningar**. Deras syfte var att införskaffa en ingående kunskap om områdets hydrografiska och ekologiska förhållanden.

När kraftverket senare togs i drift övergick basundersökningarna till **kontrollundersökningar** för att kunna klarlägga kylvattenutsläppens påverkan på miljön i kustområdet. Intensiteten i undersökningarna var högst de närmaste åren efter driftstart med syftet att snabbt kunna upptäcka eventuella negativa miljöeffekter.

För att säkerställa att observerade miljöförändringar vid kraftverksläget verkligen var orsakade av kylvattenutsläppen och inte av storskaliga miljöstörningar eller naturliga, klimatrelaterade variationer påbörjades parallellt med basundersökningarna undersökningar i **jämförelseområden**. Dessa områden valdes på så sätt att de inte kan påverkas av kylvattenutsläppen.

Mot bakgrund av att kunskap och erfarenhet saknades av effekterna av så stora kylvattenutsläpp gjordes undersökningsprogrammen till en början relativt omfattande. En bidragande orsak var också att farhågor framförts i debattinlägg i olika media om att kylvattenutsläppen skulle komma att ha en betydande inverkan, på såväl temperatur- och isförhållanden som ekologin, i stora delar av våra omgivande havsområden (Ehlin 1970). Efterhand som resultaten från kontrollundersökningarna visade mer begränsade effekter justerades verksamheten därefter.

3.2 Lokaliseringsundersökningar

Kraftföretagen har efterhand undersökt ett antal områdens lämplighet för lokalisering av kondenskraftverk. I de fall marktillgång, närhet till kraftledningsnät mm, gav möjlighet till alternativ lokalisering och recipientens känslighet skulle kunna vara en avgörande faktor för lokaliseringen, genomfördes lokaliseringsundersökningar. Studierna gällde såväl hydrografisk som ekologisk bakgrundsmiljö och frågor som t.ex. möjlig placering av intag och utsläpp av kylvatten. Olika alternativa lägen jämfördes och resultaten avsågs användas vid kraftföretagens ställningstagande till var nya kraftstationer skulle placeras. Exempel på områden som undersökts på detta sätt men sedan inte blivit aktuella för en lokalisering är Brodalen på västkusten, Tunaberg vid Bråvikens mynning, Oxelösund, Käftudden vid Trosa och Haninge i Stockholms skärgård (Ehlin 1969). När det gäller lokaliseringen till de fyra stora kärnkraftlägena Forsmark, Oskarshamn, Barsebäck och Ringhals genomfördes dock inga jämförande lokaliseringsundersökningar av den nämnda typen men företrädare för expertmyndigheterna konsulterades om förutsättningarna att lokalisera stora kylvattenutsläpp på de aktuella ställena.

3.3 Förundersökningar vid utvalda lägen

I samband med den detaljerade planeringen och utformningen av kraftstationerna påbörjades som ovan nämnts på kraftföretagens initiativ **förundersökningar**. Dessa genomfördes av de myndigheter och institutioner som skulle komma att delta i tillståndsprövning och kontrollverksamhet för anläggningarna. Stor vikt lades vid de hydrografiska förhållanden, som kunde påverka den planerade stationens drift. Speciellt analyserades risken för recirkulation av kylvattnet, något som kan medföra förhöjd kylvattentemperatur och sänkt verkningsgrad på anläggningen. De maximalt uppnådda temperaturerna är dessutom avgörande för anläggningens ekologiska effekter.

För att minska riskerna för recirkulation utnyttjades data från strömmätningar och mätningar av vattnets temperatur och salthalt, som bestämmer vattnets vertikala täthetsskiktning. Studier genomfördes i en del fall i fysiska laboriemodeller och, efterhand som tekniken utvecklades, med hjälp av matematiska datorbaserade modeller. Olika placeringar av intag och utsläpp av kylvatten undersöktes. Resultaten gav underlag för bedömning av maximala temperaturer på kylvattnet och storleken på de områden som skulle komma att påverkas av en viss övertemperatur. De ekologiska effekterna analyserades därefter med hjälp av resultaten av studier av artsammansättning och det lokala fisket i området.

Bland andra frågeställningar som behandlades kan nämnas risken för effekter på lokalklimatet i form av ökad dimbildning i utsläppsområdet. Kylvattenutsläppets effekt på den lokala strömbilden och eventuella effekt på båttrafiken analyserades också.

Undersökningarna och slutsatser dragna av dem redovisades för tillståndsmyndigheterna i samband med prövningen av anläggningarnas tillåtlighet.

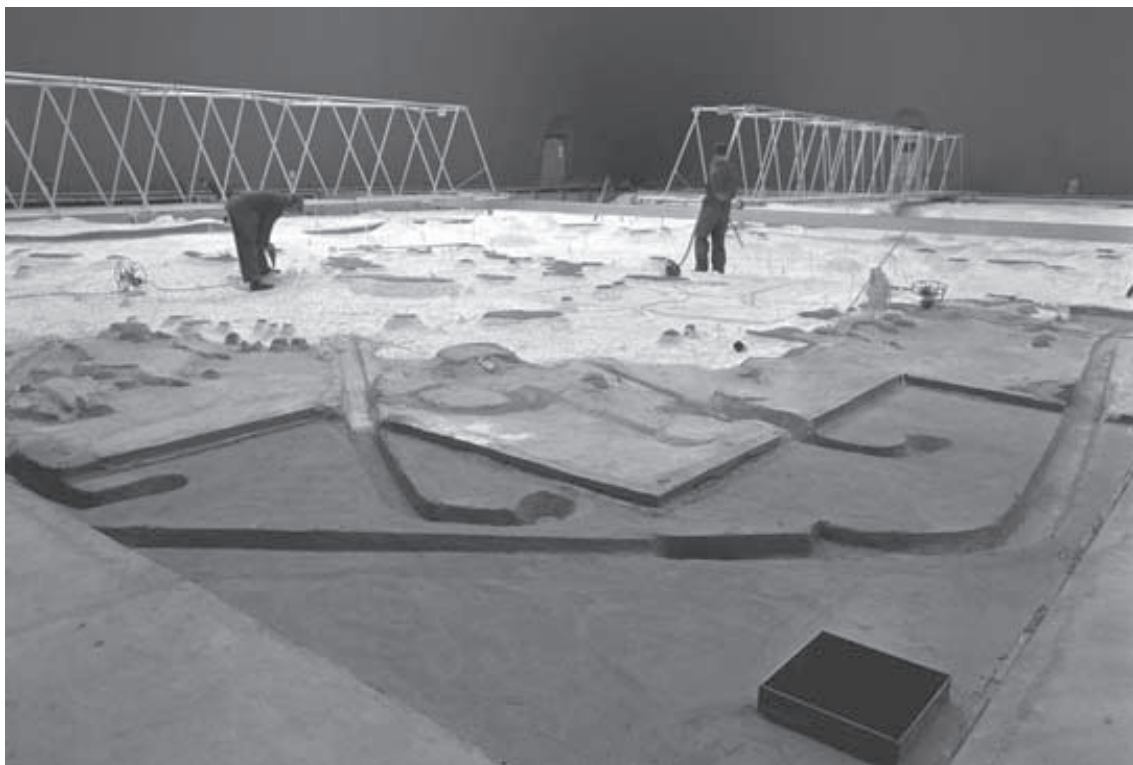


Bild 3.1. Vid planeringen av Forsmarksverket byggdes vid Vattenfalls vattenbyggnadslaboratorium i Älvkarleby en fysisk modell av Öregrundsgrepen i förställd skala, 1:50 vertikalt och 1:350 horisontellt. Bilden visar den norra delen av Öregrundsgrepen sedd från det tänkta kraftverksläget. Hela Öregrundsgrepen modellerades och modellens bredd var i norr 50 m och totala längden 70 m. Foto genom Vattenfall, Älvkarleby.

3.4 Basundersökningar

Den grundläggande svårigheten med att fastställa såväl hydrografiska som biologiska effekter av kylvattenutsläppen ligger i att temperaturen är en naturlig miljöfaktor, som påverkar snart sagt alla ekologiska processer, och att den i våra kustvatten varierar mycket i tid och rum. För att hantera detta problem tillämpades redan vid de båda första planerade kärnkraftverken, Marviken och Oskarshamn, en ambitiös undersökningsmodell, som möjliggjorde jämförelser i både tid och rum. Tidsaspekten kunde tillgodoses genom att **basundersökningar** påbörjades flera år innan kraftverken beräknades starta. I praktiken övergick förundersökningarna efterhand i basundersökningar i avvaktan på att tillståndsprövningen skulle genomföras.

Avsikten med basundersökningarna var att samla in ett så stort statistiskt underlag som möjligt för att skapa kunskap om de naturligt förekommande variationerna i såväl hydrografiska som biologiska variabler i det område som avsågs motta kylvatten. Resultaten av basundersökningarna skulle senare användas i samband med utvärderingen av de kontrollundersökningar, som påbörjades i samband med att anläggningen togs i drift.

Vattentemperaturens maximala värden under olika årstider, naturliga temperaturgradienter horisontellt och vertikalt i vattenmassan samt strömmens hastighet och riktning vid olika vädersituationer är exempel på variabler som studerades. Under de första åren på 1960-talet utfördes mätningarna huvudsakligen med hjälp av personer, som anställdes i det aktuella undersökningsområdet och av personal från de ansvariga myndigheterna. En relativt snabb teknisk utveckling gjorde emellertid att man under senare delen av 1960-talet och framgent i ökande utsträckning kunde ta i bruk automatiska instrument som, förankrade i bojar, kunde registrera ström, temperatur och salthalt.

Undersökningarna av biologiska variabler bestämdes i hög grad av att fiske var den enda ekonomiska aktivitet, som i nämnvärd grad kunde påverkas av kylvattenanvändningen. Fisk och fiske har därför stått i centrum för de av domstolarna fastställda programmen. Andra undersökningar har i princip endast syftat till att stödja fiskundersökningarna. Därför har den relativt blygsamma satsningen på andra nivåer i ekosystemet kompenserats genom forskningsinsatser (se kap 3.8).



Bild 3.2. Det kustnära fisket var av betydelse när kraftverken planerades. Foto från Simpevarp 1965: U. Ehlin.

3.5 Jämförelseområden

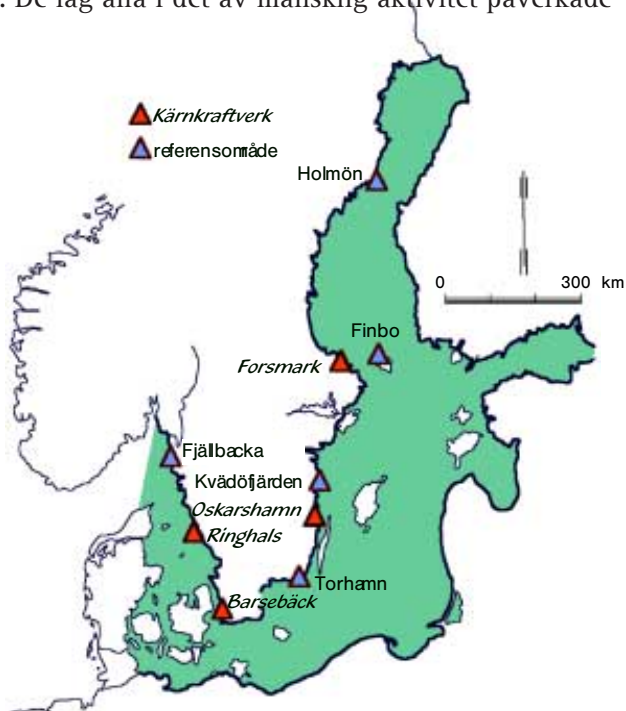
Risken att naturliga variationer skulle störa tolkningen av data insamlade i samband med kontrollundersökningarna beaktades redan vid de båda första kärnkraftverken Marviken och Oskarshamnsverket på två sätt. För det första placerades undersökningslokaler på olika avstånd från kylvattenutsläppen för att möjliggöra gradientstudier. För det andra bedrevs redan med början 1962 parallella undersökningar i ett för de båda kraftverken gemensamt referensområde, "Jämförelseområdet" beläget vid och i Kvädöfjärden på gränsen mellan Östergötland och Småland (se figur 3.1).

Principen för ett referensområde är att dess ekologiska förhållanden skall likna recipientens, men att det skall vara opåverkat av lokala miljöstörningar. I Kvädöfjärdens närhet finns ingen industriell eller kommunal exploatering, varför vattenkvaliteten är god. Området ligger på en kuststräcka som dåtida Planverket betecknade som en obruten skärgårdskust av riksintresse för dels det rörliga friluftslivet, dels den vetenskapliga och kulturella naturvården. I området har utförts hydrografiska mätningar för att följa den fysikaliska vattenmiljön samt kontroll av fiskbestånd, fiskhälsa, vattenvegetation och bottenfauna.

Det var mer problematiskt att hitta goda referensområden för kraftverken vid Ringhals, Barsebäck och Forsmark än det var för Marviken och Oskarshamnsverket. För Forsmark visade det sig omöjligt att finna ett lämpligt område vid svenska kusten, men så småningom (1975) etablerades ett i Ålands nordvästra skärgård, Finbofjärden (se figur 3.1). Fjärden utgör i likhet med Öregrundsgrepen ett uppvällningsområde för Bottenhavets kalla djupvattnen. Salthalten är dock något högre än i Öregrundsgrepen. Området kring Finbofjärden är mycket glest befolkat, varför vattenkvaliteten är god.

För Ringhals och Barsebäck var svårigheterna ännu större genom recipienternas speciella hydrografi och de aktuella kusternas brist på områden utan lokala miljöstörningar. För Ringhals används Vendelsöarna strax utanför det temperaturpåverkade området som referens för några undersökningsmoment, på senare år även Fjällbacka skärgård. För Barsebäck fanns referenslokaler, som inte påverkades av kylvattnet, men här valdes olika områden för olika undersökningsmoment. De låg alla i det av mänsklig aktivitet påverkade Öresund.

Figur 3.1. Kärnkraftverk och nationella referensområden



3.6 Biotestanläggningen

När kylvattenvägarna vid Forsmarks kärnkraftverk utformades sprängdes bergtunnlar under havsbotten ut till ett samlat utsläpp i den öppna Öregrundsgrepen i syfte att skydda skärgården från påverkan (figur 4.4). Konstruktionen gav stora mängder sprängmassor som kunde användas för att bygga en invallad "biotestanläggning" för miljökontroll och kylvattenforskning.

Ansvar för anläggningen och dess utnyttjande reglerades 1979 i ett avtal mellan Forsmarks Kraftgrupp AB och Naturvårdsverket. När anläggningen stod klar, låg det bolaget att bekosta underhåll och drift av dammar, fiskspärrar, fastigheter mm. Anläggningen uppläts till Naturvårdsverket med nyttjanderätt utan ersättning. Den skulle i första hand användas för kontroll- och undersökningsverksamhet, som enligt lag eller särskilda beslut kan komma att åläggas bolaget. I andra hand kunde den utnyttjas för målinriktad forskning, som har samband med värmekraftens utveckling, samt i tredje hand för annan forskning. Som en följd av en omorganisation av Naturvårdsverket sades avtalet upp, varefter ett nytt skrevs med Fiskeriverket 1994. I det nya avtalet kvarstår bolagets åtaganden, medan nyttjanderätten övergått till Fiskeriverket, som också övertagit Naturvårdsverkets tidigare ansvar.

I avtalet med Naturvårdsverket delegerades vissa uppgifter till en särskilt tillsatt Biotest-delegation. I delegationen ingick en representant för vardera Naturvårdsverket (ordförande), Forsmarks Kraftgrupp AB, Vattenfall, Länsstyrelsen i Uppsala län och SMHI. Delegationen spelade en betydande roll under uppbyggnadsskedet. Här fastställdes instruktioner för anläggningens framtida förvaltning samt riktlinjer för dess nyttjande och hur kostnader skulle fördelas. Delegationen fattade också beslut om inköp av utrustning och uppförande av byggnader. Med tiden minskade delegationens betydelse. I det nuvarande avtalet med Fiskeriverket förekommer inte längre någon delegering av ansvar till en särskild delegation, utan dessa uppgifter åvilar nu Fiskeriverket.



Bild 3.3. Biotestanläggningen vid Forsmark. Foto genom Forsmarks Kraftgrupp AB.

Våren 1977 var Biotestsjön innesluten och utloppet försett med en fiskspärr, som förhindrade fisk större än ca 10 cm att passera. Efter en utredning fattades beslut om att avlägsna fiskspärren, vilket gjordes våren 2004, varefter fisken fick fri passage in och ut ur anläggningen. Påverkan av kylvatten inleddes våren 1980, då det första aggregatet togs i drift. Full påverkan nåddes 1982, då reaktor 2 startades. Vid full drift blir temperaturen i större delen av Biotestsjön 8–10 °C högre än i den omgivande skärgården.

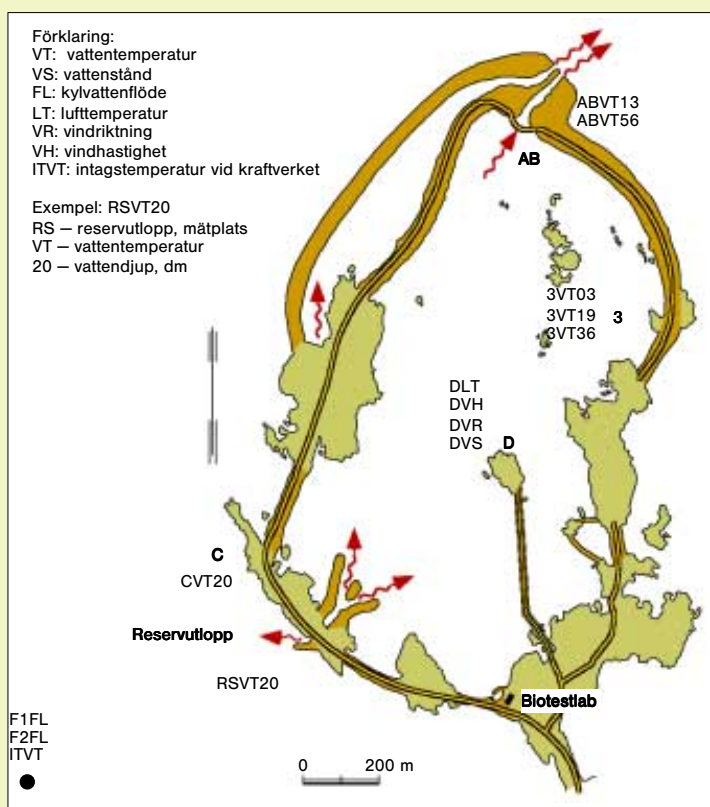
FAKTARUTA

Biotestsjön har en yta av c:a 1 km². Medeldjupet i anläggningen är c:a 2,5 m och största djup c:a 5 m. Den totala volymen har beräknats till 2,3 x 10⁶ m³. Bottnarna i Biotestsjön är huvudsakligen hårda, med sten och grus som dominerande substrat. I mer skyddade lägen finns också mjuka sediment.

Vid full drift är kylvattenflödet totalt c:a 90 m³/s, 43 m³/s från vardera F1 och F2. Kylvattnets temperatur höjs c:a 10 °C vid passagen genom kondensorerna. Beroende på den snabba vattenomsättningen vid full drift av båda reaktorerna är temperaturen i biotestsjön 8–10 °C högre än i vattnet i intagskanalen för kylvatten.

Genomströmningen i Biotestsjöns huvudfåra är snabb. Det mesta av kylvattnet passerar genom anläggningen inom 3–6 timmar. Omsättningstiden är dock betydligt längre i de mer skyddade områdena. Under sommarens revisioner stängs reaktorerna en åt gången för översyn och bränslebyte. Temperaturförhöjningen i Biotestsjön blir då i regel betydligt lägre. Maximal temperaturpåverkan föreligger under vinterhalvåret.

Biotestanläggningen är försedd med ett reservutlopp, som kunde öppnas när t.ex. fiskspärren i det ordinarie utloppet täpptes igen av drivande vegetation.



Figur 3.2. Biotestanläggningen med fasta mätstationer.



Bild 3.4. Vid Biotestanläggningen uppfördes ett laboratorium, Biotest-laboratoriet. Foto: B. Nyman.

3.7 Kontrollundersökningar

När kraftverken togs i drift, övergick basundersökningarna i kontrollundersökningar enligt vad som föreskrivits som villkor för drift av anläggningarna. I princip utfördes samma studier som under skedet med basundersökningarna men ett antal moment tillkom, som var direkt förknippade med kylvattenutsläppet. Exempel på sådana var kartläggningar av kylvattenplymens form, utsträckning och variation med hänsyn till vind, salthaltsskiktning och strömförhållanden. Kylvattenplymerna kartlades huvudsakligen från båt med hjälp av registrerande instrument, som mäter temperaturen på olika nivåer i vattnet, men i vissa fall även med hjälp av IR-mätningar från flygplan och satellit. Beräkningsmodeller har under åren utvecklats, som gör det möjligt att, med hjälp av statistik över bakgrundsförhållandena i recipienten, med god noggrannhet beräkna vilka områden som det utsläppta kylvattnet värmer upp och hur mycket. De hydrografiska undersökningarna var som regel intensivast under de första driftsåren, men en kontinuerlig övervakning upprätthölls under hela den av tillståndsmyndigheten föreskrivna provotiden.

För vissa av de biologiska variablerna, t. ex. fiskars rörelser i förhållande till kylvattenplymen, gjordes också stora insatser under de första driftsåren. Strategin har varit att snabbt klarlägga dessa ofta viktiga effekter för att sedan kunna begränsa undersökningarna till att studera variabler, som kan tänkas påverkas först på längre sikt.

I samband med idrifttagandet inleddes också studier av mängden fisk som sugas in till kylvattenintaget på kraftverket och fastnar i silarna eller transporteras genom kylvattensystemet.

Det intensiva skedet av kontrollundersökningarna skulle i princip kunna begränsas till en årscykel. De ofta stora mellanårsvariationerna i framför allt temperaturförhållandena samt behovet av tillräckligt stora statistiska material har dock krävt längre tidsserier. Nya intensivundersökningar har också gjorts vid starten av nya reaktorer, varför intensivskedena sammanlagt blivit långa.

Även andra förändringar i driften har föranlett intensivundersökningar. I Forsmark utökades kontrollen avsevärt i samband med borttagandet av fiskspärrarna i Biotestsjöns utlopp. De nyligen beslutade effekthöjningarna kommer också att innebära utökad kontroll under en begränsad tid.

Den långsiktiga kontroll, som nu bedrivs vid Forsmark, Oskarshamnsverket och Ringhals, är tänkt att successivt minska i omfång, allteftersom olika befarade effekter kan avskrivas.



Bild 3.5. Notdragning vid Simpevarp. Foto genom Kustlaboratoriet.

Avsikten är att till slut nå en "basnivå" för den återstående drifttiden. Å andra sidan är det möjligt, att oväntade observationer kan leda till nya undersökningar. Så har vid flera tillfällen skett vid alla kraftverken i samförstånd mellan de kontrollerande myndigheterna och företagen.

3.8 Forskning

Utöver de undersökningar, som varit direkt kopplade till myndigheternas tillståndsgivning och kontroll av respektive kärnkraftstation, har en forsknings- och utvecklingsverksamhet bedrivits för att utöka kunskapen om kylvattenutsläppens miljöeffekter.

Myndighetsfinansierad ekologisk forskning har ända sedan tidigt 1960-tal fortlöpande bedrivits av först Statens vatteninspektion, från 1967 Statens naturvårdsverk och fr.o.m. 1991 Fiskeriverket. Forskningen har i huvudsak varit en komplettering till bas-, kontroll- och lokaliseringsundersökningarna samt fungerat som förstudier till större, av kraftindustrin bekostade, projekt. På motsvarande sätt har forsknings- och utvecklingsverksamhet bedrivits vid SMHI med inriktningen att utveckla såväl prognosmetoder för utsläppt kylvattens spridning och temperatursänkning som teknik för kartläggning och dokumentation av det utsläppta kylvattnets uppträdande. Dessutom har ett antal studier bekostats av universitet och högskolor inom ramen för examensarbeten.

Under åren 1969–1993 finansierade olika konstellationer av kraftföretag ett antal forskningsprogram. Under ett drygt år, 1971–1972, drevs på initiativ av IBM Svenska AB ett stort samarbetsprojekt mellan bolaget, Naturvårdsverket och IBM U. K. Scientific Centre, England, med huvudsyftet att utveckla databastekniken genom att bearbeta stora och komplexa miljödatamängder. Materialet hämtades från basundersökningarna i Marviken och Simpevarp och utgjordes av fiskeribiologiska data samt hydrografisk och meteorologisk stödinformation. IBM bidrog med databehandlingsexperten och maskintid. Projektet fick en grundläggande betydelse för de framtida biologiska undersökningarna vad gäller både uppläggning och databearbetning.

3.8.1 Vattenfalls Miljövårdsstiftelse

De första av kraftindustrin finansierade forskningsprojekten kom till stånd i samband med diskussionerna om lokaliseringen av Vattenfalls, efter Marviken, första kärnkraftverk vid Ostkusten. Vattenfalls Miljövårdsstiftelse bildades 1969 och bekostade fram till 1974 projekt avseende spridning och avkylning av kylvatten samt värmeeffekter på skilda nivåer i ekosystemet (Vattenfalls Miljövårdsstiftelse 1974).

Meteorologi och hydrografi

I områden där man inte har tillgång på vattendrag, sjöar och kustvatten, som kan användas för kyländamål, är luftkylning ett mera självklart tillvägagångssätt än i Sverige. Det gäller t.ex. ett antal länder i Europa samt USA. Från svensk synpunkt ansågs i början av 1970-talet alla tillgängliga typer av kyltorn vara mindre ekonomiskt lönsamma än vattenkylning och därför inte aktuella för användning. Med sikte på eventuella framtida behov finansierade emellertid Vattenfalls Miljövårdsstiftelse en studie vid SMHI av kyltorns inverkan på de atmosfäriska förhållandena i omgivningen. Undersökningen inriktades på att med hjälp av numeriska modeller simulera effekterna av olika typer av kyltorn under varierande atmosfäriska förhållanden (Rodhe 1974). Studien beskriver effekter som molnbildning på läsidan av tornen, vätande dimma och nedisning.

I samband med att diskussionerna om kylvattenutsläppens effekter i kustvattnen startade uppmärksammades att kunskaperna om de naturliga temperaturförhållandena och deras variationer i såväl tid som rum var mycket bristfälliga. SMHI genomförde därför en sammanställning och bearbetning av dels vissa tidigare i olika sammanhang publicerade temperaturundersökningar, dels av mätningar genomförda vid aktuella kraftstationslägen (Vasseur 1974). Datamaterialet omfattade bl.a. mätningar vid svenska fyrskepp under perioden 1923–70 samt data från SMHI:s recipientundersökningar i de svenska kustvattnen 1967–70. I rapporten redovisades bl.a. maximala naturliga temperaturer liksom temperaturgradienters styrka och djupnivåer.

Med målet att förbättra metoderna för att prognosticera vilka områden utanför ett kylvattenutsläpp, som kunde komma att påverkas av övertemperaturer, startades vid SMHI forskning om värmeavgivning och blandning. Studierna baserades till en början på de erfarenheter, som erhållits i samband med undersökningar av effekterna av tappningar från regleringsmagasin för vattenkraftsändamål i islagda älvar. En tidig rapport (Milanov 1969) samlar kunskapen om värmestrålning och ger förslag på empiriskt framtagna samband mellan värmeflödet och de uppvärmda ytornas storlek. Metoden fungerar bäst vid låga utsläppshastigheter, då varmvattnet sakta breder ut sig över recipientens vatten.

I USA och på de tekniska högskolorna i Sverige började man utveckla numeriska metoder för att beräkna inblandning i kylvattenstrålar med hög utgångshastighet. Värmeavgivningen till atmosfären var då en av processerna för att skapa ett beräkningsverktyg. Utvecklingen av numeriska metoder gick hand i hand med utvecklingen av modeller i en nedskalad verklighet, som byggdes upp i modellhallar, bl.a. i Vattenfalls vattenbyggnadslaboratorium i Älvkarleby.

SMHI etablerade under början på 1970-talet kontakter och samarbete med forskare och institutioner i USA och Kanada, dels gällande utvecklingen av prognosmodeller, dels för att ta del av observerade effekter av pågående kylvattenutsläpp.

Även Chalmers tekniska högskola i Göteborg påbörjade studier av kylvattenspridning och inbjöd en amerikansk gästforskare, som arbetade med kylvattenmodeller. Efter tiden vid Chalmers inbjöds han, för pengar från Vattenfalls Miljövårdsstiftelse, att fortsätta sin

forskning på SMHI i Stockholm och slutförde en utveckling av en då världsledande numerisk beräkningsmodell (Prych 1972). Modellen utgjorde under 1970- och 1980-talen SMHI:s grundläggande prognosverktyg (Ehlin 1973).

Efter Prych inviterades J. Weil, även han amerikansk forskare, till SMHI för att genomföra en omfattande jämförelse, verifiering, av modellen mot mätdata från kylvattenmätningar utanför Oskarshamnsverket (Weil 1974). Jämförelser gjordes även med mätdata från två amerikanska kylvattenutsläpp i Lake Michigan, Point Beach och Waukegan. Storleken på dessa utsläpp var 25 respektive 49 m³/s.

Prychs beräkningsmetod tog inte hänsyn till det omgivande vattenområdets topografi, utan förutsatte att recipienten var mycket djup och att kylvattnets utbredning inte påverkades av kustlinjen. Dessa förutsättningar är aldrig till fullo uppfyllda och allt eftersom kapaciteten hos beräkningsdatorerna ökade, sökte SMHI utveckla mer sofistikerade modeller, där kustlinjen och bottenprofilen kunde beskrivas i ett fint nät av beräkningspunkter.

Ekologi

Ökad kunskap om samspelet mellan värme och miljö var betydelsefull dels vid utredningar av skada, dels vid nylokalisering av kärnkraftverk. De problemområden som identifierats för forskning bestod av temperaturhöjningens effekter på produktion och nedbrytning av biologiskt material, konsumenternas/faunans reaktioner på värmeutsläppen, parasitering och sjukdomar hos fisk, fiskars rörelser i förhållande till kylvattenplymen samt kombinationseffekter gifter/värme. Forskningen hade således en tydlig ekosysteminriktning, även om man insåg att en totalbild av påverkade ekosystem inte var möjlig att nå.

Temperatureffekter på grönalger studerades experimentellt med såväl enalgs- som blandalgs-kulturer för att se om man kunde förvänta förändrad artsammansättning och ändrad succession i algsamhället i uppvärmda områden. I dammexperiment studerades kiselalger under olika temperaturregimer för att kunna ge prognoser om denna alggrupp kommer att få ökad blomning under den kalla årstiden i kylvattenrecipienterna.

Sedimentkemin studerades i sjutton områden längs Ostkusten, där man lade särskild vikt vid metaller. Tillskott av värme till kontaminerade sediment skulle kunna orsaka frigöring av giftiga ämnen och ett ökat upptag i fisk. Om så var fallet skulle valet av lokaliseringsplats för kraftstationerna kunna påverkas. Parallellt med sedimentkemin undersöktes bottenfaunan för att bl.a. analysera sambanden mellan organisk halt och individtäthet/biomassa. Metodutveckling för bottenfaunaprovtagning ingick även i forskningen. Likaså studerades experimentellt kombinationseffekter mellan värme och gifter på såväl bottenfauna som fisk.

Risken för spridning av parasiter och sjukdomar bland fisk som anlockas till varmvatten ansågs oroande. Undersökningar gjordes av ögonparasiten *Diplostomum*, som är vanligt förekommande även i naturliga bestånd. Parasitens livscykel undersöktes i biotopmodeller.

Under rubriken "Temperatureffekter på fiskar" undersöktes aktivitetsmönster experimentellt vid olika temperaturer, bl. a. för att få underlag för tolkningar av provfiskeresultat. För att kunna studera fiskars reaktioner på kylvattenutsläppen började man använda undervattens-telemetri, där olika sändare prövades. Rörelsemönstren hos ett flertal märkta fiskar kunde studeras i fält, t. ex. blankålarnas rörelser kring utsläppet från Oskarshamnsverket. Man inledde också studier av fiskgenetik för att kunna avgränsa lokala populationer.

En studie av effekterna av stora kylvattenutsläpp i förorenade avgränsade vattenområden vid svenska ostkusten genomfördes 1975 och redovisades vid ett symposium organiserat av IAEA (Grimås & Ehlin 1975).

3.8.2 Nämnden för värmekraftens miljöfrågor

Centrala Driftledningen (CDL) finansierade under perioden 1975–1978 ”speciella forsknings- och utredningsinsatser inom området värmekraftens miljöfrågor”. Nämnden för Värmekraftens Miljöfrågor, NVM, bildades för att administrera forskningsinsatserna. I denna ingick representanter för Statens naturvårdsverk, Fiskeristyrelsen, SMHI och CDL. De genomförda projekten som avsåg kyltorn, spridning av kylvatten, försurning, telemetrisk studier på fisk, värme och gifter samt värme och parasiter, rapporterades 1980 (Nämnden för Värmekraftens Miljöfrågor 1980). Några projekt utgjorde fortsättning på de projekt som påbörjats med finansiering från Vattenfalls miljövårdsstiftelse.

Meteorologi och hydrografi:

Studierna av miljöeffekter av kyltorn fortsattes av SMHI och koncentrerades nu på en sammanställning av erfarenheter från utländska kraftstationer. Genom litteraturstudier och en studieresa till England, Tyskland och Schweiz erhöles underlag för slutsatser som redovisades i NVMs ovan nämnda rapport.

Ett första försök med studier av kylvattenutsläpp i en numerisk modell med beräkningsnät gjordes på SMHI av en amerikansk gästforskare, W. Wilmot. Den modell som Wilmot arbetade med kunde beskriva ett vattenområde endast i två dimensioner, t.ex. längd- och djupdimensionerna. Metoden passade för att beskriva en fjord, och modellen tillämpades på Bråviken med ett planerat utsläpp av kylvatten från Tunaberg i Bråvikens mynning (Wilmot 1976).

Experter på numerisk modellering av kylvatten samlades till ett seminarium 1976, där framtida inriktning av SMHI:s kylvattenforskning skisserades, och där värdefulla kontakter knöts för fortsatt samarbete med institutioner i USA, Kanada och Tyskland (Svensson 1976).

Eftersom universitetet i Hamburg låg långt framme när det gällde numeriska modeller tillämpade på havet, inleddes ett samarbete mellan SMHI och detta universitet. En tysk gästforskare, I. Bork, arbetade på SMHI och tillämpade en tredimensionell modell, som utvecklats i Hamburg, på problemet med sjunkande kylvattenplymer (Bork 1978). Likaså fortsatte arbetet med att förbättra och utveckla Prychs modell genom att man specialstuderade området nära utsläppsöppningen och fick fram mer precisa beräkningar av inblandningen inom ett område några 10-tal meter från utsläppet (Vasseur 1979).

En fullt tredimensionell kylvattenmodell introducerades genom samarbete med ett universitet i Cleveland, USA (Vasseur m.fl. 1980). Modellen tillämpades senare bl.a. för prognoser för ett av Sydkraft planerat kolkraftverk utanför Landskrona.

Efter det att stora kylvattenutsläpp hade startats i de fyra kärnkraftlägena och nya lägen inte var aktuella, fanns det inte längre lika starka behov av prognosverktyg för att förutsäga kylvattnets utbredning. Kylvattenplymernas lägen kunde nu mätas och påverkansområdena kunde fastställas utan modellering.

Ekologi

Som underlag för lokaliseringsutredningar undersöktes metaller i sediment i sju områden längs Ostkusten. Sambanden mellan organisk halt och halten metaller studerades, bl.a. utanför metallindustrier och stora tätorter. Metallkoncentrationen i blåmussla studerades också med samma målsättning. Då värmeförsörjning kan öka nedbrytningen av organiska sediment och därmed frigöra gifter, gjordes studier av hur metaller kan urlakas ur bottenarna. Ny teknik för mätning av metaller i havsvatten utvecklades, bl.a. för att mäta korrosionsprodukter från kraftverken.

De telemetriskstudier som finansierats av Vattenfalls Miljövårdsstiftelse fortsatte. En viktig del i arbetet var att utveckla ny teknik innebärande främst att ta fram sändare, som dels är så små att de inte stör fisken, dels har god räckvidd. Mottagarsystemen utvecklades också. Fältförsök gjordes på lax och ål, där man studerade vandringsbeteende och simdjup i relation till vattentemperaturen. För lax undersöktes också undvikande av redskap. En viktig fråga var om blankålens vandring kunde störas av kylvattenplymerna. Märkta ålars rörelser i anslutning till Barsebäcksverket och Oskarshamnsverket studerades därför.

Relationerna mellan värme och gifter var fortfarande ett viktigt forskningsområde. Laboratorieförsök gjordes för att studera ackumulering av kadmium hos fisk vid olika temperaturer. Upptag och utsöndring av PCB och DDT undersöktes också. Försöken följdes upp med fältstudier i Oskarshamnsverkets utsläppsområde, Hamnefjärden.

Forskningen kring ögonparasiter fortsatte med tyngdpunkt i Hamnefjärden. Infektionsnivåerna hos abborre och mört samt effekterna på yngel undersöktes och fördjupade studier gjordes på de snäckor, som utgör mellanvärd för parasiterna.

Bottenfaunan i Hamnefjärden och på några lokaler vid Östersjökusten studerades ingående. Bottendjuren ansågs betydelsefulla vid anrikning av gifter och radionuklider och är stapelföda för många fiskar. I bottenfaunan finns också mellanvärdar för fiskparasiter.

Under 1970-talet pågick en intensiv utveckling och prövning av testmetoder för att studera effekter av i första hand gifter men även temperatur på organismer. En teknik som utvecklats vid Uppsala Universitet gick ut på att mäta fiskars förmåga att motstå en roterande vattenström. Försök med denna rotatory-flow-metod gjordes på fisk exponerad för antifouling-medel. Temperatureffekter undersöktes också.



Bild 3.6. Sjöbodar vid Biotestanläggningen vid Forsmark. Foto: B. Nyman.

NVM fortsatte sin verksamhet i ytterligare en fyraårsperiod 1979–1982. Många av forskningsprojekten var nu knutna till Biotestanläggningen i Forsmark. Mycket av den tidigare verksamheten fortsatte under denna period, men inriktningen mot att studera fiskars reaktioner på värme blev tydligare.

Under 1982 gjordes en utvärdering av forskningen under perioden 1974–1982. En internationell vetenskaplig grupp tillsattes för granskningen. Berörda forskare presenterade sina resultat vid ett seminarium i Forsmark, varefter gruppen publicerade en rapport (Blaylock m.fl. 1982).

3.8.3 Forskning i Biotestsjön

Vid ett sammanträde 1982 beslöt NVM att utreda utformningen av den fortsatta forskningen i och omkring Biotestsjön. Förslag till nya forskningsprojekt togs fram. En projektgrupp med representanter för Kraftsam, Naturvårdsverket, SMHI och Fiskeristyrelsen tillsattes, och man anlidade svenska och internationella experter för granskningen av förslagen. Forskningen skulle på ett tydligare sätt än tidigare anpassas till kraftindustrins önskemål. Projekten måste specifikt röra värmekraftens miljöeffekter, och hög prioritet skulle ges projekt, som kunde reducera och effektivisera recipientkontrollen, även den radioekologiska. Analysen av effekter skulle inte bara riktas mot de negativa effekterna. Olika sätt att utnyttja kylvattnets positiva egenskaper skulle också beaktas.

En plan för forskningen 1984–1987 togs fram (Sten m. fl. 1983). Med utgångspunkt från kraftindustrins önskemål prioriterades inte hydrografiskt inriktade projekt utan fokus lades på ekologiska miljöeffekter. En "Ledningsgrupp för tillämpad forskning värmekraft/miljö" tillsattes med representanter för finansierarna Vattenfall, Oskarshamnsverkets Kraftgrupp, Sydkraft, Imatran Voima (Finland), Elkraft (Danmark) samt Statens naturvårdsverk. Forskningens resultat redovisades 1990 (Sandström & Svensson 1990).

Fyra forskningsområden ingick. "Produktion och nedbrytning" inriktades på mikrobiell nedbrytning i sediment, på påväxtalger och på makrovegetation. Den mest omfattande delen bestod av undersökningar av mikroalgloran på fasta substrat i Biotestsjön. Inom området "Sjukdomar och parasiter" fortsatte studierna av ögonparasiter, bl.a. med undersökningar av fiskyngels känslighet för angrepp. Omfattande studier gjordes för att kartera fiskparasitfaunan i Forsmarksområdet.

Forskningsområdet "Energifördelning" behandlade fiskens födointag, tillväxt, energilagring, fortplantning och rörelseaktivitet. Information om dessa olika aktiviteter, huvudsakligen hämtad från kontrollprogrammet i Biotestsjön, analyserades och en modell utvecklades för abborrens energifördelning. Baserat på relationerna mellan tillväxt och temperatur utvecklades också en bioenergetisk modell. Efter en provotid avbröt dock kraftföretagen sin finansiering, varefter projektet i reducerad omfattning bekostades av Naturvårdsverket och senare Fiskeriverket.

Inom området "Gifter och radionuklider" studerades upptag av metaller och radionuklider i biota. För radionukliderna lades tyngdpunkten på att förbättra den radioekologiska modellen med hjälp av täta provtagningar av vatten, sediment och olika organismer i Biotestsjöns väl kontrollerade system. Under insamlingsperioden inträffade Tjernobylihaveriet, vilket påverkade inriktning och analys.

3.8.4 Utnyttjande av kylvatten för fiskrekrytering

Efter den första projektperioden beslöt ledningsgruppen om en fortsättning med ett nytt projekt, "Utnyttjande av kylvatten för fiskrekrytering", för perioden 1988–1993. I ett delprojekt öppnades Biotestsjöns reservutlopp för att värma varmvattenfiskars rekryteringsområden

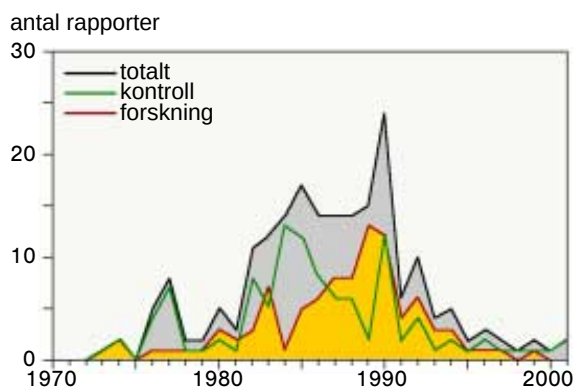


Bild 3.7. Fångst i yngelnot. Foto genom Kustlaboratoriet.

under tillväxtsåsongen och därigenom öka tillväxt och överlevnad hos ung fisk. Vidare utvecklades metoder att koncentrera plankton ur kylvattnet för att föda yngel av abborre och gös i slutna kassar. Ett tredje delprojekt undersökte möjligheterna att utnyttja recipienterna för extensiv uppfödning av ål genom utplantering av stora mängder yngel i Biotestsjön och i Hamnefjärden vid Simpevarp.

3.8.5 Forskning under senare år

Efter 1993 upphörde kraftindustrins finansiering av kylvattenforskningen. Orsakerna var flera. De allvarligaste effekterna var kartlagda och många farhågor hade inte besannats. Den kanske viktigaste orsaken var, att det var svårt att finna naturliga huvudmän. Så hade t. ex. Vattenfall bolagiserats, vilket innebar att den tidigare organisationen inte längre fanns kvar. Åren efter 1993 gjorde Fiskeriverket, som 1994 övertog nyttjanderätten till Biotestsjön, tillsammans med Naturvårdsverket och Uppsala universitet stora ansträngningar för att få till stånd en fortsatt forskning i anläggningen. Bland annat sammanställdes en litteraturoversikt av all svensk forskning och annan undersökningsverksamhet med anknytning



Figur 3.3. Antalet rapporter producerade i kontroll- och forskningsprogram i Biotestsjön

till kylvattenutsläpp samt en genomgång av framtida forskningsfält (Snoeijs 1994). År 1997 utformades efter ett internationellt seminarium ett förslag till forskning i Biotestsjön, vilket tillställdes bl. a. Forsmarks Kraftgrupp AB. Det gick dock inte att få något stöd för planen och efter 1990-talet har forskningsverksamheten kring ekologiska effekter av varmvattenutsläpp varit av ringa omfattning. SMHI:s prognosmodeller har dock vidareutvecklats i samband med andra stora vattenprojekt.

3.9 Undersökningsmetodik

3.9.1 Hydrografi

De hydrografiska undersökningarnas ändamål innan kraftverken togs i drift var att klarlägga den naturliga fysikaliska vattenmiljön och dess kortsiktiga och långsiktiga variationer. Främst gäller detta temperatur, salthalt och ström och dessa variablers variationer med växlande väderförhållanden och årstider. När sedan kylvattenutsläppen påbörjades, inriktades studierna på att klarlägga främst effekterna på vattentemperaturen i utsläppsområdet.

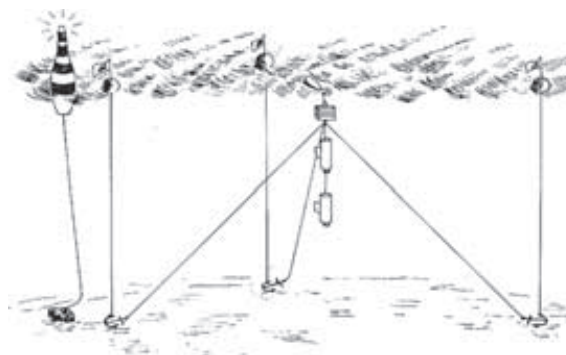


Bild 3.8. Principskiss över förankrad mätstation.
Bild genom SMHI

De första undersökningarna i kärnkraftslägena utfördes genom manuella punktmätningar utförda av SMHI:s personal eller anställda observatörer på den aktuella platsen. En snabb teknikutveckling gav emellertid snart möjlighet till att automatiskt genomföra mätningarna. Den tidsmässiga naturliga variationen i vattenmiljön kunde därför följas kontinuerligt med hjälp av i bojsystem förankrade mätinstrument, som med jämna tidsintervall registrerade strömmens hastighet och riktning, vattentemperaturen och vattnets salthalt (egentligen elektrisk ledningsförmåga). Bojsystemen placerades ut på strategiska platser i vattenområdet.

Den rumsmässiga, naturliga variationen i vattenmiljön kartlades med hjälp av mätningar från båt. Därvid gjordes på kort tid mätningar i ett stort antal mätpunkter över ett större vattenområde. Mätresultaten gav en kartbild av vattentemperaturens horisontella fördelning.

Sedan kylvattenutsläppen påbörjats inriktades mätningarna på att kartlägga kylvattenplymens form och läge vid olika väderförhållanden och årstider samt vilka områden, som påverkades av kylvattnets övertemperatur och hur mycket. Temperaturen registrerades automatiskt med förankrade centralinstrument och temperaturgivare på ett tiotal nivåer med 0,5 till 2,0 meters avstånd, en termistorkedja. Tidsintervallet mellan registreringarna låg från 10 minuter och uppåt. Med tre till fem sådana förankrade instrumentuppsättningar (bojsystem) kunde man kontinuerligt följa kylvattenplymens förflyttning.

Mätningarna i bojsystem kompletterades med översiktsmätningar från båt, där så gott som momentana utseenden på kylvattenplymerna kartlades. Mätningarna utfördes med en termistorkedja, som drogs vid sidan av båten. Registrering skedde på varje halvmeter ned till flera meters djup. Kedjan var försedd med en paravan (skärplan) som höll den sträckt i vertikal led vid bogseringen. Resultaten (position, djup, temperatur) lagrades i en dator



Bild 3.9. Automatiskt registrerande mätinstrument med ett antal temperaturgivare i en slang. Instrumentet hängs under ett bojsystem. Foto genom SMHI.

ombord och senare framställdes iland kartor över kylvattenplymerna. Vid Forsmark, med begränsade djup och en besvärlig bottenpografi, var det vanskligt att använda den bogserade termistorkedjan. Där gjordes istället kartläggningen av kylvattenplymerna oftast genom uppmätning av temperaturen från ytan till botten i ett stort antal mätpunkter.

Som resultat erhöles detaljerade plymkartor för varierande väderförhållanden och driftförhållanden vid kraftverken. Sedan senare hälften av 1970-talet användes SMHI:s specialutrustade undersökningsfartyg Sensor för mätningar av det här slaget (se bild 3:10). Systemen för temperaturkartläggning från båt har visat sig vara användbara även vid så höga vindstyrkor som 15 m/s.

Med början under 1970-talet blev det möjligt att med hjälp av infrarödteknik från flygplan avbilda kylvattenplymernas form samt kalibrera IR-bilden med hjälp av vanliga mätningar av temperaturen i vattnet. För att vidareutveckla tekniken bedrev SMHI och Rymdbolaget ett nära samarbete. Även IR-mätningar från satellit har senare i viss mån kunnat utnyttjas i samband med studier av storleken på det område som påverkas av det utsläppta kylvattnet. Noggrannheten i mätningarna är dock betydligt sämre än vid direkta mätningar i vattnet och det är bara temperaturen i en ytterst tunn ytfilm som registreras. Med dagens satellitbildsteknik gäller fortfarande den begränsningen, men nu finns satelliter med mycket bättre horisontell upplösning än vad som var fallet när kylvattenplymerna kartlades.

Redan i ett tidigt skede av undersökningsverksamheten gavs stort utrymme åt teoretiska studier av avkylningen av utsläppt kylvatten genom värmeledning och utstrålning till atmosfären samt blandning med omgivande vatten. Teoretiska modeller utvecklades med vars hjälp kylvattenplymens form, läge och temperaturöverskott kunde beräknas. Dessa modeller har efter hand vidareutvecklats och förfinats och man kan numera, med hjälp av bakgrundsdata avseende vattenområdets temperatur- och skiktningförhållanden, med



Bild 3.10. SMHI:s undersökningsfartyg Sensor. Foto genom SMHI.

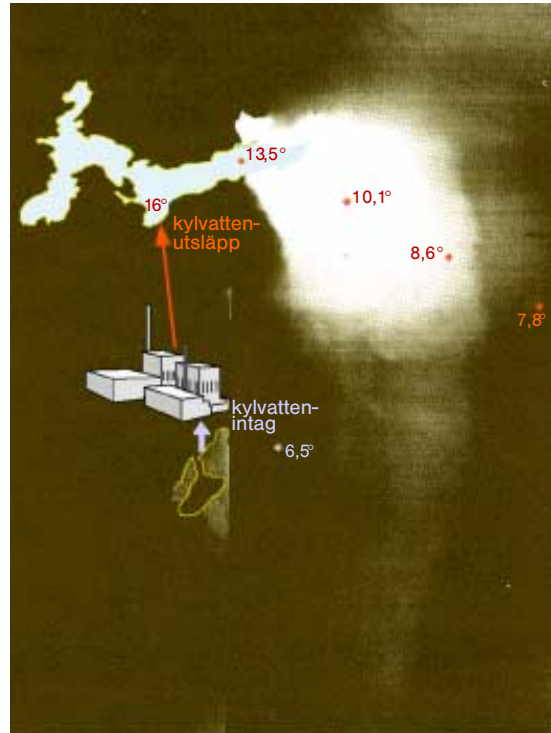


Bild 3.11. Termografi över kylvattenutsläpp vid Oskarshamnsverket 31 oktober 1973. Kylvattenutsläppet var 22 m³/s. Bearbetning av bild från SMHI.

relativt god noggrannhet beräkna inte bara plymens form och läge utan även det påverkade områdets storlek. Det gäller inte bara storleken på den påverkade vattenytan utan även vilka bottenytor som påverkas och med vilka övertemperaturer.

SMHI finansierade med i huvudsak egna forskningsmedel vidareutveckling av numeriska kustmodeller för användning vid beräkningar i samband med avloppsvattenutsläpp, hamn-utbyggnader etc. När projekteringen av Öresundsbron startade hade SMHI:s forskningsavdelning sedan några år använt en engelsk tredimensionell modell, Phoenix, med stora potentiella möjligheter att inkludera specifika fysikalisk-kemiska problem i beräkningarna. Denna modell finlipades under Öresundsbroprojektet med medel från Öresundsbrokonsortiet och kunde senare användas som prognosmodell för kylvatten när frågeställningen om effekthöjning och ökade mängder kylvatten aktualiserades på 2000-talet. Sådana modellberäkningar har genomförts för de tre nu aktiva kärnkraftslägena. I en rapport från SMHI (Karlsson, Lindahl 2003) presenteras t.ex. för Oskarshamnsverket, beräknade kylvattenplymer under nuvarande drift, som jämförs med beräkningar av kylvattenplymens utbredning vid utökad effekt under samma väderförhållanden. Uppmätta kylvattenplymer har dessutom jämförts med beräknade plymer under motsvarande vädersituation för att öka beräkningarnas trovärdighet.

3.9.2 Fisk och fiske

Som nämnts har tyngdpunkten i de biologiska undersökningarna legat på fisk, primärt beroende på fiskets ekonomiska betydelse. Så har förblivit fallet även sedan ändrad lagstiftning lagt mindre vikt vid denna aspekt och mer vid allmänna ekologiska effekter. Härtill finns två huvudskäl: fiskar påverkas mer än andra organismer av både intag och utsläpp av kylvatten (se kapitel 2), och stationära fiskarter fungerar som goda indikatorer på miljöstörningar.

Kontrollen av fisk i utsläppsområdet utformades i tillämpliga delar efter den modell, som utvecklats av Fiskeristyrelsens sötvattenslaboratorium i de norrländska vattenkraftsmålen. Den bestod av två huvuddelar: uppföljning av det kommersiella fisket genom "journalföring"

och egna, vetenskapligt upplagda "provfisken". Journalföringen var tänkt att utgöra det primära underlaget för skadereglering. Provfiskena har haft tre huvudsyften: att undersöka effekter på fiskbestånden på längre sikt, att studera fiskens beteende i förhållande till kylvattenplymen samt att insamla individer för olika analyser. Provfiskena skulle därmed kunna förklara förändringar i yrkesfiskets fångster och relatera dem till kraftverkets påverkan. För Marviken och Simpevarp drevs både de och journalföringen parallellt i referensområdet.

Journalföringen omfattade i princip allt yrkesmässigt fiske i ett stort område runt kraftverken; avsikten var att täcka in alla fiskare, som skulle kunna påverkas. Mot ersättning bokförde de dagligen sina fångster med uppdelning på arter, redskap och lokaler. Endast några få fiskare vägrade att föra journaler.

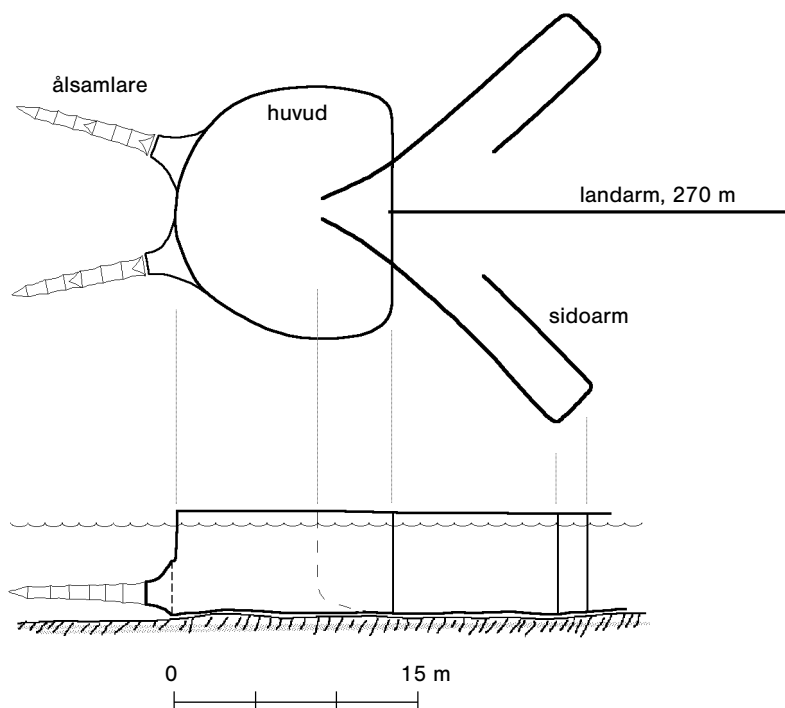
3.9.2.1 Provfisken

Provfiskena vid Marviken och Simpevarp lades ursprungligen upp som upprepade inventeringar, d.v.s. man ville få en bred uppfattning om fiskfaunan och dess variationer i tid och rum. För att fånga fiskar av olika storlek användes nät med olika maskstorlekar, så kallade biologiska länkar. Rumsvariationer täcktes genom att näten lades i olika miljöer, bl.a. olika djup. Variationer i tiden undersöktes genom att fiskena årligen bedrevs på samma sätt på samma lokaler en gång per månad i maj, juni, augusti, september och oktober.

På Västkusten försvårar de ofta kraftiga strömmarna fiske med nät, varför sådana använts i begränsad omfattning. Tonvikten har istället lagts på olika typer av ålryssjor beroende på att ålen är en ekonomiskt viktig art men framför allt på att dessa finmaskiga redskap fångar ett brett spektrum av arter och storlekar. Tre huvudtyper har använts: små ålryssjor och stora ålflytgarn och ålbottengarn. De båda sistnämnda täcker hela vattendjupet; flytgarnen hålls uppe med hjälp av flöten och bottengarnen med pålar (figur 3.4). Fiske med ålflytgarn prövades vid Ringhals men måste överges p.g.a. de svåra strömförhållandena i utsläppsområdet. I stället inleddes i intensivskedet fiske med småryssjor i utsläppsområdet och tre andra områden, bl.a. det lokala referensområdet. Fiskena bedrevs till att börja med året runt.



Bild 3.12. Provfiske vid Simpevarp. Foto genom Kustlaboratoriet.



Figur 3.4. Bottengarn använt i provfisket i Barsebäck. Redskapet hålls uppe med pålar. Fisket efter ål med bottengarn hade stor omfattning i Öresund fram till 1970-talet.

Vid Barsebäck satsades i första hand på ålbottengarn, vilka vid undersökningarnas start var ett mycket viktigt inslag i fisket i Öresund. Redskapen är konstruerade för att fånga ål, som vandrar norrut på väg mot lekområdet i Sargassohavet. Farhågor för att vandrigen skulle störas av kylvattenutsläppet motiverade valet av redskap, men dessa fångar även flertalet andra arter. Ett bottengarn placerades nära utsläppet och ett referensgarn söder om detta. Efter att kraftverket tagits i drift inleddes fiske med små ålryssjor på fem lokaler från kylvattenutsläppets närhet norrut till ett av kylvattenplymen opåverkat område. Fiske med både bottengarn och småryssjor bedrevs inledningsvis hela året utom under vintern. Vid Forsmark baserades undersökningarna i inledningsskedet i början av 1970-talet på ålflytgarn placerade i Biotestsjön, området utanför dess utlopp, nära kylvattenintaget och på andra sidan Öregrundsgrepen, utanför påverkat område. På samma lokaler fiskades med nät med flera maskstorlekar en gång per månad. Ålflytgarnen visade sig dock inte vara lämpade för beståndsovervakning; förutom att det ringa antalet redskap begränsar den statistiska analysen, gav de alltför små fångster. År 1976 introducerades därför kustöversiktsnät (fem olika maskstorlekar per nät) i fem områden, och året därpå startades parallella fisken i referensområdet Finbo samt i Biotestsjön. Ålflytgarnen avvecklades därefter successivt; i intagsområdet först 1988.

Anlockning/skyende av fisk i förhållande till kylvattenplymen är en av de viktigaste effekterna av ett kylvattenutsläpp (se kapitel 2). I alla de nämnda provfiskena kunde detta problem studeras genom att lokaler med olika temperaturpåverkan ingick. I intensivskedena har dock dessa långsiktiga fisken kompletterats med specialinsatser. Den mest omfattande gjordes vid Simpevarp, där vandrigen till och från utsläppsviken kontrollerades med en vandringsfälla i dess mynning före och efter verkets start. Vid den öppna kusten därutån för inleddes vid kraftverkets start fiske med kustöversiktsnät för att studera anlockning av främst strömming, och i intensivskedet för det andra aggregatet var ett ålflytgarn placerat i området.

Nätfisken nära utsläppen med sill/strömming som främsta målart har under intensivskedena bedrivits vid alla kraftverken. Artens uppträdande i relation till kylvattenplymen studerades även med ekolod vid Ringhals och Simpevarp. Vid Ringhals och Barsebäck undersöktes öringens reaktioner med hjälp av nät. Förekomsten av fisk i utsläppskanalen för Forsmarks tredje aggregat undersöktes med nät och små ålryssjor under intensivskedet för detta. Sedan gallren till Biotestsjön togs bort 2004, har fisket där fortsatt men nu med målsättningen att kontrollera anlockning till anläggningen.

Bas- och intensivundersökningarna gav grundläggande information om naturliga temperaturpreferenser och årstidsvandringar samt beteende i relation till kylvattnet. Efter intensivskedena kunde därför de speciella studierna av anlockning/skyende i huvudsak avvecklas. Vidare utnyttjades kunskaperna för att förändra de främst på beståndsvariationer inriktade nät- och smårýssjefiskena för att bättre följa långsiktiga förlopp. Detta gjordes under början av 1980-talet efter omfattande statistiska analyser i samband med att Naturvårdsverket övervägde att introducera kustfisk i den nationella miljöövervakningen. Det inom kärnkraftkontrollen utvecklade systemet började omgående tillämpas även vid skogsindustrier. Det introducerades dessutom i den nationella övervakningen 1989 och i flera andra östersjöländer under 1990-talet.

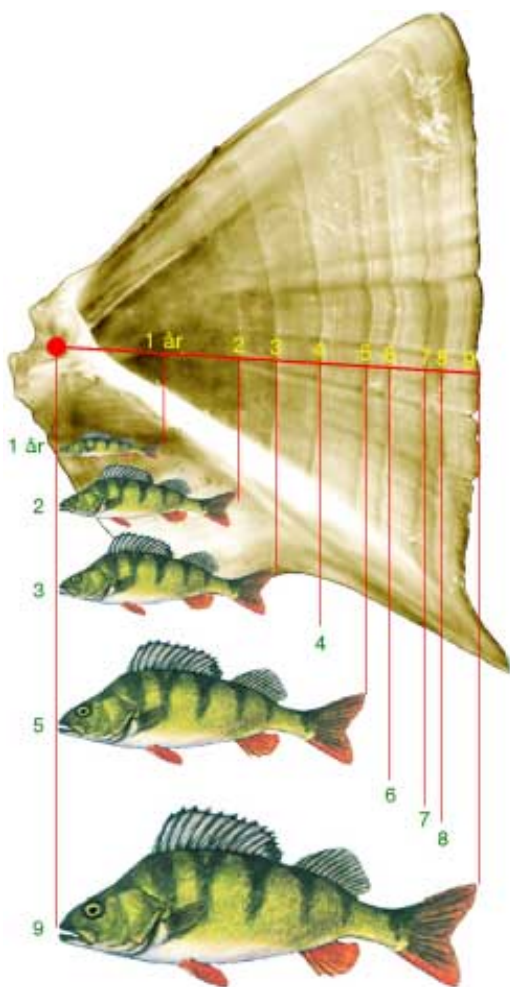
Det nya systemet innebär, att fiskena koncentreras till två veckor långa perioder, under vilka upprepade insatser görs på samma lokaler. För varmvattenarterna (se kapitel 4) förlades fiskena till juli–augusti och för kallvattenarterna till april vid västkusten och oktober vid ostkusten. Fiskeplatserna begränsades till en djupnivå, som valts för att så effektivt som möjligt följa de arter som bäst bedömdes indikera miljöförändringar. Vid ostkusten används nät, vid västkusten små ålryssjor.

3.9.2.2 Analyser av individer

Ett fiskbestånd består av individer av olika åldrar, "årsklasser". I de flesta fall bestäms årsklassernas storlek i huvudsak under det första levnadsåret, oftast under stark påverkan av temperaturen. Kylvattnets inverkan på årsklassernas och därmed beståndens storlek är alltså en nyckelfråga. Den kan belysas genom att fiskar kan åldersbestämmas med hjälp av årsringar i olika benvävnader, och årsklassers storlek därmed kan jämföras i tid och rum på basis av provfiskefångsternas åldersfördelning. Årsringarna möjliggör även analys av påverkan på individernas tillväxt genom att relatera fiskens storlek vid fångsten till dess ålder. På vissa benvävnader, t. ex. fjäll och gällock, kan man hos en del arter "tillbakaräkna" längdtillväxten varje levnadsår genom att mäta årsringarnas bredd (figur 3.5).

Tillväxten är en viktig variabel genom att den dels tillsammans med individantalet bestämmer produktionen i ett bestånd, dels indikerar individens fysiologiska status. Dessutom påverkas den starkt av temperaturen. För att på ett samlat sätt beskriva fysiologisk status studerar man hur den tillgängliga energin används för kroppstillväxt, energilagring och uppbyggnad av könsprodukter. Dessa fysiologiska funktioner är intimt förknippade med varandra. Förhållandet dem emellan brukar kallas energifördelning. Om förändringar i temperaturen påverkar tillväxten, ger detta indirekta effekter också på fortplantningen. Med stöd av forskning i främst Biotestsjön utvecklades under 1980-talet metodik för insamling och analys av material för att undersöka energifördelning. Denna metodik tillämpas nu vid effektstudier vid skogs- och metallindustri, såväl vid kusterna som i inlandsvattnen.

Vid åldersprovtagningen och vid andra studier av individer noteras längd och vikt samt könsorganens status. Honor har vanligen valts för analyserna. Genom att relatera vikten till längden kan man få ett mått, "konditionsfaktorn", som visar individens energiupplagring. Könsorganens status visar bl.a. vid vilken ålder fisken blir könsmogen och om den lekt det



Figur 3.5. Tillbakaräkning av tillväxt. Genom att mäta kroppslängd och gällockets bredd hos ett stort antal individer av olika storlek kan man för en art upprätta en matematisk funktion för relationen dem emellan och sedan, med hjälp av årsringar, beräkna fiskens längd vid en viss ålder. Även andra benvävnader än gällock, t. ex. fjäll, kan användas.

aktuella året. I vissa studier har könsorganens vikt relaterats till fiskens storlek, vilket indikerar äggantal eller hur snabbt äggen har tillväxt. När förändringar i födounderlaget misstänkts påverka fiskens tillväxt, har i några fall födovallet undersökts genom maganalyser.

Skador på könsorganen hos abborre, mört och gädda har visats i forskningsprogram vid Forsmarksverket och Oskarshamnsverket. Exponering för hög temperatur under äggens tidiga utveckling kan leda till att äggcellerna dör, vilket leder till s.k. stenrom. Kontroll av sådana effekter görs årligen vid dessa kraftverk.

Inverkan på årsklasstorlek, tillväxt och fortplantning är främst aktuell hos stationära arter, d.v.s. sådana som hela livet vistas inom ett begränsat område. Sådana arter är fåtaliga vid västkusten, men utgör ett viktigt inslag i ostkustens fiskfauna, varför analyser av de nämnda variablerna i stort sett begränsats till ostkusten.

Temperaturen har stor betydelse för produktionen av fiskyngel, inte minst genom att den styr deras tillväxthastighet och därmed överlevnad. Täthet och tillväxt hos yngel har därför ingått i såväl kontroll- som forskningsprogram. Efter att försök gjorts med ett flertal metoder för att mäta tätheten av årsyngel i östersjöskärgårdarna valde man sprängteknik, d.v.s. detonationer av små dynamitladdningar, som bedövar fisken inom begränsade ytor. Metoden har sedan dess tillämpats i den långsiktiga kontrollen av stationära fiskarter vid Oskarshamns- och Forsmarksverken samt i ett flertal undersökningar vid skogsindustrier. I intensivskedena har även strömming studerats vid dessa verk, ål vid Ringhals samt ål och plattfisk vid Barsebäck. I dessa undersökningar har man använt andra metoder.



Bild 3.13. Provfiskefångster analyseras i Biotestanläggningen i Forsmark.
Foto: A. Sevastik, Kustbild.

Vid Västkusten är förekomsten av arter med pelagiska ägg betydligt större än i Östersjön, vilket påverkat kontrollprogrammets utformning. Tyngdpunkten i undersökningarna ligger på ägg och larver vid Ringhalsverket, medan större fisk är viktigare vid de övriga verken.

En omfattande kontroll av fiskförlusterna vid Oskarshamnsverket genomfördes 1975–77, varefter programmet reducerades till stickprovskontroll av rensmassor vid O1 och O2 under april–december. Bandsilarna i ett av stråken stoppas under en tillräckligt lång period för att fisk skall samlas upp, varefter rensmassorna granskas, och fisken artbestäms och räknas. Vid O3, i vars bottenintag endast små mängder fisk kommer in, består kontrollen endast av en skyldighet för driftspersonalen att rapportera uppenbara avvikelser från normalsituationen.

I Ringhals gjordes 1975–1979 stickprovskontroller av förekomsten av fisk i rensmassorna från silstationen för de två första blocken. Transporten av fiskägg, larver och yngel in i kylsystemet följs med hjälp av håvar uppspända i intagskanalen. Ägg och larver fångas sedan 1979 i en finmaskig (0,5 mm) håv, medan yngel, bl. a. glasål, sedan 1978 fångas i en större, mer grovmaskig trål. Under 1979–80 undersöktes förekomsten av ägg och larver två till tre gånger per vecka under hela året för att beskriva säsongsvariationer. Efter dessa inledande undersökningar fastställdes provtagningsperioden för båda redskapen till två gånger per vecka i februari–april.

Vid Barsebäcksverket startade kontrollen i silstationen 1979 genom att enstaka stickprov togs. Från och med 1982 infördes daglig kontroll, då mängden fisk som silades av under en fastställd tid skattades artvis. För ål, som var den viktigaste arten, delades fångsten upp i glasål, liten gulål och större gulål.

Produktionen av sjukdomsorganismer kan gynnas av en temperaturhöjning, och deras spridning underlättas, om anlockning skapar höga fisktätheter i uppvärmt vatten. Därför har omfattande undersökningar av sjukdomar och parasiter gjorts. Parasiter studerades framför allt inom forskningsprogram, medan sjukdomar i allmänhet följts inom kontrollprogrammen. I dessa noteras fr.o.m. mitten av 1980-talet förekomsten av sjukdomssymptom hos all i provfiskena fångad fisk. Kontrollen begränsas till en granskning med blotta ögat av fiskens utsida.

Återfångster av utsatt märkt fisk ger information om individers vandringar. Särskilt intresse har ägnats ålens lekvandring förbi Simpevarp och Barsebäck; den har inom forskningsprogram även följts med ultraljudsändare ("telemetri"). Vid Forsmark har sik, strömming och gädda märkts i större omfattning, vid Simpevarp främst abborre.

3.9.2.3 Förluster av fisk i kylvattenvägarna

Fisk kan följa med vattenströmmen in i kraftverkens silstationer. Ägg och larver passerar silarna, men större individer fastnar.

Efter inledande undersökningar, som täckte hela året under 1987 och 1988, fastställdes ett långtidsprogram för silstationskontrollen i Forsmark. Kontrollen görs i silstationen för F1 och F2 under åtta veckor på våren och tolv veckor på hösten. Allt rensmaterial från bandsilarna under ett helt dygn går igenom, varvid all större fisk utsorteras. För småfisk tas stickprov. Fram till och med 2004 gjordes kontroller två gånger per vecka. Efter statistisk granskning kunde programmet reduceras till ett dygn per vecka, vilket därefter följts.

3.9.3 Övriga undersökningar

Vid sidan av fisk har i stort sett alla ekosystemets komponenter undersökts, varför ett stort antal metoder kommit till användning. I de flesta fall har det rört sig om kortvariga projekt, ofta av forskningskaraktär. Endast makrovegetation och bottenfauna har övervakats rutinmässigt, och metodiken för denna övervakning beskrivs nedan.

3.9.3.1 Makrovegetation

I likhet med kontrollen av fisk har metodiken för inventeringar av makrovegetation genomgått stora förändringar med tiden. För att beskriva utbredningen av bältesbildande alger började man använda flygfototeknik (Nyquist 1979). Kontroller med dykare eller vattenkikare gjordes för att verifiera artbestämningen. Metodiken vidareutvecklades så, att man med stereolupp kunde få tredimensionella bilder. Denna metodik tillämpades vid samtliga kärnkraftverk.

Lutherräfsa och bottenskrapa samt vattenkikare användes i de tidiga undersökningarna i Hamnefjärden och i närområdet därutån för 1966–1978 (Andersson & Karås 1979). Samma metodik användes i vegetationskarteringarna i Biotestsjön under 1980-talet (Svensson & Wigren-Svensson 1982).

När kontrollen av området utanför Hamnefjärden fortsatte inom Kalmar läns samordnade kustvattenkontroll började man tillämpa metodik som utvecklats av Stockholms Universitet för studier av fastsittande algers utbredning i djupled på fasta substrat. Med dykning följer man linjer från stranden ner till djup då algernas förekomst slutar. Denna metodik tillämpas även i den nationella miljöövervakningen. I samband med implementeringen av EU:s ytvattendirektiv har Naturvårdsverket tagit fram nya bedömningsgrunder för vattenkvalitet, baserade bl.a. på makrovegetation. Detta har inneburit, att en del av de stationer, som ingår i kustvattenkontrollen, inte kan statusbedömas då djupet inte är tillräckligt. Stationerna utanför Simpevarp klarar dock bedömningsgrundernas kriterier.

3.9.3.2 Bottenfauna

Behovet av metodikutveckling har inte varit lika stort för mjukbottenfauna som för fisk. Med några undantag har man använt gängse bottenfaunistisk teknik. Ett undantag var de första undersökningarna i Hamnefjärden, med början 1972, då man använde en särskilt framtagen rörprovtagare av plexiglas (s. k. Willnerhämtare med diameter 90 mm). Denna provtagare användes också under 1970-talet för sedimentprovtagning, t.ex. i samband med undersökningar av förorenade bottenar. Proven sållades i 0,6 mm såll. I de fortsatta långtidsprogrammen har man anpassat metodiken till nationella rekommendationer för bottenfauna-provtagning.

I Simpevarp och Forsmark har genomgående vanVeenhuggare använts för långtidsövervakning på djupa lokaler och Ekmanhuggare på grunda, d.v.s. främst Hamnefjärden och Biotestsjön. Huggytan är 0,1 m² resp. 0,025 m² med dessa redskap. Såll med maskvidd 0,6 mm har använts för prov med Ekmanhuggare och 1 mm för vanVeenprov. Provtagning på djupa lokaler i Ringhals har ända sedan de första undersökningarna 1972 gjorts med Smith-McIntyrehuggare med 0,1 m² huggyta. Såll med maskvidd 1 mm användes.

Vid kontroll av faunan på hårda bottenar i Ringhals användes dykteknik från 1975 och framåt, sedan 1986 kompletterad med filmdokumentation med hjälp av "Sjöugglan". Dykundersökningarna utfördes som inventeringar av zoner från utsläppet och utåt. Metoden ansågs lämpad för kontroll av bl.a. hummer och krabba.

3.10 Dagens kontrollprogram

Kontrollundersökningarna följer där så är tillämpligt de handböcker som tagits fram av Fiskeriverkets kustlaboratorium (Fiskeriverket Kustrapport 92:1, 92:4, 96:7). Naturvårdsverkets Handbok för Miljöövervakning skall i tillämpliga delar följas. I de fall anmärkningsvärda observationer görs i kontrollprogrammet skall kontakter tas med kraftverken för diskussioner om utökad kontroll eller andra utredningar.

3.10.1 Forsmark med Finbofjärden

Kontrollprogrammets utformning baseras på beslut i Miljödomstolen, Nacka Tingsrätt, Deldom mål M 1666-07. Som villkor om kontrollprogram beslutar domstolen, att "Effekterna på havsmiljön av bortledning och utsläpp av kylvatten till Bottenhavet ska kontrolleras genom ett särskilt recipientkontrollprogram som upprättas i samråd med Länsstyrelsen. Utsläppen från verksamheten samt effekterna av verksamheten på den yttre miljön ska kontrolleras genom ett kontrollprogram som ska lämnas in till Länsstyrelsen (tillsynsmyndigheten) senast vid den tidpunkt som Länsstyrelsen bestämmer. Effekterna på havsmiljön av kylvattenutsläppet till Bottenhavet ska utgöra en särskild del av kontrollprogrammet". Ett reviderat kontrollprogram har utarbetats i samråd med Länsstyrelsen.

Programmet består av två delar, en för Biotestsjön och en för Öregrundsgrepen med Finbofjärden som referens.

Biotestsjön

- Beståndsovervakning med nätprovfiske; kustöversiktsnät
- Kontroll av ål med ryssjeprovfiske
- Täthet av yngel och småfisk
- Kontroll av kondition och gonadskador
- Kontroll av fisksjukdomar
- Inventering av fågel
- Insamling av temperaturdata (kontinuerligt i ett fast mätsystem samt med temperatursonder)

Öregrundsgrepen

- Fiskförluster i silstationerna
- Abundans och biomassa hos makroskopisk bottenfauna
- Beståndsovervakning med nätprovfiske; kustöversiktsnät och Nordicnät
- Täthet av yngel och småfisk
- Ålder och tillväxt hos abborre
- Kontroll av fisksjukdomar

Insamling av temperaturdata (kontinuerligt registrerande temperatursonder)

Kostnad 2008: c:a 2 200 000 kronor

3.10.2 Simpevarp med Kvädöfjärden

Ett långsiktigt kontrollprogram för övervakning av biologiska effekter i Oskarshamnsverkets kylvattenrecipient fastställdes av länsstyrelsen i Kalmar i december 1990. Undersökningar av algsamhället på hårbotten och vattenkemi ingår sedan 1993 i den samordnade kustrecipientkontrollen för Kalmar län.

Programmet består av två delar, en för närområdet med Hamnefjärden och en för ytterområdet med Kvädöfjärden som referens.

Närområdet

Hamnefjärden och havsområdet inom en kilometer från den punkt där kylvattenströmmen mynnar i havet.

- Fiskförlusterna i silstationerna
- Beståndsovervakning med nätprovfiske; nätlänkar och kustöversiktsnät
- Provfiske med ålryssjor
- Ålders- och tillväxtanalyser, abborre och mört
- Täthet av yngel och småfisk
- Insamling av temperaturdata (kontinuerligt med temperatursonder)
- Kontroll av gonadskador

Ytterområde och referensområde

- Beståndsovervakning med nätprovfiske; nätlänkar
- Ålders- och tillväxtanalyser, abborre
- Täthet av yngel och småfisk
- Journalföring av yrkesfiskets fångster
- Abundans och biomassa hos makroskopisk bottenfauna
- Täckningsgrad och djuputbredning bentiska algsamhällen
- Insamling av temperaturdata (manuellt, kontinuerligt med temperatursonder)
- Siktdjupsmätningar
- Kontroll av gonadskador

Kostnad 2009: 1 500 000 kr

3.10.3 Barsebäck

I beslut från Söderbygdens Vattendomstol 2/69, 6/70 och 6/94 förordnades att Naturvårdsverket och SMHI skulle utreda inverkan på recipienten. I Vattendomstolens dom 6/94 beslöts att framtida ändringar i det av domstolen föreskrivna kontrollprogrammet om provfiske kunde beslutas av länsstyrelse och strålskyddsmyndighet. Regeringen fattade beslut om avstängning av Barsebäcksverket och reaktor B1 stoppades 1999-12-01 och B2 2005-05-31. Ny miljödom avseende avställnings- och servicedrift utfärdades av Miljödomstolen 2006-07-12. Gäller t.o.m. 2012.

Det nedan redovisade programmet beskriver verksamheten 2004–2008 samt den kontroll som återstår från och med 2009.

2004–2008

- Beståndsovervakning med ryssjeprovfiske
- Sjukdomsregistrering
- Journalföring av yrkesfiske
- Kontroll av tungmetaller i fisk
- Kontroll av ålförluster i silstationen

Kostnad 2004–2008: c:a 600 000 kr.

2009

- Kontroll av ålförluster i silstationen (denna kan inte upphävas av Länsstyrelsen då det är en villkorspunkt i domen.

3.10.4 Ringhals

Kontrollprogrammet i Ringhals har tidigare varit samordnat med kontrollen av Värö Bruk, då recipienterna sammanfaller. Detta har numera ändrats och kärnkraftverket har ett fristående kontrollprogram. Vattendom A 18/67 föreskrev kontrollen för Ringhals kärnkraftverk. Naturvårdsverket förordnades att tillsammans med SMHI utreda verkningarna i recipienten av kylvattenutsläppet. Kontrollprogrammet ingår som en del i Ringhals miljökontrollprogram som Länsstyrelsen i Hallands län godkänner.

Undersökningarna görs i närområdet till utsläppet från kraftverket med Vendelsöfjorden som referensområde, på senare år även Fjällbacka skärgård. Kontroll av ålyngelvandring i Viskan görs också som jämförelse med undersökningarna i intagskanalen.

- Trålning efter fiskägg och fisklarver i intagskanalen
- Trålning efter yngel i intagskanalen
- Beståndsovervakning med ryssjeprovfiske
- Journalföring av yrkesfiske
- Abundans och biomassa hos makroskopisk bottenfauna

Ringhals deltar i Hallands kustvattenkontroll, där SMHI utför hydrografi- och växtplanktonprovtagningar och PAG med bottenfauna (artsammansättning, miljöpåverkan i området, miljögifter etc.). Det finns en brist i programmet i och med att det inte görs någon övervakning av makrovegetation. Detta kommer därför att läggas till under 2010.

Kostnad 2008: c:a 1 500 000 kr (inkluderar även kostnaden för Hallands kontrollprogram för kustvatten).

4. Kraftverkslägena – hydrografi och ekologi

I följande kapitel redogörs för egenskaper hos växt- och djurarter i svenska vatten och ges en översikt av vattenmassornas salthalt och temperatur. Djur- och växtlivets variationer beskrivs från Bottniska vikens limniska få kallvattenarter till Skagerraks mängd av stationära och vandrande/drivande arter. Ekosystemen varierar längs den svenska kusten och därmed kylvattnets påverkan på djurliv och växter i vattnet. De fyra svenska kärnkraftslägena representerar fyra typer av områden med olika ekologiska grundförutsättningar. I kapitlet beskrivs de enskilda lägena, under rubrikerna Forsmark, Simpevarp, Barsebäck och Ringhals, deras topografi, hydrografi, biologi och fiske.

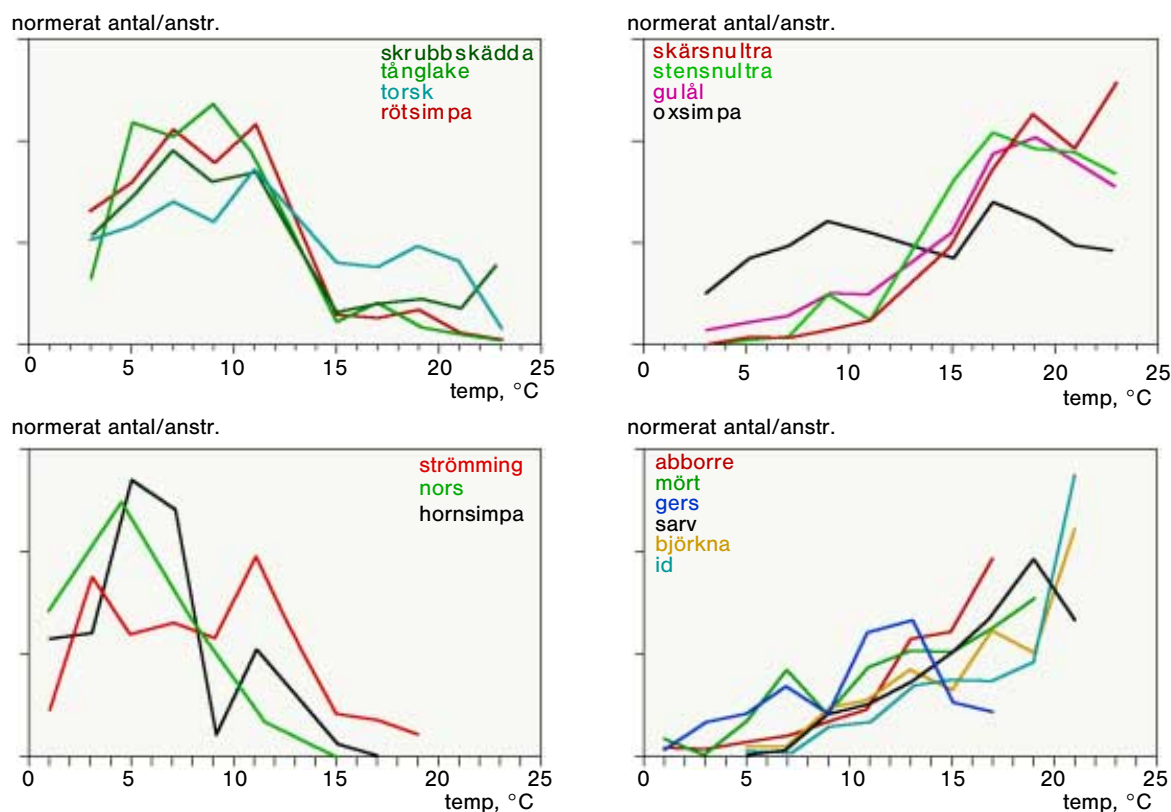
4.1 Växt- och djurarter i svenska kustvatten

Förekomsten av olika växt- och djurarter vid svenska kusten bestäms främst av salthalten och temperaturklimatet. Salthalten sjunker från norra Bohusläns oceaniska förhållanden till nära nog sötvatten i Bottenviken, och landets stora nord-sydliga utsträckning ger upphov till stora skillnader i temperatur- och isförhållanden liksom ljusklimat. Våra arter har utvecklats i oceaniska salthalter – marina arter – eller i sötvatten – limniska arter och några få i brackvatten. Organismerna har svårt att existera i salthalter alltför avvikande från dem de utvecklats i; toleransen i detta avseende varierar dock starkt mellan arter. Befruktningen och äggutvecklingen har snävare salthaltstolerans än de vuxna individerna, varför de i många fall är begränsade till en mindre del av artens utbredningsområde. Arter, som klarar ett brett spektrum av salthalter, kallas euryhalina, medan de med snäv tolerans benämns stenohalina.

Växter och ryggradslösa djur kan inte reglera sin saltkoncentration och antar alltså havsvattnets koncentration, vilket begränsar deras utbredning. Benfiskarna, till vilka alla våra vanligaste arter hör, tros ha sitt ursprung i sötvatten. Saltkoncentrationen i deras kroppsvätskor är 7–9‰. I vatten med salthalter, som avviker från denna nivå, måste fisken uträtta ett energikrävande arbete för att upprätthålla saltbalansen. De ”marina” fiskarna har anpassats till salthalter, som är högre än kroppens, varför många av dem har svårt att klara koncentrationer under dem som motsvarar kroppsvätskornas. Sötvattenfiskarna tolererar å andra sidan sällan salthalter över 12‰. En tredje grupp, till vilken hör bl.a. ål och lax, kan helt ställa om saltregleringen för funktion i såväl salt- som sötvatten. Vad gäller fåglar och däggdjur spelar salthaltsregleringen inte någon roll för utbredningen, eftersom de andas luft och deras hud är ogenomtränglig för vatten och salt.

Temperaturens betydelse ligger i att den styr ämnesomsättningens hastighet (se kap. 2). Växter och alla djur utom fåglar och däggdjur saknar förmåga att reglera kroppstemperaturen, varför de antar omgivningens temperatur. Varje art har ett specifikt temperaturintervall, ”optimumtemperaturen”, där den växer bäst. Då fisken har en stark tendens att uppsöka denna, har provfiskerna vid kraftverken kunnat användas för att, med hjälp av fångsternas fördelning över temperaturskalan, klassificera arterna i ”varm-” och ”kallvattenarter”. Deras optima ligger över 20 °C respektive under 15 °C (figur 4.1). Temperaturpreferenserna leder bl.a. till att varmvattenarterna under sommaren koncentreras i de varma ytvattnen ovanför temperatursprångskiktet, medan kallvattenarterna uppehåller sig djupare (Neuman 1974 och 1982). Unga fiskar har generellt sett högre optimumtemperatur än de äldre, vilket leder till att även ynglen av flertalet kallvattenarter tillbringar den första sommaren inne på grunt vatten.

Arterna kan alltså indelas i marina och limniska samt varm- och kallvattenarter. En annan ekologiskt väsentlig indelning avser deras habitatval: botten eller det fria vattnet, pelagialen. Många arter kan växla dem emellan under olika livsstadier eller årstider. Med ”botten” avses i sedimenten, på botten och, när det gäller fisk, strax ovanför botten.



Figur 4.1. Vanliga fiskar klassificerade som kall- eller varmvattenarter efter provfiskefångsters fördelning över temperaturskalan. Fångsterna är normerade med hänsyn till fiskeansträngningen, d. v. s. antalet redskap och fisketidens längd. Kallvattenarterna vid västkusten samt varmvattenarterna ål och oxsimpa är vanliga även vid ostkusten. Oxsimpa och gers visar ingen tydlig temperaturpreferens. Efter Neuman (1979,1982, 1988).

Övre figurerna: västkustens kall- resp. varmvattenarter
 Nedre figurerna: ostkustens kall- resp. varmvattenarter

För fiskar måste introduceras ytterligare en indelningsgrund, baserad på fortplantningsstrategin: stationära och vandrande arter. De stationära fiskarnas hela livscykel utspelas inom ett begränsat kustområde, medan de vandrande bara uppehåller sig där under en del av den samma eller under en del av året. Många arter, bl.a. den viktiga sillen, leker och lever sin första tid vid kusten men tillbringar i övrigt mesta tiden till havs. Andra arter leker och tillbringar sin första tid i andra miljöer, varefter de helt eller delvis lever vid kusten. Så leker t.ex. öringen i vattendrag och torsken i öppet hav i Östersjön och Kattegatt.

Den art som p.g.a. sin stora ekonomiska betydelse har ägnats störst intresse i de svenska kylvattenundersökningarna, ålen, är en varmvattenfisk men i övrigt svår att kategorisera. Den leker i Sargassohavet en enda gång i livet. De unga ålarna driver till Europa med Golfströmmen och genomgår under den några år långa transporten flera utvecklingsstadier. När den som genomskeinlig "glasål" når kusten, pigmenterar den och blir en bottenlevande "gulål". Även om glasål också kan driva in i Östersjön, bottenfäller större delen av västkustens och östersjöområdet ål i Västerhavet. Därifrån sprider den sig till andra kuster och till inlandsvatten. Efter flera år, i Östersjön ofta ett tjugotal, blir den könsmogen, omvandlas till "blankål" eller "vandringål" och vandrar tillbaka mot Sargassohavet. Sedan 1960-talet har glasålsinvandringen till Europas kuster stadigt minskat, och arten klassificeras idag som hotad.



Bild 4.1. Provfiskefångst i Simpevarp. Fångsten domineras av varmvattenarterna björkna och mört. Foto genom Kustlaboratoriet.

4.2 Svenska kustens ekologi

4.2.1 Hydrografi

Östersjön (Fonselius 1995) är ett innanhav med mycket trång och grund (18 m) öppning till världshaven. Dess nordligaste del, Bottniska viken (Bottenviken, Kvarken, Bottenhavet och Ålands hav), har ett övre maximalt 50 till 60 m tjockt ytlager med en salthalt som varierar från 2–3‰ i norr till 5–6‰ i söder. Bottniska vikens djupvatten, där sådant förekommer, har salthalten 7–8‰. Temperaturen i de övre delarna av ytlagret varierar mellan cirka 0 °C på vintern och upp till 18 °C på sommaren. I skärgårdsområden förekommer lokalt högre temperaturer.

I Egentliga Östersjön finns ett ytvattenlager, 50–80 m tjockt, med en salthalt på endast 7–8 ‰, som ligger över ett djupvatten med salthalten 10–12‰. På våren och sommaren finns ett några tiotal meter tjockt ytvattenlager med högre temperatur än vattnet på 40–50 meters djup. Under året varierar temperaturen i det översta tiotalet metrarna mellan strax under 0 och upp till 20 °C, lokalt högre i skärgårdsområden. Temperaturen på 40 till 50 meters djup ligger omkring 2–3 °C även på sommaren. På större djup är temperaturen 4–5 °C året om.

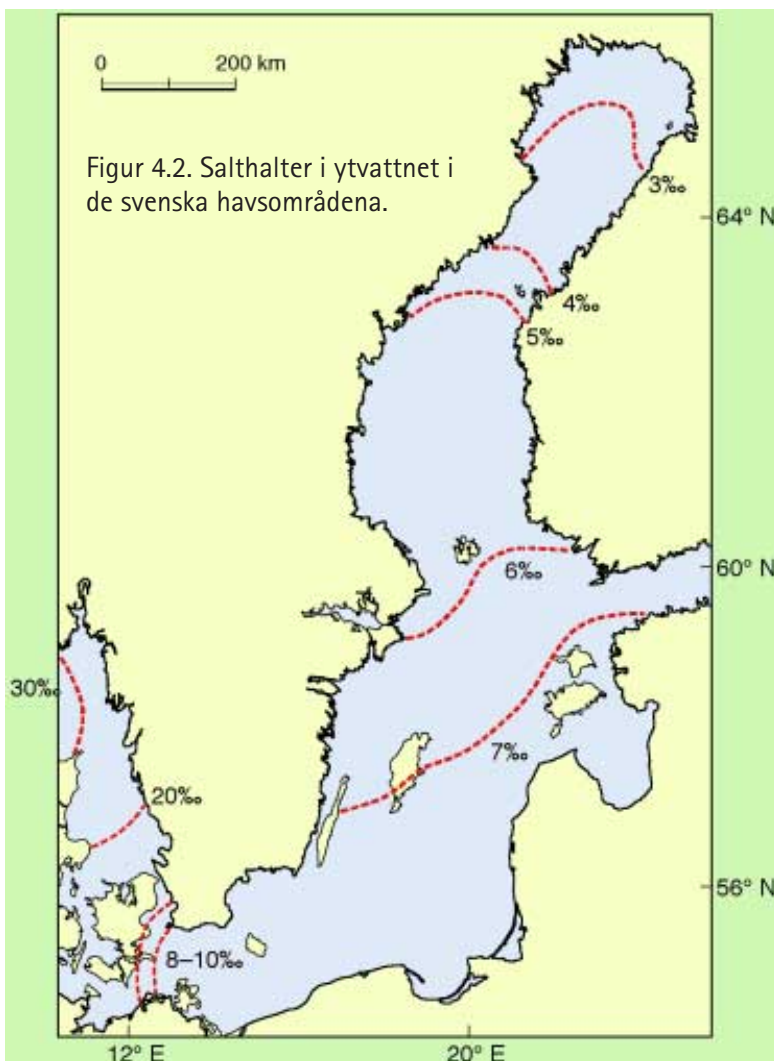
Kattegatt är en vik av världshavet med salthalten upp mot 35‰ i de djupare delarna. Vid ytan präglas salthalten i Kattegatt av avrinningen från Östersjön, som medför salthalter varierande mellan 20 och 30‰, ibland ner till 15‰. Temperaturen i ytvattnet följer årstiden och varierar mellan någon minusgrad i mars till sommartemperaturer upp till 22 °C i augusti. I Skagerack utanför Bohuskusten är salthalterna högre än i Kattegatt. Temperaturförhållandena är ungefär desamma.

I Öresund, som påverkas både av Kattegatt och Östersjön, varierar temperatur och salthalt med strömmens riktning och läget i sundet. Strömmen kan vara kraftig och ändra riktning ofta. Ena dagen kan man vid ett plats längs svenska kusten ha Östersjövatten med salthalten 8‰, nästa dag kan samma ställe påverkas av ytvatten från Kattegatt, och då har salthalten stigit till 15 till 30‰. Längre perioder med lite stabilare strömriktning och till exempel östersjövatten i sundet är också vanliga. Det typiska temperaturintervallet ligger mellan -1 och +22 °C. I Öresunds djupare delar förekommer både yt- och bottenvatten från Kattegatt.

I samband med uppvärmningen under våren värms kustnära, grunda områden mera av solinstrålningen än djupare partier. Detta leder till horisontella temperaturdifferenser som kan uppgå till flera grader. Även vinden kan i Östersjön och Bottenhavet orsaka horisontella temperaturdifferenser på flera grader genom s.k. uppvällning. Det innebär att varmt yt-vatten förs ut från land av vinden och ersätts med kallt djupvatten.

Allt havsvatten transporteras med strömmar. Vanligen är havsströmmarna starkast i de övre lagren av vattenmassan. Strömmarna drivs av vindar, vattenståndsskillnader, densitetsskillnader och tidvattenvågor. De är starkast på Västkusten och i Öresund, där hastigheten ibland kan uppgå till 1–2 m/s.

Vattennivån (vattenståndet) längs svenska kusten kan variera inom gränserna -1,4 m till + 1,8 m relativt medelvattenståndet. Intervallet är olika vid olika kuststräckor och vid



västkusten och i Öresund c:a -1,2 m till +1,6 m. I Kalmarsund vid Simpevarp är intervallet mindre, -0,8 m till +1,0 m, och det ökar sedan något mot norra Östersjön. Vid Forsmark har man ett intervall mellan -0,8 m och +1,5 m. Därefter sker en ökning av intervallet norrut, mot ett maximalt spann på -1,40 m till +1,80 m utanför norra Norrlandskusten. Vattenståndet påverkas av lufttryck, vind och storskaliga vågrörelser som till exempel tidvatten.

Under en normal vinter är hela Bottenhavet, Ålands hav, Finska viken och nordligaste Östersjön täckta av is. Likaså täcker isen Östersjöns skärgårdar, Kalmarsund och Bohusskärgården. Under svåra isvintrar kan isen lägga sig också i Kattegatt, Öresund och i kustområdena i Östersjön. Den största isutbredningen har vi i månadsskiftet februari-mars, då ytvattnet har kylts maximalt. Isen smälter på våren genom den ökande solinstrålningen och högre lufttemperatur. På Västkusten kan emellertid istäcket vid sällsynta tillfällen smälta underifrån även om det i luften är åtskilliga minusgrader. Det sker genom att varmt och salt djupvatten kommer i kontakt med isen,

4.2.2 Biologi

I Bottenviken med dess starkt utsötade, kalla och näringsfattiga vatten dominerar limniska kallvattenarter; Norra Kvarnen utgör nordgräns för många marina organismer. De många ljustimmarna under produktionssäsongen gynnar dock vissa varmvattenarters tillväxt, och relativt rika förekomster av bl.a. fisk förekommer i skyddade områden. På grunda botten är övervikten för limniska arter stark, medan de djupa domineras av några få marina botten- och fiskarter med vanligen låga biomassor.

Såväl växt- som djurplanktonsamhällena utgörs till största delen av sötvattenarter. En stor del av växtplanktonbiomassan består av kiselalger och ciliater. Till skillnad från övriga delar av östersjösystemet saknas i regel vårblooming; produktionstoppen ligger i stället under sommaren. Bland djurplankton dominerar den storvuxna kallvattenarten *Limnocalanus grimaldi* samt mer varmvattenkrävande hoppkräfter och hinnkräfter. Pelagialens fiskfauna utgörs av den limniska siklöjan och den marina strömmingen.

I Bottenhavet och Egentliga Östersjön gör de små salthaltsskillnaderna ovanför salthaltssprångskiktet att artsammansättningen förändras mycket långsamt i nord-sydlig riktning. De aktuella ytvattensalthalterna om 5–8‰ tolereras av många limniska arter, bl. a. de flesta av våra sötvattenfiskar. Antalet marina, euryhalina arter är däremot förhållandevis lågt, men de förekommer ofta i höga tätheter. Inom ett visst kustavsnitt varierar tätheten av både limniska och marina arter starkt mellan olika miljöer och även årstider. Generellt kan sägas att det marina inslaget trots obetydliga eller obefintliga salthaltsdifferenser ökar med djupet (Remane 1955) och med avståndet från land; särskilt gäller detta organismer, som lever på eller nära botten.

I från öppna havet skyddade, grunda miljöer har ekosystemet en övervägande limnisk karaktär med en dominans för varmvattenarter. Dessa miljöer är likartade i Bottenhavet och Östersjön, eftersom de små salthaltsskillnaderna föga påverkar limniska arter. På exponerade grunda och på djupa botten dominerar däremot oftast kallvattenarter, och det marina inslaget är starkare. Artsammansättningen i dessa miljöer ändras mera i nord-sydlig riktning än i de skyddade p.g.a. att de aktuella salthalterna ligger nära kritiska gränser för flera marina arter. Vissa saknas i Bottenhavet och norra Östersjön och andra förekommer inte på lika grunt vatten som i söder. Under den varma årstiden vandrar en stor del av bestånden av varmvattenfiskar ut i dessa miljöer, när de följer temperatur-språngskiktet utåt och neråt. Det fungerar som en gräns mot kallvattenfiskarna; när det försvinner under hösten blandas grupperna.

Planktonsamhällena består av en blandning av marina och limniska arter; rena brackvattenarter är sällsynta. Produktionen av växtplankton domineras av kallvattenarter, främst kiselalger. Ciliater, dinoflagellater, grönalger och cyanobakterier är också vanliga. I det fria vattnet är skillnaderna inte så skarpa mellan skyddade och exponerade områden, varför utsjöarter dominerar bland djurplankton även på grunt vatten. I riktigt skyddade och utsötade miljöer kan dock typiska insjöplankton vara vanliga. Flertalet djurplankton är varmvattenarter, och lever främst ovanför termoklinen. Vad gäller fisk domineras pelagialen helt av vandrande kallvattenarter, vilket innebär att de fria ytvattnen är relativt fisktomma sommartid.

I Öresund är salthalterna i ytvattnet oftast inte mycket högre än i Östersjön, men nivån är kritisk för flertalet sötvattenarter, och ibland förekommer mycket höga saliniteter, som slår ut samtliga. Salthalten är fortfarande för låg för flertalet marina organismer, varför de grunda vattnens flora och fauna domineras av ett fåtal marina euryhalina arter, i huvudsak samma som förekommer i Östersjön.

I Kattegatts och Skageracks salta men fortfarande något bräckta vatten finns limniska arter endast i vattendragens mynnningar. Artantalet är betydligt högre än i Öresund i alla miljöer, särskilt i norra Skagerack. Det stora flertalet bottenlevande fiskar är vandrande kallvattenarter. Många av dem förekommer på grunt vatten främst i unga stadier. Här finns också de få stationära arterna, bland dem några varmvattenarter. Även i pelagialen dominerar vandrande kallvattenfiskar, men till skillnad från i Östersjön förekommer där även varmvattenarter.

I Västerhavet domineras växtplanktonsamhället av framförallt kiselalger och dinoflagellater. Skillnaderna mellan kust och utsjö är förhållandevis små. Det finns betydligt fler djurplanktonarter än i Östersjön. Flertalet är varmvattenarter och lever främst ovanför termoklinen. Inslaget av larver av bottendjur är betydande, och här finns också flera arter maneter. En annan väsentlig skillnad från Östersjöns kustvatten är att salthalten är tillräckligt hög för att fiskägg skall flyta, vilket gör fortplantning möjlig för de många arter som har sådana ägg. Ägg och fisklarver är därför ett viktigt inslag i pelagialen.

4.3 Kraftstationslägenas ekologiska förhållanden.

Beskrivningarna avser förhållandena före kraftverkens start, d.v.s. huvudsakligen 1970-talet. Som underlag används beträffande växt- och djursamhällen dels resultat från basundersökningar, dels information från referenslokaler under de första driftåren.

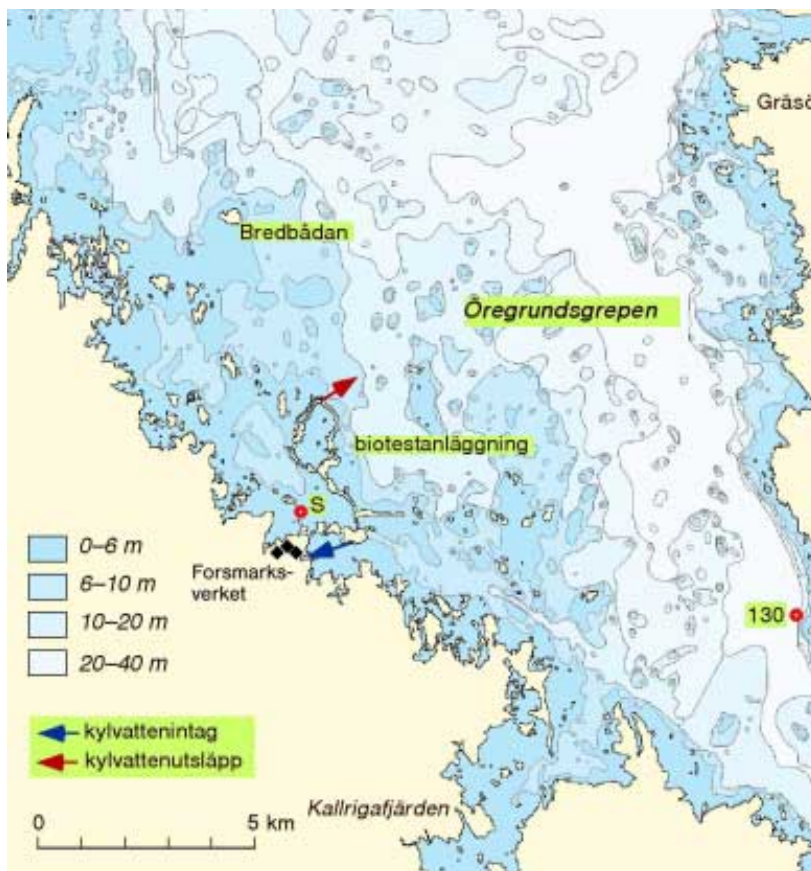
I många fall är beskrivningarna giltiga även idag, men det har förekommit ibland mycket dramatiska förändringar sedan 1970-talet. I Östersjön har vi t.ex. torskens snabba uppgång och fall och den kraftiga tillbakagång, som drabbat karaktärsarten vitmärle över mycket stora bottenområden. Nya arter har också tillkommit, t.ex. havsborstmasken *Marenzelleria viridis*.

Forsmark representerar ett grunt typområde, som inte är skiktat, eftersom det ringa djupet gör att vattnet lätt blandas från ytan till botten. I det andra typområdet, representerat av Simpevarp, är vattnet endast svagt densitetsskiktat på grund av naturliga temperaturgradienter. Området är djupt och öppet. Det tredje typområdet, Barsebäck, präglas helt av stark kustparallell ström. I Ringhals, det fjärde typområdet, är vattnet densitetsskiktat på grund av varierande salthalt och naturlig, vertikal temperaturvariation. Typområdet är djupt och öppet.

En typindelning av samtliga svenska kustvatten baserad på läge, djup, vattenomsättnings-tid, etc. gjordes 2006 föranledd av att Ramdirektivet för Vatten började tillämpas (Natur-vårdsverket 2006). En jämförelse med denna visar att de fyra typområden för kylvattenutsläpp, som här beskrivits, täcker in förhållandena i de flesta av de svenska kustvattnen. De som hamnar utanför är ett antal inre kust- och skärgårdsområden, som aldrig har varit eller väntas bli aktuella för stora kylvattenutsläpp från kärnkraftverk. Som exempel på typindelningen kan nämnas "Norra Bottenhavet, Höga kustens yttre kustvatten": öppet läge, öar, vanligen djupare än 30 meter, delvis skiktat. Dessa förhållanden liknar dem i det andra typområdet, som representeras av Simpevarp, och många resultat bör kunna överföras från det området om ett kylvattenutsläpp hypotetiskt skulle förläggas till Höga kustens yttre kustvatten.

4.3.1 Forsmark

Forsmarks kärnkraftverk är beläget på Igelgrundet vid västra stranden av Öregrundsgrepen och c:a 17 km NV om Öregrund (se figur 4:3). Öregrundsgrepen utgör en vik av Bottenhavet och begränsas i väster och söder av fastlandet och i öster av Gräsö och Örskär. I norr och nordväst övergår Öregrundsgrepen i öppna havet och djupet varierar här mellan 30 och 50 m. I sydost, i höjd med Öregrund, finns en trång förbindelse med Ålands hav via ett skärgårds-område. Djupet uppgår här som mest till c:a 35 m och tröskeldjupet söder om Öregrund ligger på c:a 15 m. Öregrundsgrepens östra del domineras av en djupränna med djup lokalt på upp till 50 m, medan den västra delen av Grepen består av ett grundområde med ett flertal mindre öar, där djupet varierar mellan 0 och 10 m. De centrala delarna har relativt jämn botten med ett vattendjup på 10–20 m. Öregrundsgrepens medeldjup är c:a 13 m och dess yta är c:a 250 km².



Figur 4.3. Öregrundsgrepen och Forsmarks kärnkraftverk.
(Sjöfartsverkets K-Bas.)

Två mindre vattendrag, Olandsån och Forsmarksån, mynnar i Kallrigafjärden i sydvästra delen av Öregrundsgrepen. De båda åarna har endast lokal inverkan på de hydrografiska förhållandena i Kallrigafjärden och dess mynningsområde.

Utanför Forsmark, som tjänar som exempel på grunt område utan densitetsskiktning, är salthalten omkring 5‰. Temperaturen varierar normalt mellan 0 och 18 °C, lokalt högre nära land. Maximala naturliga temperaturer är c:a 23 °C. Öregrundsgrepen är ett uppvällningsområde, vilket sommartid kan innebära att vid vindar från sydliga riktningar det varma ytskiktet transporteras ut i Bottenhavet och kallare djupvatten når upp i ytan. Härigenom kan ytvattnets temperatur snabbt sänkas flera grader. Strömmarna i området är svaga och vanligen mindre än 0,1 m/s. Fast is förekommer varje år.

Kylvattnet från reaktor F1 och F2 i kärnkraftverket leds via en tunnel till den så kallade Biotestsjön, en grund konstgjord sjö begränsad av naturliga öar och anlagda vallar (figur 4:4). Utloppet ligger i norra delen av sjön riktat mot nordost. Det finns också ett reservutskov från tunnelmynningen riktat mot nordväst. Kylvattnet från reaktor F3 leds ut via en separat kanal norr om Biotestsjön med mynning bredvid och norr om utloppet från reaktorerna F1 och F2.

Intaget av kylvatten sker via en kanal söder om kraftverket (se figur 4.4 och bild 1.4). Kylvattenmängderna vid de olika reaktorerna vid Forsmarksverket är för F1 och F2 43 m³/s vardera och för F3 49 m³/s.

Basundersökningar inför kommande drift genomfördes i början på 1970-talet (Grimås & Neuman 1971). Undersökningarna omfattade metaller och bakgrundsaktivitet, växt- och djurplankton samt fisk.



Figur 4.4. Öregrundsgrepen vid Forsmarksverket och Biotestsjön. Kraftstationens intag och utsläpp för kylvatten är markerade. (Sjöfartsverkets K-Bas.)



Bild4.2. Biotestsjön vid Forsmark med utlopp av kylvatten från F1 och F2 samt till höger därom kylvattenkanalen från F3. Foto genom Forsmarks Kraftgrup AB.

I skärgården nordväst om Biotestsjön, som kan påverkas vid utsläpp genom reservutskovet, finns grunda områden, som är skyddade från direkt påverkan av öppet hav. Här dominerar limniska arter. Där bottenarna är mjuka består den fastsittande vegetationen till stor del av kransalger, natearter, slingearter, havsnajas, hårsärv och på vissa ställen bladvass. Bottenfaunan på grunda bottenar i skärgården domineras av märkräfter och några arter snäckor. Insektslarver, t.ex. fjädermyggor, kan också vara vanliga. Fisksamhället domineras av ett fåtal bottenlevande, stationära varmvattenarter. Abborre och mört är vanligast och kunde utgöra över 80% av provfiskefångsterna (Neuman 1982). Dessa leker och lever som yngel helt i dessa miljöer. Även Biotestsjön fick i huvudsak denna karaktär i och med att det tidigare exponerade området vallades in.

De mot öppet hav exponerade bottenarna i Öregrundsgrepen är i stor utsträckning hårda och täcks nära ytan främst av grönslick och från några meters djup av tång (blåstång och smaltång) och djupare ner av rödalger. Blåmusslor och märkräfter är vanliga i tångbältena, medan de djupa mjukbottenarna domineras av vitmärla och östersjömussla (Mo & Smith 1988). De marina kallvattenarterna hornsimpa, tånglake och torsk stod för de största fiskbiomassorna, men sötvattenfisken sik var också viktig. Under främst den varma årstiden och hösten uppträdde även de limniska varmvattenarterna här.

Växtplanktonsamhället studerades vid två tillfällen (Wallström 1977, Lindahl & Wallström 1980). Kiselalger och dinoflagellater dominerar under den kalla årstiden med en tydlig vårtopp. Under sommar och höst består samhället främst av blågrönalger och små monader. Kvävefixerande arter förekom bara i små mängder. Primärproduktionen var högst under

vårtoppen, men det förekom också svaga hösttoppar för både klorofyll och primärproduktion. Öregrundsgrepen kan karaktäriseras som ett jämförelsevis näringsfattigt och lågproduktivt område, utan tecken på övergödningseffekter.

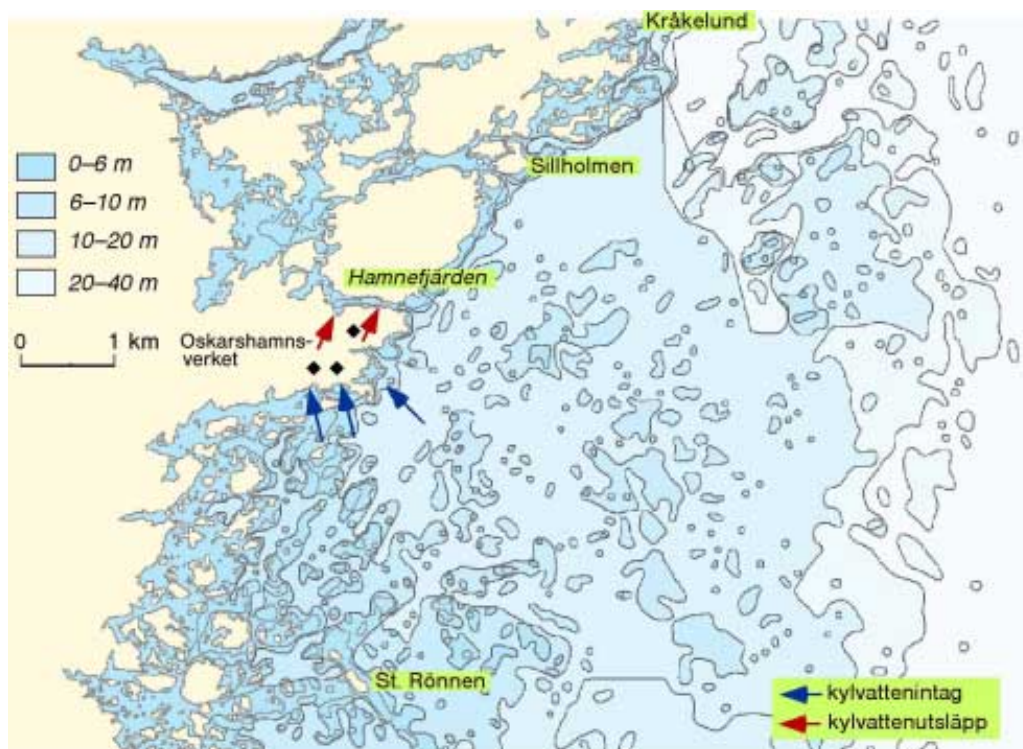
Djurplanktonsamhället domineras av hoppkräftor av släktena *Acartia* (marina arter) och *Eurytemora* (limniska arter), d. v. s. släkten som är rikligt förekommande i hela Bottenhavet. Hinnkräftor, hjuldjur och larvstadier av östersjömussla är också vanliga (Eriksson m. fl. 1977). Dessa arter lever främst i det varma ytvattnet under sommaren. Under termoklinen är samhället artfattigt med endast en vanlig hoppkräftart. Här finns även kammaneter samt larver av havsborstmask. Den klart dominerande pelagiska fisken är strömming, men den limniska kallvattenarten nors är också vanlig. Strömmingen leker inomskärs och i havsbandet, bl.a. vid Biotestanläggningen, under tidig vår och försommar.

Fram till början av sjuttioalet fiskades strömming med flyttrål i Öregrundsgrepen, men i övrigt har fisket varit av tämligen ringa omfattning. I närheten av kylvattenutsläppet fiskades strömming med skötar och storryssa, och i skärgården norr därom gädda, abborre och gulål med bl.a. nät och småryssjor. Något riktat fiske efter blankål förekom inte.

4.3.2 Simpevarp

Oskarshamns kärnkraftverk är lokaliserat till Simpevarp c:a 20 km NNO om Oskarshamn (se figur 4:5). Simpevarp ligger på en relativt öppen sträcka av Smålandskusten vid Kalmarsunds norra inlopp. Kraftverket är placerat vid övergången mellan den för norra Östersjön typiska klippskärgården och södra Smålands och Blekinges grunda och låga moränkust.

Sydväst om kraftverksläget vidtar ett grunt och mycket örikt skärgårdsparti. Även utanför detta är havet relativt grunt, 2 till 8 m djupt. Utanför Simpevarp varierar djupen typiskt mellan 3 och 20 m. Här finns djuphålur omväxlande med grundare partier. Mot nordost



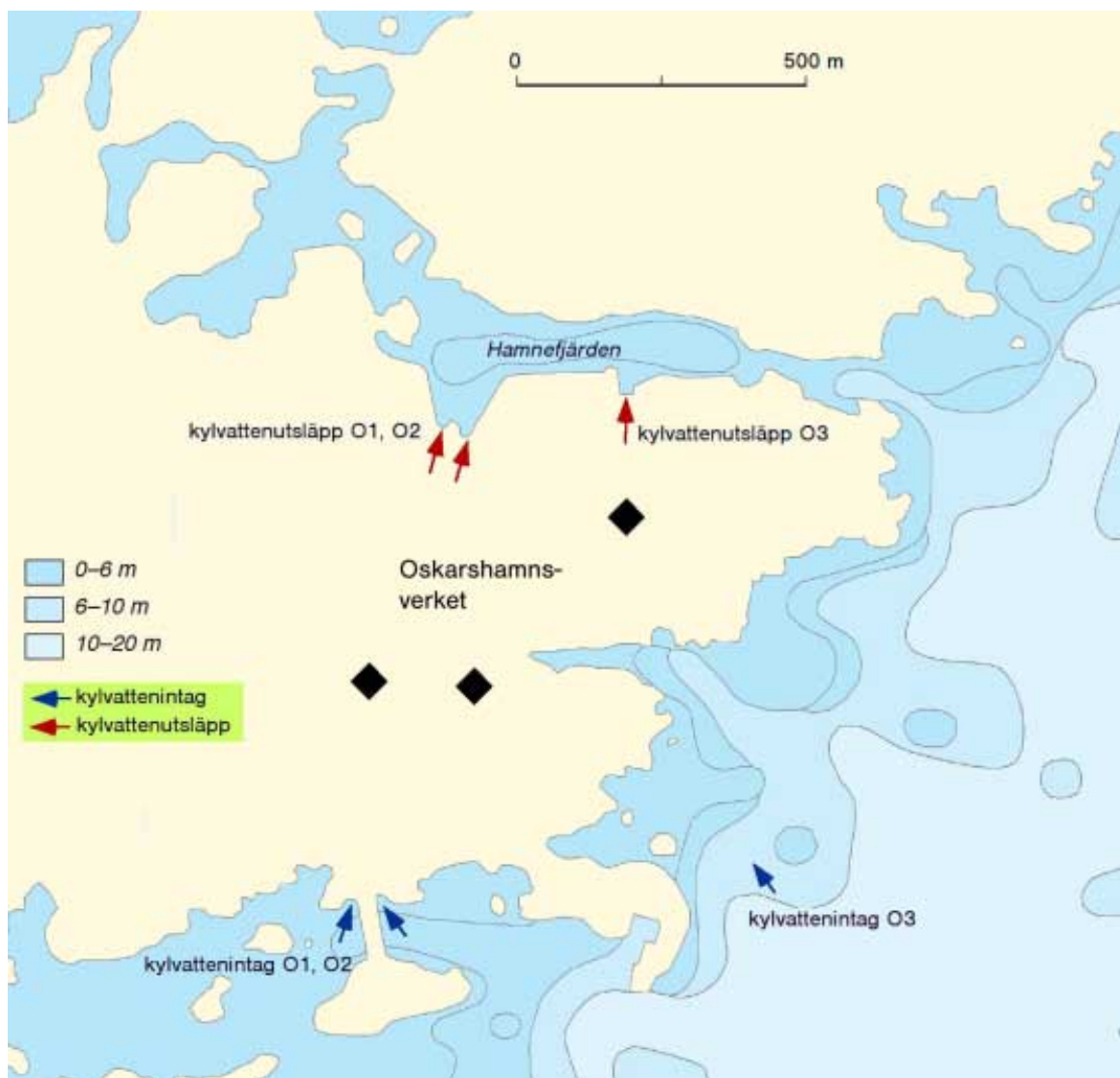
Figur 4.5. Kuststräckan utanför Oskarshamnsverket. (Sjöfartsverkets K-Bas.)

övergår den öppna kusten efterhand i Kråkelundsarkipelagen med ett stort antal öar och grunda partier som är genomskurna av djupare sund. Utanför Långö och Kråkelund övergår djupen till att variera mellan 10 och 25 m bortsett från några mindre, grundare partier.

Havsområdet utanför Simpevarp, där salthalten är 7–8‰, tjänar som exempel på svagt densitetsskiktat djupt område. Den naturliga temperaturen ligger i intervallet 0 till +20 °C, ibland högre i inre skärgårdsområden. Högsta naturliga ytvattentemperatur är c:a +24 °C. Här kan de tidigare beskrivna uppvällningarna (kapitel 4.2) med stora naturliga temperaturförändringar som följd förekomma.

Kustparallella strömmar är vanligast, men situationer med transporter från eller mot kusten förekommer också. Strömmarna är vanligen vinddrivna men ibland även orsakade av vattenståndsskillnader mellan Kalmarsunds ändar. Typiska strömhastigheter är 0,1–0,2 m/s. Fast is förekommer vissa år.

Kylvattnet från Oskarshamnsverket släpps ut i en liten vik, Hamnefjärden (figur 4:6). Dess yta är 0,1 km², och den är till största delen 2–5 m djup, som mest drygt 7 m. Den mynnar



Figur 4.6. Intag och utsläpp för kylvatten vid Oskarshamnsverket. (Sjöfartsverkets K-Bas.)



Bild 4.3. Del av Hamnefjärden vid Simpevarp.
Foto genom Kustlaboratoriet.

på en öppen kust genom ett sund, Hamnehålet, som ursprungligen var 30 m brett och hade ett tröskeldjup om 3 m. Sundet breddades 1981 och är nu 50 m brett och 5 m djupt. Liknande vikar finns norr om Hamnefjärden, och 1,5 km söderut börjar en grund, tät men smal skärgård.

Kylvattenintaget för O1 och O2, sammanlagt 55 m³/s, görs som ytintag vid den södra skärgårdens nordgräns. För O3 tas 60 m³/s in genom ett djupintag i öppna havet söder om Hamnehålet (se figur 4:6).

I grunda områden skyddade från direkt påverkan av öppet hav dominerar bottenlevande limniska varmvattenarter. Den fastsittande vegetationen består till stor del av axslinga och natearter samt på vissa ställen kransalger och bladvass. Bland bottendjuren är östersjömussla, snäckor, havsborstmaskar, märlkräftor och i skyddade miljöer larver av fjädermyggor vanliga (Willner 1979). Fisksamhället domineras av bottenlevande, stationära varmvattenarter: abborre, mört och björkna (Neuman 1974). Dessa leker och lever som yngel helt i dessa miljöer. Hamnefjärden var innan kraftverket togs i drift viktig som lek- och uppväxtområde för främst abborre och mört men troligen även för den limniska kallvattenarten lake.

De mot öppet hav exponerade bottenarna täcks till stor del av blåstång och djupare ner av rödalger. Blåmusslan är vanlig i tångbältena och, tillsammans med östersjömussla, vitmärla och havsborstmaskar även på mjukbottenarna (Grimås 1980). Marina kallvattenarter, främst torsk, skrubbskädda och rötsimpa stod för de största fiskbiomassorna (Neuman 1974); hornsimpa förekommer inte så långt söderut, och sik var inte vanlig utanför den öppna kusten. Under främst den varma årstiden och hösten uppträder även de limniska varmvattenarterna här men i stort sett endast inom några hundra meter från land.

Växtplanktonsamhället bestod av kiselalger under den tidiga våren, följt av dinoflagellater och en ökad andel blågrönalger och små monader under sommaren efter vårbloomingen. En hösttopp bestående av kiselalger förekom normalt. Djurplanktonsamhället hade stora likheter med det som förekommer i Öregrundsgrepen. I prov som samlades in i mitten av 1970-talet dominerade hoppkräftor av släktena *Acartia*, *Eurytemora*, *Temora* och *Pseudocalanus*. Hinnkräftor och i synnerhet hjuldjur var också vanliga. Den enda pelagiska fisk, som förekom i nämnvärd omfattning, var strömming. Den uppträdde i störst koncentrationer under tidig vår och försommar i samband med leken, vilken bl.a. skedde utanför Hamnehålet.

Vid tiden för kraftverkets start förekom ett omfattande fiske efter blankål utmed den öppna kusten (Thoresson & Neuman 1979). Det utövades med stora finmaskiga ryssjor, som täcker hela vattendjupet, s.k. ålflytgarn. Visst nätfiske efter strömming, skrubbskädda och torsk ägde även rum där, medan gulål, gädda, abborre, sik och lake fångades inomskärs med främst småryssjor och nät.

4.3.3 Barsebäck

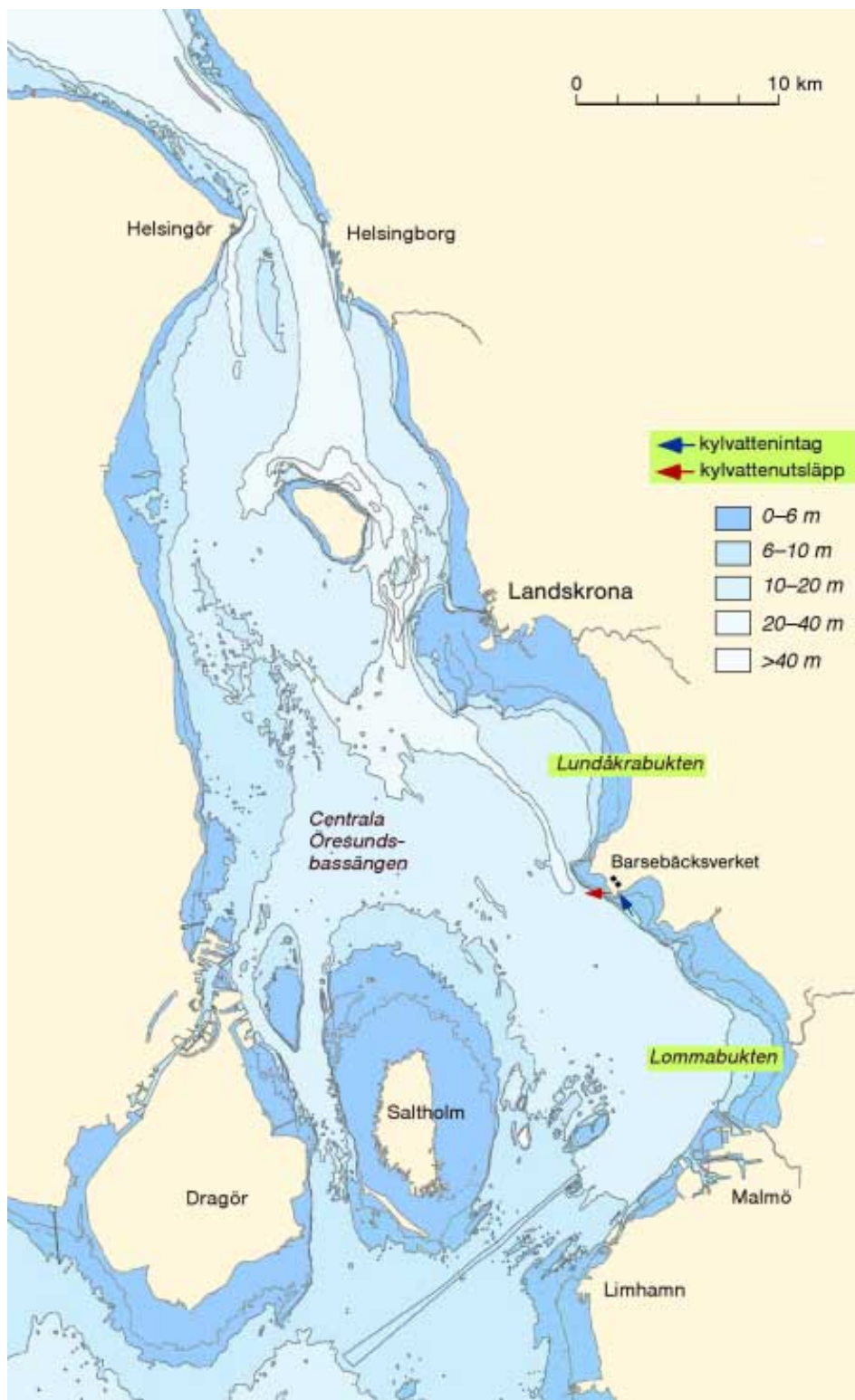
Öresund utgör tillsammans med Bälthavet ett tröskelområde mellan Östersjön och Västerhavet och är därmed ett av Östersjöns utlopp i Västerhavet. Den centrala Öresundsbassängen (se figur 4:7) omfattar vattenområdet mellan Helsingborg–Helsingör i norr och till Limhamn–Dragör i söder.

Barsebäck ligger på den låga kuststräckan mellan Landskrona och Malmö. I likhet med Öresunds övriga kuster är den kring Barsebäck långgrund och saknar öar (figur 4:7). Barsebäckverket är beläget på den halvö, som i söder begränsas av Lommabukten och Saltviken samt i norr av Lundåkrabukten. Saltviken, en 1,8 km lång vik med en 2,4 km bred mynning, består i sina innersta delar av en grund zon, där vattendjupet ej överstiger 3 m. Söder om Saltviken utbreder sig Lommabukten, som i den norra delen kännetecknas av ett vidsträckt grundområde. De båda buktena skiljs åt av den halvö där Vikhögs fiskeläge är beläget. Utanför kraftverket finns ett c:a 1 km² stort grundområde som i väster begränsas av Kulornas rev och i norr av Barsebäckshamn.

Norr om Barsebäckshamn utbreder sig Lundåkrabukten, vars morfometriska utseende bäst beskrivs genom indelning av bukten i tre områden. Det första området omfattar de mycket grunda norra och östra delarna av bukten, där vattendjupet sällan överstiger en meter. Det grunda området täcker en stor del av buktens totala yta. I de centrala och södra delarna av bukten dominerar ett område med djup mellan 10 och 20 m. Mellan det grunda och det



Bild 4.4. Barsebäckskraftverkets kylvattenutsläpp. Foto: S. Lindahl.



Figur 4.7. Öresunds bottenpografi. (Sjöfartsverkets K-Bas.)

djupa området finns en övergångszon, där botten stupar brant. Denna zon är smal i de södra och centrala delarna av Lundåkrabukten, men vidgar sig längre norrut.

Barsebäcksverket är placerat vid ett starkt strömmande vatten. Strömmen gör att salthalten varierar mellan oceanisk nivå, 30–34‰, och Östersjöns 10–14‰. Den naturliga temperaturen varierar mellan cirka -1 och +22 °C, maximalt c:a +25 °C. Fast is förekommer mycket sällan i området. Strömmen är vanligen kustparallell med typiska hastigheter på c:a 0,5 m/s. De extrema hastigheterna ligger upp mot 2 m/s. Bottnarna i områden med stark ström består av renspolad klippbotten eller sand-/grusbotten.

Kylvattnet från Barsebäcksverket leddes västerut mot öppna Öresund i en muddrad, c:a 100 m lång kanal. Denna gick från kajkanten vid verket ut till cirka 2 meters djup. Kylvattnet, 25 m³/s för vardera reaktorerna B1 och B2, togs in via en annan kanal från kraftverkets egen hamn i Saltviken. (figur 4:8).

I Öresunds grunda områden är mjukbottnar svagt representerade. Inventeringar av vattenvegetationen saknas innan kraftverket togs i drift. När studier gjordes under 1970-talet utanför påverkansområdet dominerades vegetationen på bottnarna av ålgräs, nate/nating, havssallad, gaffeltång samt fintrådiga grön- och rödalger. Blåstång var däremot mindre vanlig (Stjernquist 1981).

Sydälänens kustundersökningar genomförde omfattande undersökningar av bottenfauna i Öresund under 1970-talet, med början 1972 och 1973 (Ljungberg & Smith 1981). Bland djur som lever på och nära bottnarna, var kräftdjuret *Diastylis rathkei* en av dominanterna. Snäckor, havsbortsmaskar, havstulpaner och blåmussla var också vanliga. På djupare lokaler tillkom ormstjärnor. Faunan på grunda bottnar hade också ett starkt inslag av rörliga och ofta relativt storvuxna arter, s.k. mobil epifauna, som främst består av frisimmande kräftdjur och småvuxna fiskar

Antalet storvuxna fiskarter är lågt på de grunda bottnarna (Neuman 1981). Viktmässigt dominerar de euryhalina kallvattenarterna torsk, tånglake och skrubbskädda. Varmvattenarterna representeras av uppväxande ål. Inflöden av mycket salt vatten förhindrar etablering av

Figur 4.8. Öresund vid Barsebäcksverket med kylvattenintag och kylvattenutsläpp markerade. (Sjöfartsverkets K-Bas.)



sötvattenfiskar, men fram till sjuttioalet uppträdde tidvis ganska stora mängder abborre, mört och id, rekryterade från åar.

Planktonsamhället vid Barsebäck består av en blandning av arter som transporteras in från antingen Östersjön eller Kattegatt, beroende på strömriktningen. Bland växtplankton var grupperna monader och flagellater viktigast vid de undersökningar som gjordes (Edler m.fl. 1978). Något för Öresund typiskt samhälle finns alltså inte.

Diversiteten är högre i Öresund än i Östersjön beroende på bidraget av marina arter. Sill är den helt dominerande fiskarten. Den s.k. rügensillen vandrar i stora mängder genom sundet, men även lokala bestånd, som leker på grunt vatten, förekommer. Också den euryhalina varmvattenarten horngädda vandrar genom sundet och leker under våren på grunda bottenar.

Fisket i Öresund har alltid varit betydande. Fram till mitten av sjuttioalet var fisket efter blankål med stora bottengarn (*figur 3.3*), vilka gav stora bifångster av bl.a. torsk, det troligen ekonomiskt mest givande (Jacobsson 1981). Som en följd av vikande tillgång på ål avvecklades det dock, större delen redan i slutet av sjuttioalet. Andra viktiga fisker utövades med småryssjor efter gulål och med nät efter bl.a. sill, torsk och plattfisk. Fisket i kraftverkets omedelbara närhet var dock inte av någon större omfattning.

4.3.4 Ringhals

Kattegatt utgör ett övergångsområde mellan Östersjön och Nordsjön. Havet är grunt med ett medeldjup på 23 meter. De största djupen återfinns i den östra delen, längs den svenska kusten (se *figur 4.9*). Här löper Djupa rännan ner från Skagerrak. I västra delen av Kattegatt, mot den danska sidan, är vattendjupet ringa.

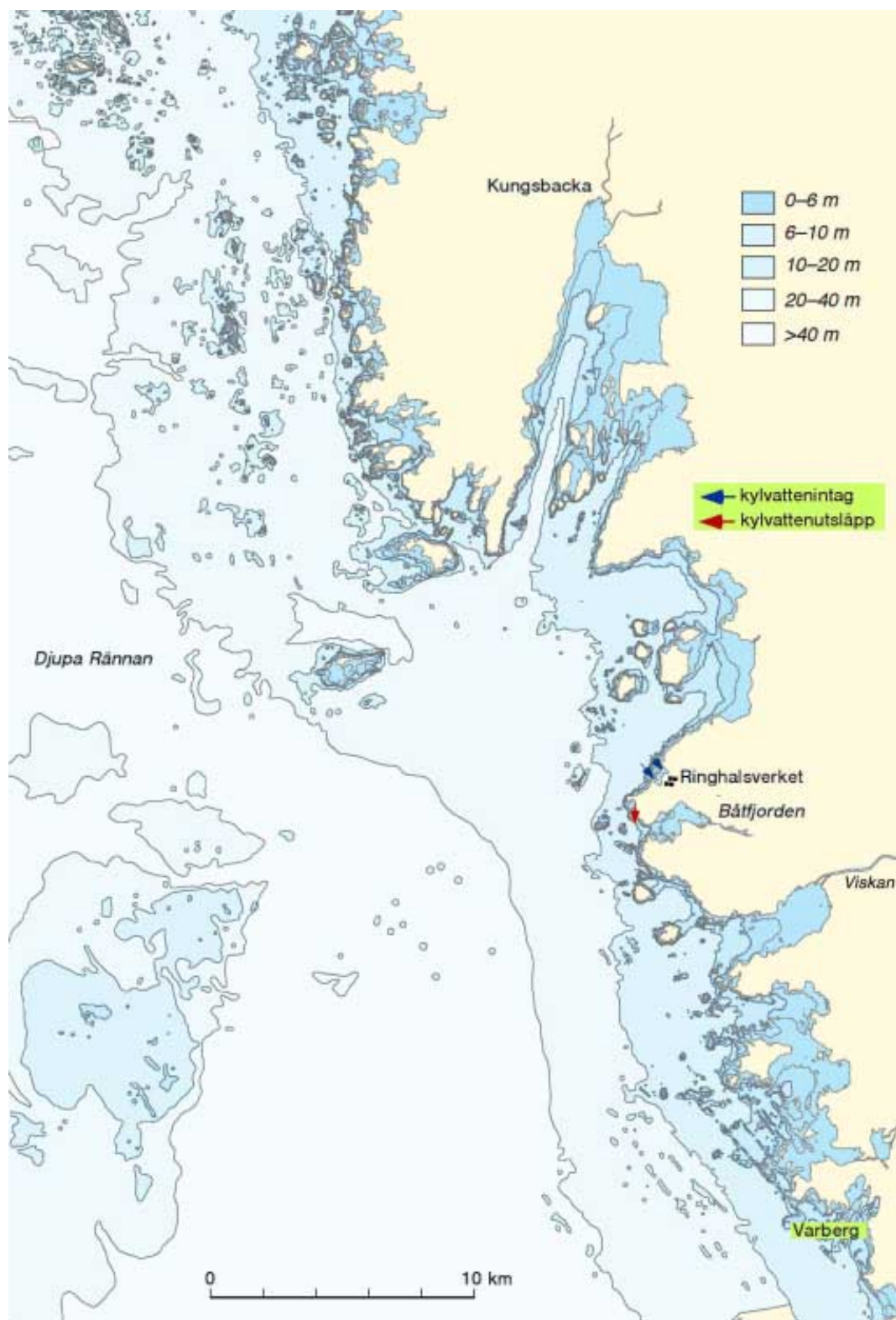
Ringhalsverket (bild 1.2) är beläget på Väröhalvön strax norr om Båtfjorden, ungefär mitt emellan Varberg och Kungsbacka. Endast några enstaka öar finns i området.

Utanför Ringhals är havets djup på de flesta håll 10 m eller mer. Grundare partier förekommer söderut mot och i anslutning till ön Norra Horta, längs kusten norrut i Vendelsöfjorden och vid öarna i fjorden (*figur 4:10*). Även området söder om Ringhals udde är relativt grunt.

Utanför Stalpeskären ökar djupet raskt och överskrider strax 10 m. Därefter minskar bottenlutningen och djupet ökar långsamt ut från kusten från c:a 15 m till över 50 m innan man når Fladens grundområden.

Ringhalsverkets kylvattenutsläpp sker vid öppen kust i ett relativt djupt och densitetsskiktat hav (*figur 4.10*). Områdets salthalt varierar mellan 20 och 35‰, vilket närmar sig oceana förhållanden. Ytvattnet påverkas av vatten från Öresund. Under det skarpa salthaltssprångskiktet på 8 till 20 m djup finns saltare vatten från Skagerrak/Nordsjön. Den naturliga temperaturen varierar mellan ungefär -1 och +22 °C. Den maximala naturliga vattentemperaturen är c:a +25 °C. Is förekommer ungefär vart fjärde år i form av öppen packis under företrädesvis februari.

Området utanför Ringhals karaktäriseras av att strömmen oftast är kustparallell. Den åstadkommes huvudsakligen av lufttrycksskillnader mellan Nordsjön och Östersjön. I ytskiktet är nordgående ström vanligast. Byte av riktning från nord till syd och vice versa på grund av tidvattenvågor sker emellertid ofta mer än en gång per dygn. Det finns en tendens till att kustlinjen orsakar virvelbildningar norr om Ringhals udde. Typiska strömhastigheter är 0,2–0,3 m/s. De maximala hastigheterna är dock betydligt högre, c:a 0,75 m/sek i ytskiktet och 0,5 m/sek under språngskiktet.



Figur 4.9. Kattegatt. (Sjöfartsverkets K-Bas.)

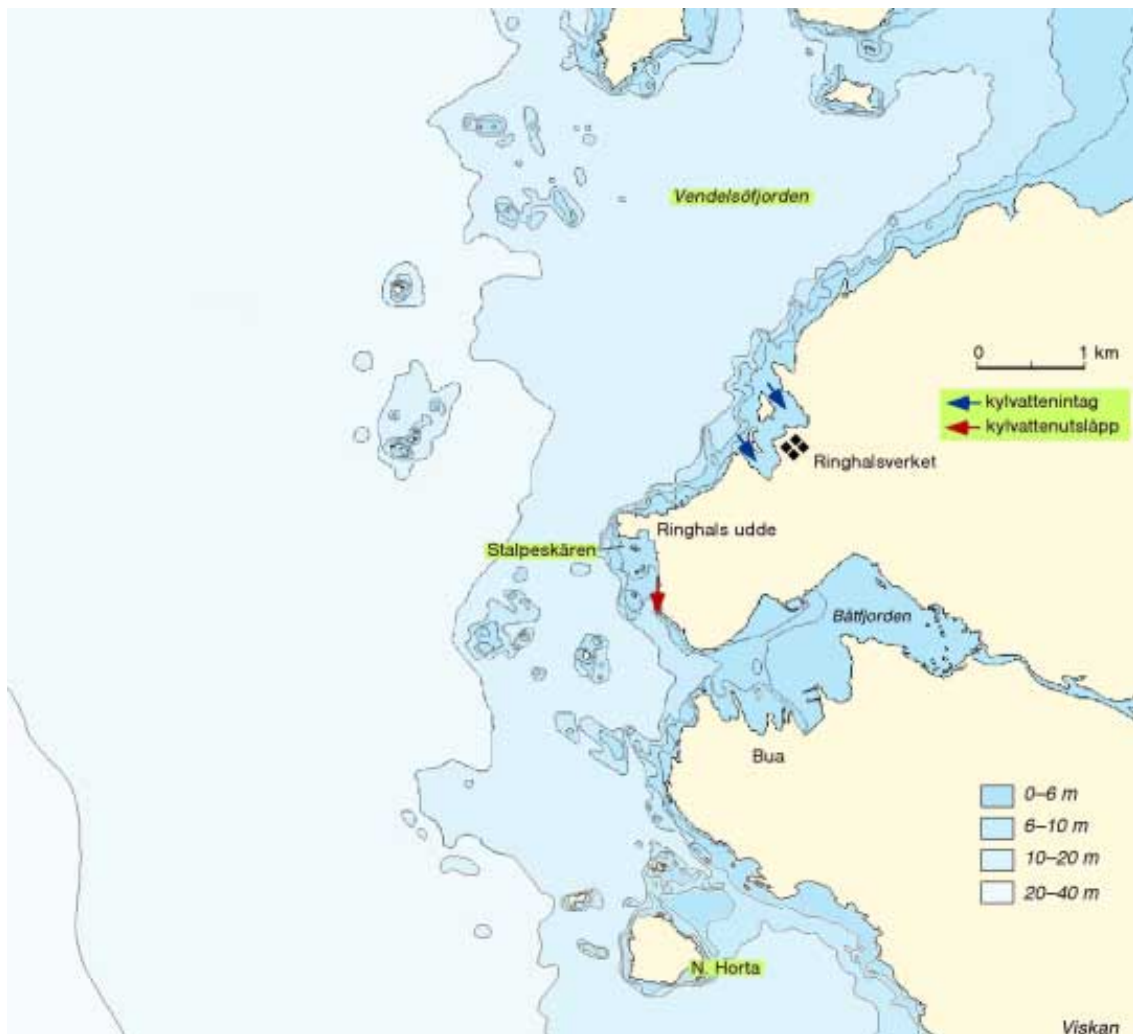
Ringhalsverket tar in kylvatten till sina fyra reaktorer via två kanaler i Vendelsöfjorden vid Stenskär (figur 4.10). Kylvattenmängden är för R1 44, för R2 35 och för R3 och R4 43 m³/s vardera. Kylvattenutsläppet sker via två utloppskanaler, som mynnar i ett grundområde innanför Stalpeskären, söder om Ringhals udde. De två utloppskanalerna är riktade åt söder nästan parallellt med strandkanten. Strax söder om utsläppspunkten ligger den från öppna havet skyddade Båtfjorden med en ränna på c:a 4 m djup in till hamnarna i fiskelägena Bua och Videberg. För övrigt är fjorden grund. Längre söderut mynnar ån Viskan, som vid nordgående ström kan ge en utsötning av havets ytligaste skikt utanför Ringhals (figur 4:9).

Beroende på att kraftverket ligger vid öppen kust med tämligen djupt vatten och förhållandevis starka strömmar spelar pelagialen och utbytet med andra områden en större roll för kust-ekosystemet än vid de andra kraftverken. Nämnda faktorer bidrar till en stor artrikedom, inte minst i planktonsamhället. Här finns både ytlevende varmvattenarter och kallvattenarter, som lever under termoklinen. I djurplanktonprover insamlade under 1970-talet var sju arter hoppkräftor, tre arter hinnkräftor samt larver av havstulpaner dominerande. Periodvis är maneter vanliga, sommartid inte minst brännmaneter, liksom ägg och larver av bottendjur och fisk. Dessa kan komma både från Kattegatt och Skagerack/Nordsjön; ursprunget bestäms av strömriktningen. Särskilt rikt förekommer ägg och larver av torsk och plattfiskar samt sillarver, alla under vinter och/eller vår. Denna tid driver också ållarver (glasålar) in från Nordsjön och bottenfäller i området. Bland vuxen fisk dominerar sill och skarpsill; sommartid förekommer också varmvattenarten makrill.

De grunda bottnarna är huvudsakligen hårda och exponerade mot öppna havet. De täcks av rika algbälten, i vilka brunalger såväl som grön- och rödalger var väl representerade under 1970-talet (Nyquist & von Braun 1980). I dessa lever en artrik fauna med bl.a. kräftdjur, musslor och snäckor. På vegetationsfria ytor sitter havstulpaner och blåmusslor. Bland



Bild 4.5 Utsläppsområdet för kylvatten från Ringhals. Foto genom Ringhals AB.



Figur 4:10. Havsområdet vid Ringhals med kylvattenintag och kylvattenutsläpp markerade. (Sjöfartsverkets K-Bas.)

större organismer kan nämnas strandkrabban. Flertalet fiskar är kallvattenarter (Neuman 1980). Under 1970-talet var tånglake och rötsimpa samt torsk och skrubbskädda vanligast; de båda sistnämnda uppträder här främst i unga stadier. De enda vanliga varmvattenfiskarna är gräs- och stensnultra samt ål.

På större djup dominerar mjukbottnar. Swedmark (1977) undersökte deras bottenfauna utanför det som skulle bli utsläppet från Ringhalsverket. Samhället karaktäriserades som representativt för opåverkade områden i Kattegatt. Det var artrikt och dominerat av ormstjärnor, framför allt *Amphiura filiformis* samt havsborstmaskar och sjöborrar. De största fiskbiomassorna utgjordes av plattfiskar, framför allt sandskädda. Bland torskfiskarna var vitling klart vanligast.

Under 1970-talet var det viktigaste fisket i området trålfiske efter sill och skarpsill (Jacobsson 1980 a). Ett kvantitativt litet men ekonomiskt viktigt fiske efter gulål, hummer och krabba pågick på grunt vatten (Jacobsson 1980 b).

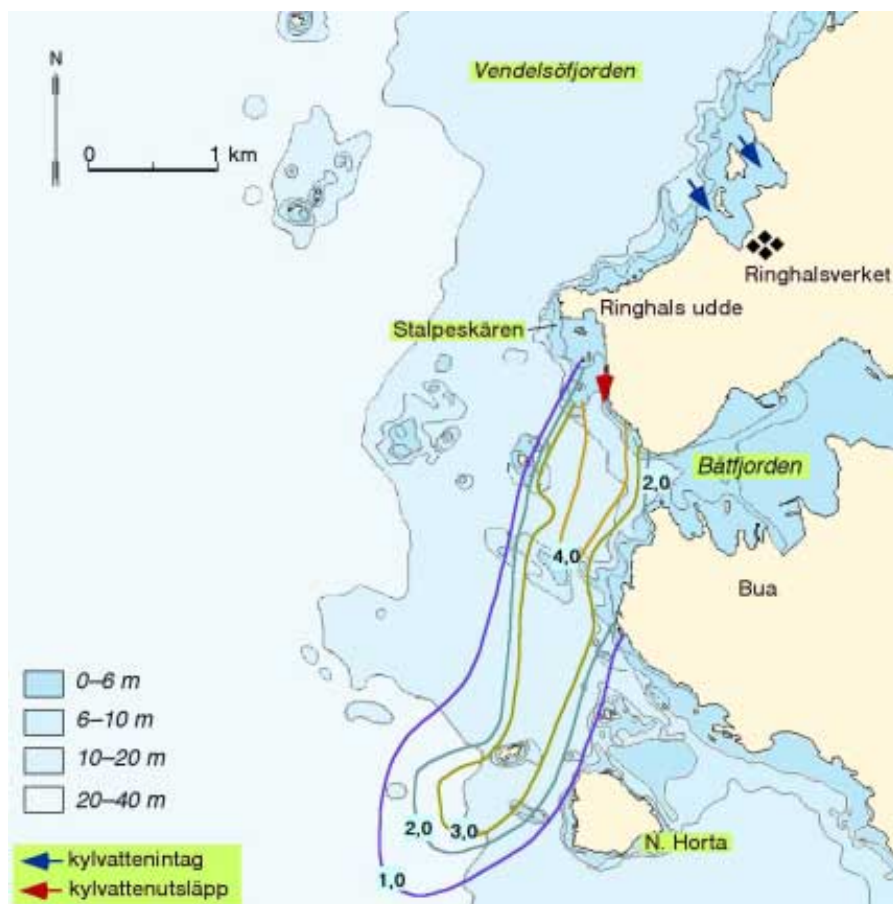
5. Hydrografiska effekter

Kylvatten påverkar temperaturen och i någon mån strömförhållandena i det vattenområde där det släpps ut. I följande delkapitel beskrivs både momentana effekter och totala effekter över tid. Dessutom analyseras till vilka djup, som kylvatten kan tränga ned. Ett antal specialfrågor, som till exempel risken för att mycket stora områden värms upp något, behandlas också.

5.1 Kylvattenplymers egenskaper

När uppvärmt kylvatten släpps ut i ett område sprids det oftast som en sammanhållen kylvattenplym (figur 5.1), som hela tiden blandas ut med omgivande vatten. Plymens utseende styrs nära utsläppet av utsläppshastigheten och utsläppsanordningens utformning. Efterhand avtar inverkan av dem och den fortsatta kylvattenspridningen bestäms av gravitationell spridning (se förklaring nästa sida) och lokala förhållanden som ström, vind, vertikal skiktning och värmeavgång till atmosfären. Under hela förloppet påverkas processen av spridningsområdets topografi.

I djupled sprids kylvattnet oftast mellan ytan och en nivå på ett antal meters djup. Vintertid eller under speciella betingelser kan det i vissa områden sjunka under ytan och spridas till relativt stora djup.

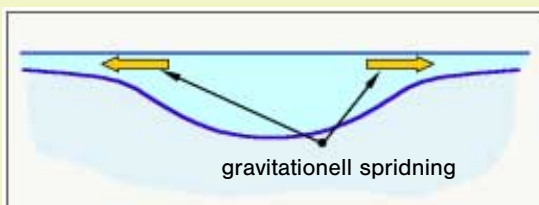


Figur 5.1. En kylvattenplym. Temperaturangivelserna är temperatur över havets naturliga temperatur. (Sjöfartsverkets K-Bas.)

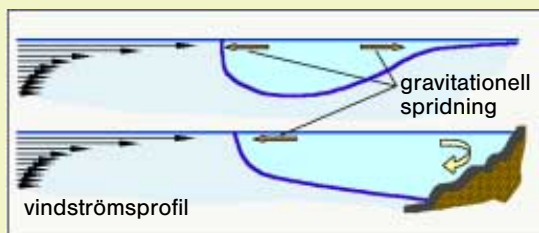
Den maximala temperaturen i det utsläppta kylvattnet från svenska kärnkraftverk är: Forsmark c:a 33 °C, Oskarshamn 1 och 2 c:a 34 °C, Barsebäck c:a 35 °C och Ringhals c:a 34 °C. Samtliga dessa har (hade) ytintag av kylvatten. Från Oskarshamn 3 med djupintag, som ger en lägre maximal intagstemperatur än med ytintag, är den maximala utsläppstemperaturen c:a 27 °C.

FAKTARUTA

- **Gravitationell spridning:** Om salthalten är 30‰ och temperaturen är 15 grader väger en kubikmeter vatten 1022,1 kg. Om vattnet har temperaturen 10 grader väger det 1023,1 kg. Det finns en skillnad på 1,0 kg. Utsläppt kylvatten, som efter en inledande blandning har 5 graders övertemperatur (temperatur över det naturliga recipientvattnet), väger ungefär 1,0 kg per kubikmeter mindre än omgivande ytvatten. Kylvattnet "flyter ovanpå" ytvattnet och sprids genom så kallad gravitationell spridning, figur 5.2A. Denna spridningsmekanism finns alltid som en viktig komponent tillsammans med andra horisontella krafter som vindfriktion och ström. Om salthalten är 7‰ är skillnaden i vikt mellan en kubikmeter 15-gradigt vatten och en kubikmeter 10-gradigt vatten 1005,2-1004,5=0,7 kg per kubikmeter. Den gravitationella spridningen bör alltså teoretiskt vara mindre i Östersjön än i Kattegatt.



Figur 5.2A. Gravitationell spridning.



Figur 5.2B. Gravitationell spridning i samverkan med vind (överst) samt med vind och en kust (underst).

- **Vindfriktion:** vindstressen när vinden blåser över en vattenyta beror på vindhastigheten och på friktionskoefficienten. Vanligtvis använder man vindhastigheten mätt på 10 m höjd, u_{10} i formeln för vindstress: $\tau = \rho_a * m * (u_{10})^2$ där ρ_a är luftens densitet och m är en friktionskoefficient. Denna koefficient kan anses vara densamma på en till sin utsträckning begränsad kylvattenyta som på ytvattnet. Luftens densitet är, när det blåser, densamma över en kylvattenyta som över havet. Vindprofilen från 10 meter och ner till vattenytan är också likadan som över havet. Vindfriktionen är alltså densamma på kylvattenytan som på omgivande hav. Strömsprofilen från ytan ner till 3 m illustreras schematiskt i figur 5.2B. Vindstressen tillsammans med den gravitationella spridningen gör att ett tvärsnitt genom en kylvattenplym kan se ut som i figur 5.2B överst. Ofta driver dock vinden in vattnet mot kusten så att kylvattnet ligger som en kilformad vattenmassa, se figur 5.2B underst.

De tidigare i kapitel 4 identifierade typområdena, som kylvatten kan släppas ut i runt svenska kusten, ger delvis upphov till olika uppträdande hos kylvattenplymerna. I det följande beskrivs typiska effekter av utsläppen, i vissa fall kopplade till de olika typområdena.

5.2 Enskilda kylvattenplymers utbredning

I ett grunt område utan densitetsskiktning kommer kylvattnet ofta att nå botten varvid inblandningen av kallt vatten hämmas. Det finns exempel på instängda områden av denna typ, där vattenutbytet är litet och effekten av kylvattenutsläppet på flora och fauna i detalj

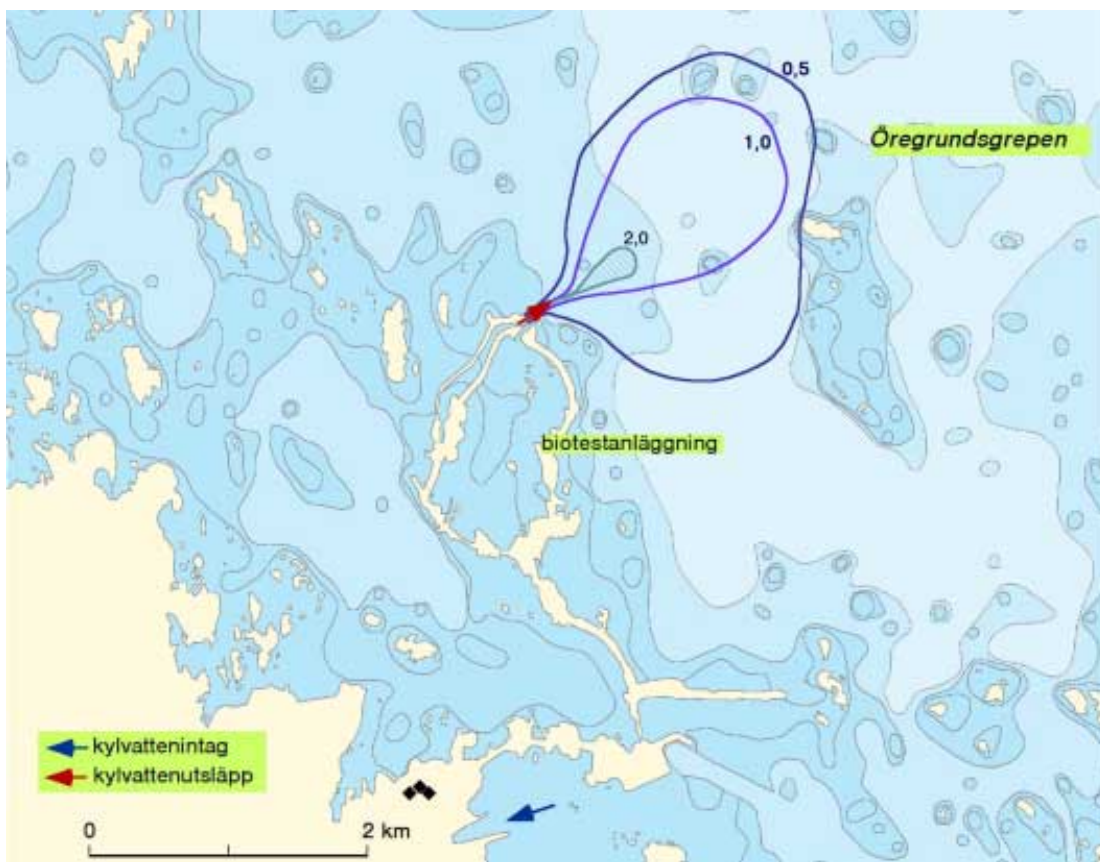
kan studeras. Biotestsjön utanför Forsmark och Hamnefjärden vid Oskarshamnsverket är sådana instängda, grunda områden. I viss mån kan också närområdet innanför Stalpeskären vid Ringhals udde räknas hit. Men, områden av denna typ behöver inte vara små och instängda. Kylvattenrecipienten utanför Biotestsjön vid Forsmark karaktäriseras av långsluttande stränder och bottendjup på 5 till 10 meter.

Kylvattnets utsläppshastighet och utsläppsriktning bestämmer kylvattenplymens läge som inte varierar så frekvent i tiden. En kraftig vind kan dock driva kylvattnet mot stränderna och/eller längs kusten. Den relativt stationära plymen påverkar t.ex. issituationen så att det alltid finns öppet vatten i utsläppsområdet.

I figur 5.3 presenteras en kylvattenplym från Forsmark vid svag nordostlig vind och svag ström. Plymen identifieras genom isotermer (linjer som sammanbinder punkter med samma temperatur) för övertemperatur. Vid utloppet ur Biotestsjön är vattnet c:a 11 grader varmare än i havet (Andersson 1982).

Man ser att kylvattnet vid den svaga vinden och i Öregrundsgrepens relativt strömfattiga vatten sprids som en "kaka" rakt ut och åt sidorna under inverkan av i första hand gravitationella krafter. Den här typen av spridningsbild med riktigt bred kylvattenplym är mycket vanlig i strömfattiga vatten.

När kylvatten med relativt stor hastighet kommer ut i ett djupt område utan densitetsskiktning blir blandningen med kustens ytvatten stor och temperatursänkningen därmed snabb.



Figur 5.3. Kylvattenplym från Forsmarksverket, kartlagd 1981-09-14. Övertemperatur på c:a 1 m djup. (Sjöfartsverkets K-Bas.)

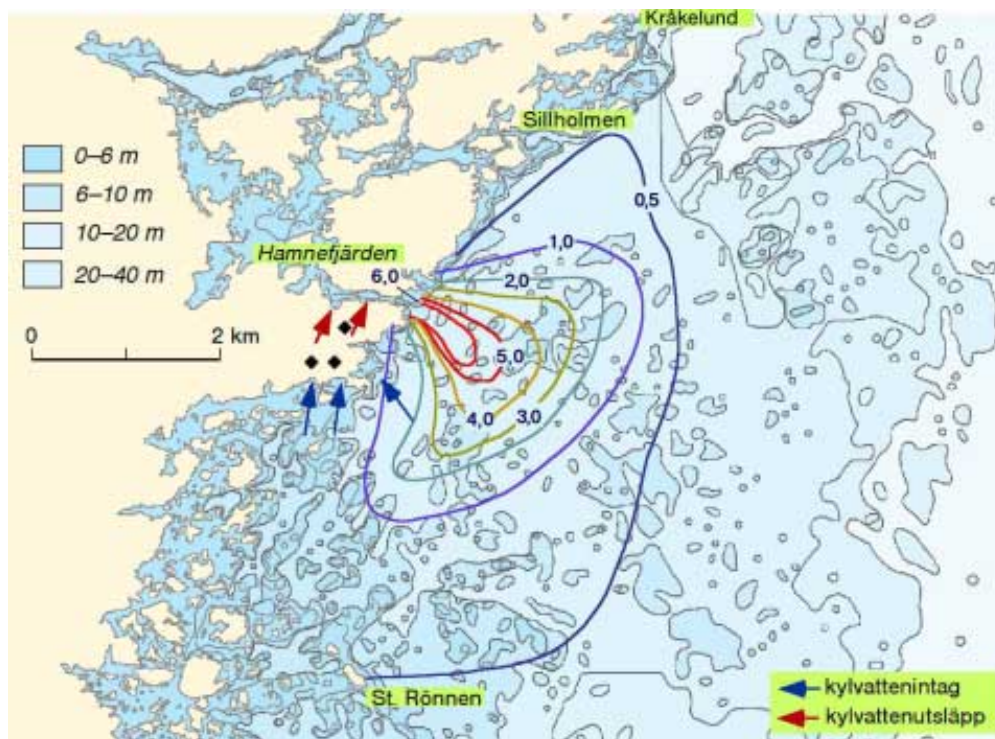
Plymen kan i avsaknad av vertikal densitetsgradient bli tjock, utanför Oskarshamnsverket ibland 6–7 meter vid normala sommarförhållanden. Efter några hundra meter från utsläppet (eller utträdet på fritt vatten) har plymens egen rörelseenergi helt använts till blandning och kustvattnets rörelser, oftast vinddriven ström, tar över. Kylvattnet kan då föras ut långt från land eller av vinden stuvas upp utefter kusten åt ena eller andra hållet från utsläppspunkten.

Utseendet av en karakteristisk kylvattenplym Oskarshamnsverket redovisas i figur 5.4. När kylvattnet når havet från Hamnefjärden, där utsläppen mynnar, har det en övertemperatur på cirka 8 grader (Wickström 1990).

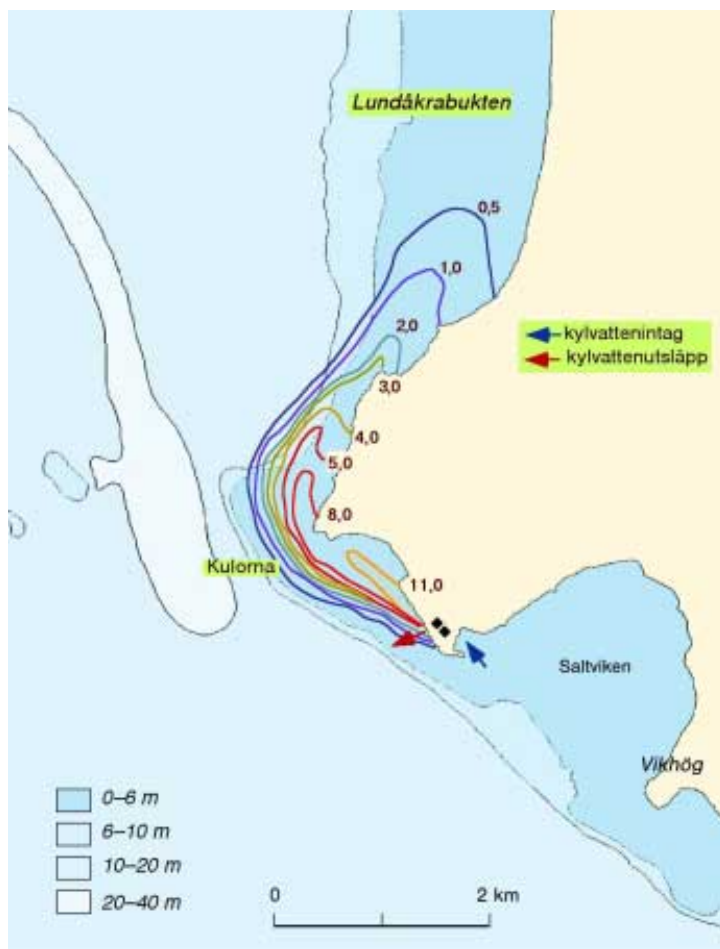
Man ser att kylvattnet vid den måttliga vinden och i en troligen svag sydgående ström sprids utåt och svagt söderut. Plymen är bred, påverkad av gravitationella krafter men också något formad av vind och ström. En plym av den här typen är vanlig i öppna vatten med svaga till måttliga strömmar.

Vid utsläpp i ett område med mycket stark ström kommer strömmen, efter kylvattenstrålens initialske i närområdet, att effektivt hjälpa till att blanda in kallt vatten i kylvattnet. Ofta kommer dock kylvattenplymen att ha endast en sida exponerad mot kallvattnet, eftersom plymen ligger med ena sidan mot stranden. Det medför en reduktion av inblandningen. Vid strömvändningar kommer kylvattnet endast kortvarigt att inlagras utanför kylvattenutsläppet och snabbt transporteras i den nya riktningen.

Recirkulation av kylvatten, d.v.s. transport av det utsläppta kylvattnet direkt till kraftverkets kylvattenintag, är i områden med stark ström svår att undvika. Eftersom inblandningen är extremt god har dock vanligen det recirkulerade vattnet en låg övertemperatur.



Figur 5.4. Kylvattenplym från Oskarshamnsverket, kartlagd 1987-04-15. Övertemperatur på c:a 1 m djup. (Sjöfartsverkets K-Bas.)

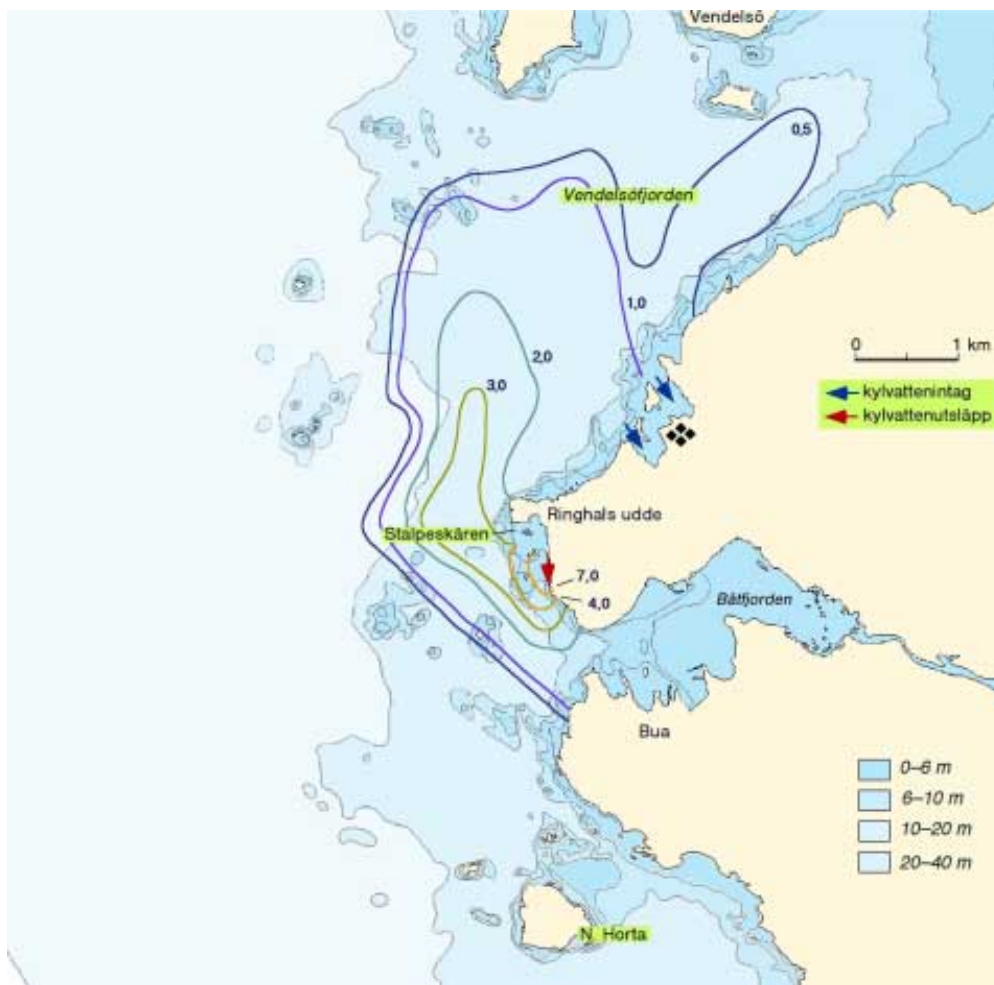


Figur 5.5. Kylvattenplym från Barsebäck kartlagd 1980-03-12 12.50–14.40. Övertemperatur på c:a 0,5 m djup. (Sjöfartsverkets K-Bas.)

Den kylvattenplym från Barsebäck, som syns i figur 5.5, är ett exempel på en plym som pressas upp efter land i stark ström. Där kylvattenutsläppet mynnade hade man en övertemperatur på cirka 12 grader (Skoglund 1981).

Svag vind och gravitationell spridning har liten påverkan på plymens utseende. Den process som dominerar är den starka strömmen, som drar ut plymen och med hjälp av vinden pressar den mot land. Strömmen och den turbulens som den skapar, ger en effektiv inblandning av havsvatten i kylvattnet och därmed en snabb temperatursänkning. Långsmala plymer, som den i figur 5.5, är typiska för utsläpp i vatten med stark ström.

När vattnet är densitetsskiktat breder det lätta kylvattnet ut sig i ett tunt, några meter djupt, ytlager. Om kylvattnet släpps ut med hög hastighet kommer strålverkan att medföra snabb inblandning av spädvatten från sidorna och underifrån, där det något tyngre vattnet dock i viss mån begränsar inblandningen. I de två svenska områden där kylvatten från kärnkraftverk släpps ut i djupt kustvatten, Ringhals och Simpevarp, utnyttjar man inte till fullo strålverkan. I båda lägena släpps nämligen kylvattnet ut i instängda vikar; Hamnefjärden utanför Oskarshamnsverket och området innanför Stalpeskären vid Ringhals udde. De trånga områdena fungerar i viss mån som förlängda kylvattenkanaler, där dock en viss värmemängd avges till atmosfären.



Figur 5.6. Kylvattenplym från Ringhalsverket, kartlagd 1978-02-01. Övertemperatur på c:a 1 m djup. (Sjöfartsverkets K-Bas.)

I figur 5.6 presenteras en kylvattenplym från Ringhals vid nordgående ström i havet. Vid utsläppspunkten är kylvattnet 10 grader varmare än vattnet i havet. (Lindahl och Moberg 1979).

Man ser hur kylvattnet först sprids en bit söderut i utsläppets riktning. Därefter fångas det av en nordgående havsström, som tvingar det runt Ringhals udde och för det vidare mot öarna i Vendelsöfjärden. Utsläppet sker i ett relativt instängt område innanför Stalpeskären med begränsad inblandning av spädvatten underifrån och från sidorna, och den avgörande temperatursänkningen börjar därför en bit från själva utsläppsområdet.

Den nordgående kylvattenplymen i figuren har ett något "utdraget" utseende med en bred "kärna" som är typisk vid måttlig ström. Med hänsyn till de oceanografiska förhållandena längs svenska kusten är detta det vanligaste utseendet på plymer i kustområden med skiktat vatten, som har stora vertikala densitetsgradienter.

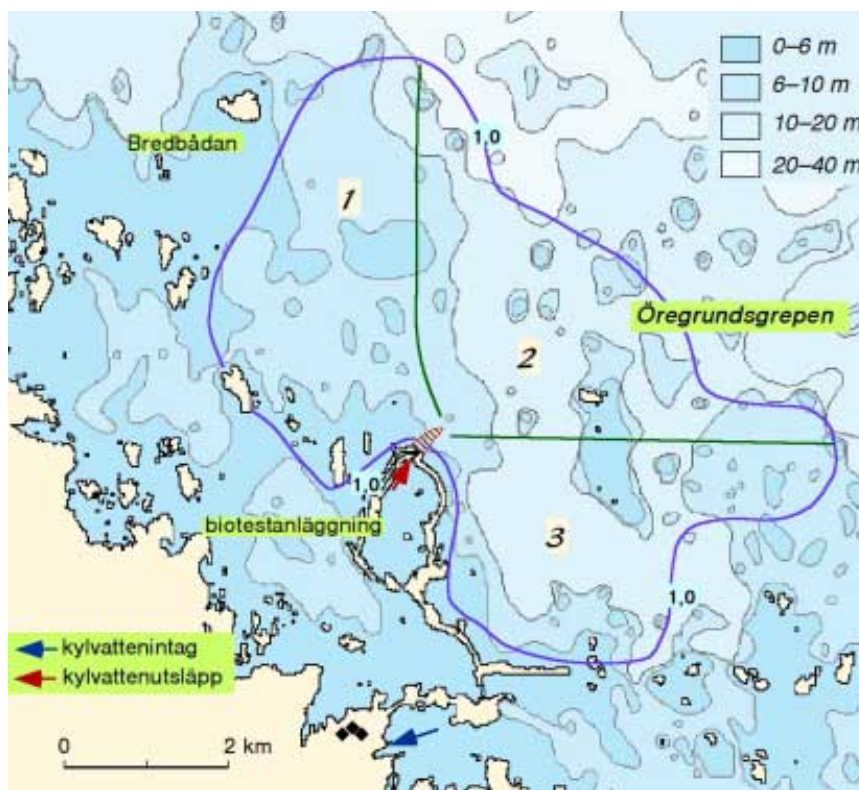
Konstateranden och slutsatser

- Utsläpp i vatten med svaga strömmar skapar stora, breda kylvattenplymer som tidigt börjar kylas ner av värmeavgången till atmosfären.
- Utsläpp i vatten med starka strömmar ger smalare, mera utdragna kylvattenplymer. Ström och turbulens ger en god inblandning av havsvatten i kylvattnet. Värmeavgången till atmosfären får mindre betydelse för den tidiga temperatursänkningen.

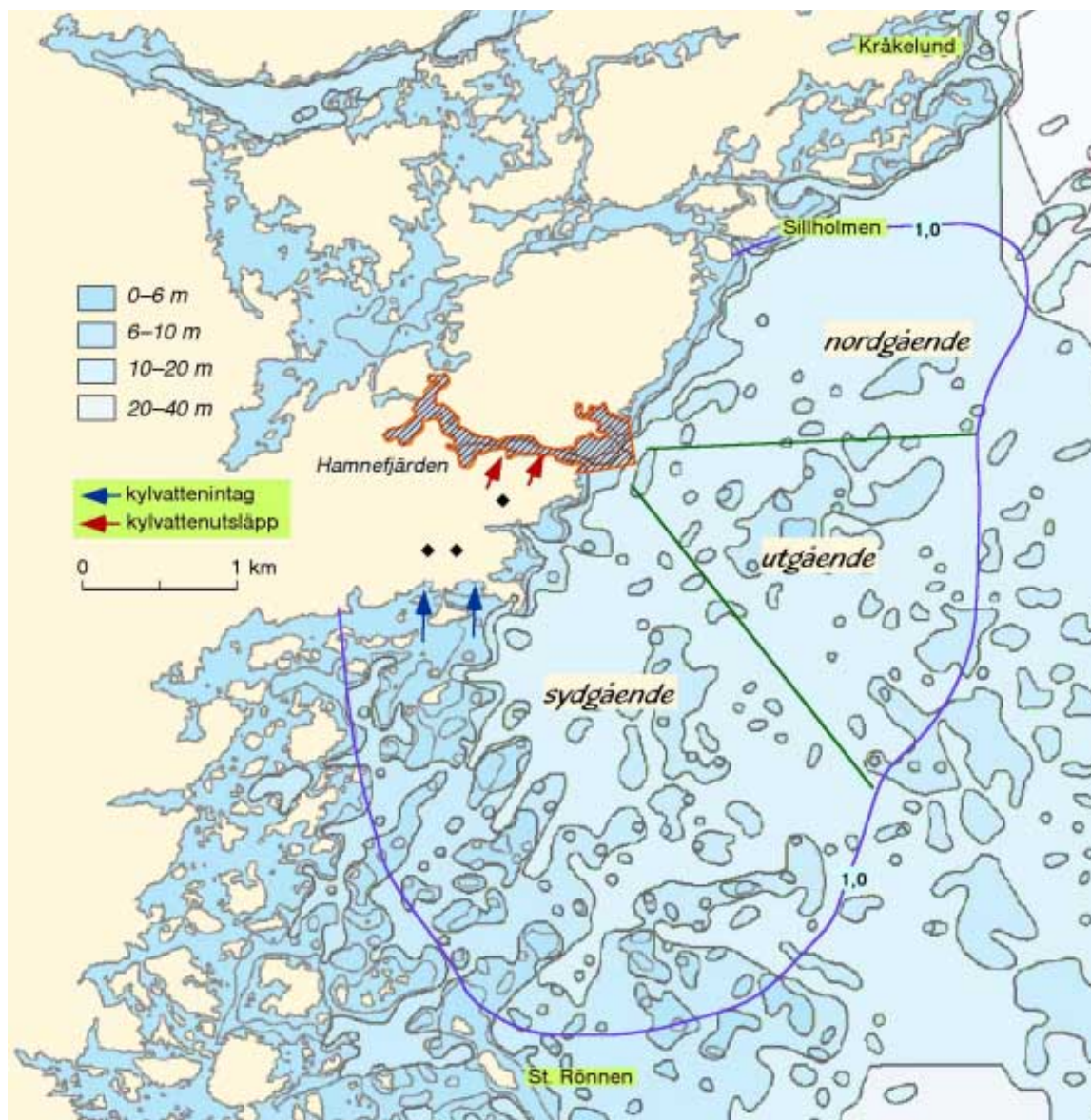
5.3 Sammanlagt påverkat område, plymklasser

Ström och vind kommer att sprida kylvattnet i olika riktningar under olika förhållanden. Ibland påverkas ett område, ibland ett annat. Denna effekt blir tydligare i vissa utsläppsområden än i andra. För att ge en uppfattning om inom vilket område påverkan av kylvatten någon gång kan återfinnas, har det sammanlagda området vid vattenytan, som har påverkats av minst 1 grads övertemperatur, tagits fram. Området fås fram genom att resultaten från SMHI:s samtliga mätningar läggs ihop i samma kartbild. I figurerna är också de områden, som alltid påverkas, markerade. Övertemperaturen 1 grad i bilderna har valts eftersom man vill ha en temperaturnivå, som oftast skiljer ut sig från naturliga temperaturvariationer.

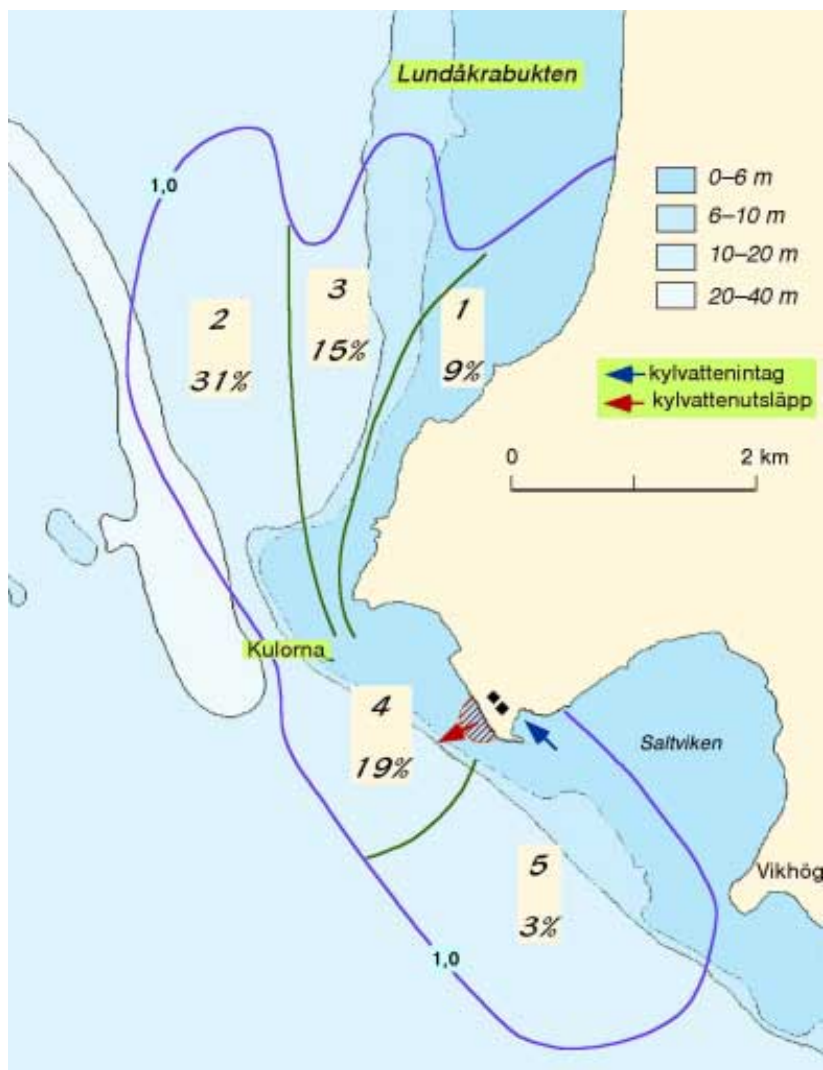
I figurerna 5.7–5.10 presenteras resultaten från samtliga fyra kärnkraftverk. Man ser att i Forsmark påverkas ett område från Bredbådan i norr till utanför intagsområdet i söder. (Andersson och Hillgren 1990). Området sträcker sig också rätt långt ut i Öregrundsgrepen. Vid Simpevarp kan påverkan spåras från Sillholmen/Krokholmen i norr till Stora Rönnen i söder. Området sträcker sig också långt ut i Kalmarsund (Wickström 1990). Utanför Barsebäck influerades ett område mellan Lundåkrabuktens centrala delar och Vikhög. (Skoglund 1981). Området är relativt sett smalare än vid Forsmark och Simpevarp. Slutligen har man vid Ringhals en påverkan från Vendelsö i norr till Norra Horta i söder. (Skoglund och Peterson 1988). Även detta område har en smal karaktär.



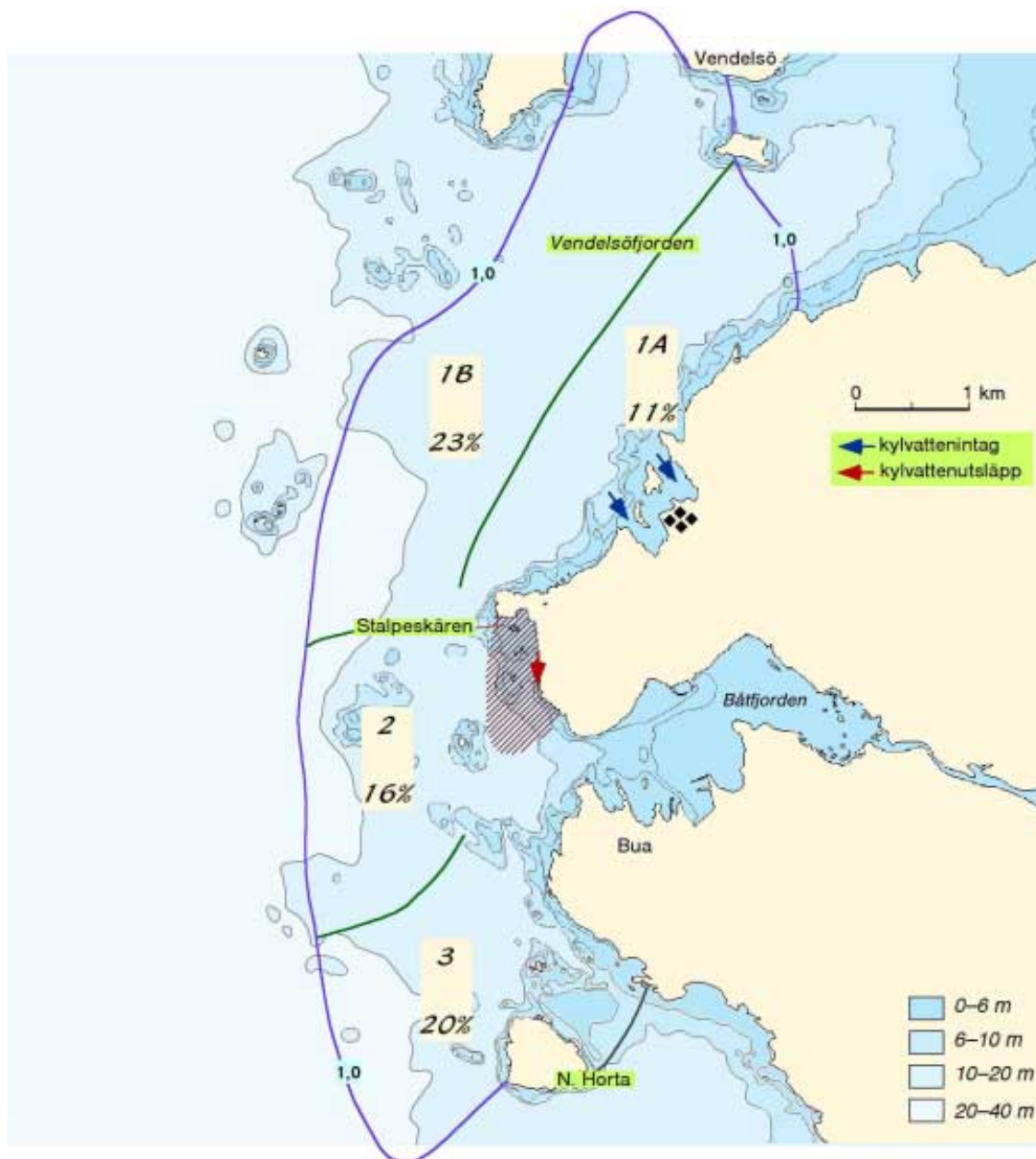
Figur 5.7. Det totala område vid Forsmark som påverkas av minst 1 grads övertemperatur om resultaten från SMHI:s mätningar läggs samman. Streckat område påverkas alltid av minst 1 grads övertemperatur. Djup cirka 1 m. Dessutom markeras huvudområdena för "plymklasser". (Sjöfartsverkets K-Bas.)



Figur 5.8. Det totala område vid Simpevarp som påverkas av minst 1 grads övertemperatur om resultaten från SMHI:s mätningar läggs samman. Streckat område påverkas alltid av minst 1 grads övertemperatur. Djup cirka 1 m. Dessutom markeras huvudområdena för "plymklasser". (Sjöfartsverkets K-Bas.)



Figur 5.9. Det totala område vid Barsebäck som påverkade av minst 1 grads övertemperatur om resultaten från SMHI:s mätningar läggs samman. Streckat område påverkas alltid av minst 1 grads övertemperatur. Djup cirka 1 m. Dessutom markeras huvudområdena för "plymklasser" och andelen tid i procent, som de förekommer. (Sjöfartsverkets K-Bas.)



Figur 5.10. Det totala område vid Ringhals som påverkas av minst 1 grads övertemperatur om resultaten från SMHI:s mätningar läggs samman. Streckat område påverkas alltid av minst 1 grads övertemperatur. Djup cirka 1 m. Dessutom markeras huvudområdena för "plymklasser" och andelen tid i procent, som de förekommer. (Sjöfartsverkets K-Bas.)

Bilderna över maximalt påverkat område visar att områden med lägre strömhastigheter får en mera rundad form än områden med högre strömhastigheter. I tabell 5.1 finns uppgifter om arean av det sammanlagda område, som påverkas av 1 grads övertemperatur, utbyggnads-effekten vid varje kärnkraftverk och kvoten mellan arean och effekten. Av resultaten framgår att Ringhals har den lägsta kvoten, det vill säga den effektivaste sänkningen av övertemperaturen. Förklaringen till detta är att strömmarna vid verket ger en effektiv utblandning av det utsläppta kylvattnet. Man ser också, inte oväntat, att Forsmark, som har det mest instängda och strömfattiga läget, får högst kvot, alltså minst effektiv temperatur-sänkning. Eftersom relationen mellan den uppvärmda ytan och effekten påverkas av effektens storlek bör man bara jämföra kraftverk av ungefär samma storleksordning. Barsebäck lämnas därför utanför (värden inom parentes).

Tabell 5.1 Areal av det sammanlagt påverkade området vid ytan (1 grads övertemperatur), utbyggnadseffekten och kvoten mellan värdena för de svenska kärnkraftverken.

Läge	Påverkat omr. (km ²)	Utb. effekt (MW)	Kvot
Forsmark	c:a 30	3 100	0,01
Oskarshamnsverket	15	2 200	0,007
(Barsebäck	12	1 200	0,01)
Ringhals	16	3 380	0,005

En genomgång av allt mätmaterial visar att kylvattenplymerna utbreder sig i typiska, överlappande, klasser inom de redovisade områdena i figurerna 5.7–5.10. I figurerna har varje klass markerats med en avgränsande isoterm för 1 grads temperaturförhöjning. Där det har varit möjligt anges också hur stor andel av tiden som en aktuell klass förekommer.

Man noterar att för varje kraftverksläge utom Forsmark finns en plymklass, som kan ge recirkulation av kylvatten. Recirkulation kan medföra att utsläppstemperaturerna blir högre (och i värsta fall skadliga), än om man hela tiden tar in opåverkat havsvatten med naturlig temperatur. I Simpevarp är det i första hand klassen sydgående som kan ge upphov till recirkulation. I Barsebäck är det klass 5, som förekommer c:a 3 procent av tiden, och i Ringhals klass 1A med en förekomst på c:a 11 procent av tiden. En situation med risk för recirkulation är den som presenteras i figur 5.6. (Andersson och Hillgren 1985, Wickström 1990, Skoglund 1981, Lindahl 1980).

Vid Oskarshamnsverket bedömer produktionsansvariga att recirkulation förekommer och förutom utsläppstemperaturen troligen också påverkar verkningsgrad etc. i block 1 och 2 som har ytintag av kylvatten. I Ringhals är påverkan mindre tydlig och man kan inte avgöra om eventuell recirkulation påverkar utsläppstemperatur eller drift.

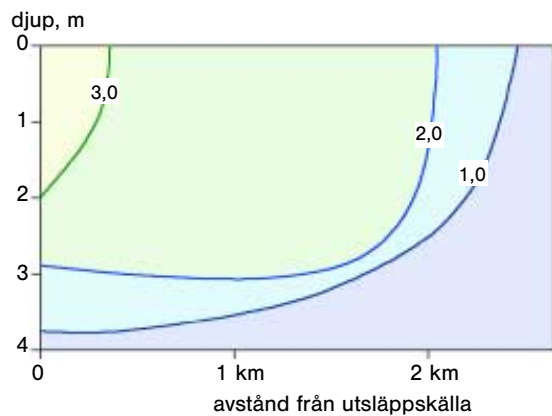
Konstateranden och slutsatser

- Utbredningen av det område som erhålls om isotermen för 1 grads övertemperatur från samtliga uppmätta kylvattenplymer läggs samman minskar med ökande vattenomsättning i havsområdet utanför kärnkraftverken.
- En analys av huvudutbredningsriktningarna för kylvattnet visar att risken för recirkulation förekom under cirka 3 procent av tiden vid Barsebäck och att den förekommer cirka 11 procent av tiden vid Ringhals.
- I Forsmark bedöms risken för recirkulation vara liten. Vid Oskarshamnsverket förekommer recirkulation, men frekvensen för den är inte känd.

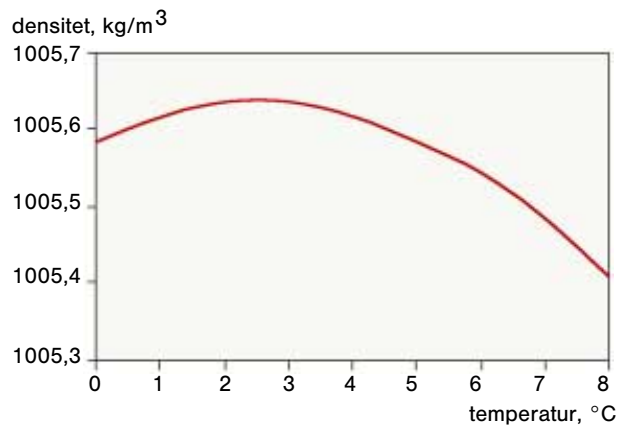
5.4 Kylvattenplymers inlagring

När kylvatten släpps ut i havet kommer det på grund av sitt temperaturöverskott normalt att inlagra sig ytligt, vid svenska kärnkraftverk på djup ner till c:a 5–7 meter eller möjligen något mer vid Forsmark och Simpevarp. I figur 5.11 visas en typisk kylvattenplym från Ringhals sedd från sidan..

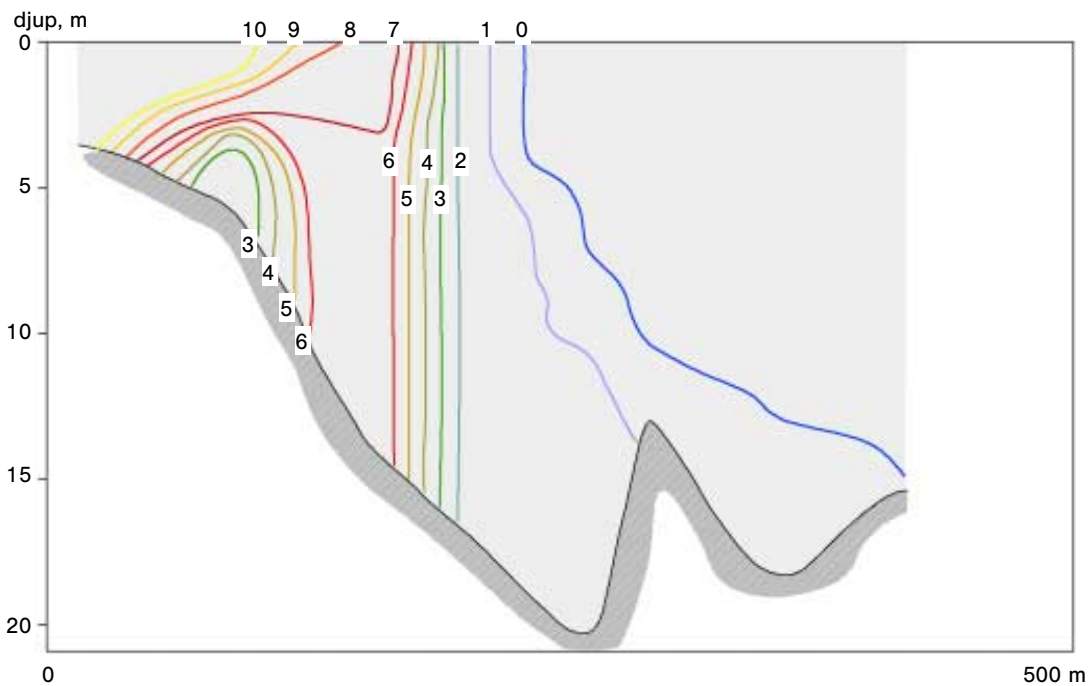
Om kylvattenutsläppet sker i bräckt vatten (Östersjön och Bottenhavet) där salthalten är runt 7‰ kan sjunkande kylvattenplymer teoretiskt sett uppträda under vissa årstider. Saltvattnet med 7‰ salthalt har sin maximala densitet mellan 2 och 3 grader (se figur 5.12A). Vatten som är nollgradigt är alltså lättare än det något varmare vattnet. Om kustvattnet är nollgradigt (välblandat ner till botten) kommer utsläppt kylvatten, som blandats med kallt vatten till temperaturer mellan 1 till 4 grader, att vara tyngre än kustvattnet och därmed sjunka och breda ut sig längs bottenens djupkanaler. En teoretisk bild skulle alltså vara att kylvattnet (c:a +10 grader) flyter i ytvattnet 50 till 100 meter ut från utsläppspunkten under blandning med kallt kustvatten. Kylvattnet avger värme till atmosfären och blir, när



Figur 5.11. Längdsnitt genom en kylvattenplym från Ringhals uppmätt 1978-11-01. Isotermerna anger övertemperaturer. Kylvattenutsläppet ligger till vänster i bilden



Figur 5.12A. Densiteten för saltvatten med salthalten 7 promille vid olika temperaturer. Det framgår av figuren att vattnet är tyngst vid temperaturen 2 till 3 grader. Nollgradigt vatten har samma densitet som vatten som är 5 grader varmt.



Figur 5.12B. Sjunkande kylvattenplym uppmätt vid Simpevarp 1972-02-11. Isotermerna anger övertemperaturer (i det här fallet desamma som verkliga temperaturer)

temperaturen sjunkit till omkring 4 grader, något tyngre än kustvattnet. När kylvattnet sjunker blandas ytterligare kallvatten in i plymens ytterkanter (plymtemperatur 2–3 grader) och kylvattnet där blir ännu tyngre. I centrum av plymen kan vatten, som är 5–6 grader varmt (och väger ungefär lika mycket som nollgradigt vatten), dras med i sjunkningen. Stora bottenarealer kan på så sätt plötsligt påverkas av vatten som är 4–5 grader över de förut förhärskande temperaturerna. Se figur 5.12B från Simpevarp, där kylvattnet först går ut en bit från land relativt ytligt, sjunker och lokalt ger stora temperaturhöjningar vid botten. Därefter sker en vidare spridning av kylvattnet längs botten med avtagande övertemperatur (Westman 1978).

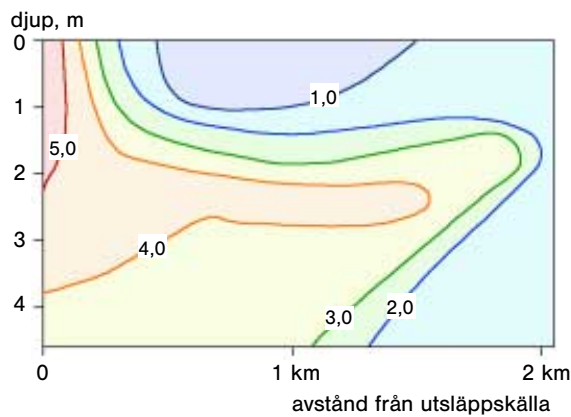
Ett stort intresse för denna fysikaliskt intrikata process byggdes upp under kärnkraftens tidiga skede. Skulle de sjunkande plymerna med sina höga temperaturer påverka (ödelägga) stora bottenytor? Intresse fanns också i USA och Kanada där stora kraftverk planerades vid Lake Michigan och Lake Eire.

Mätningar har senare visat att det uppkommer sjunkande plymer endast vid mycket lugna väderförhållanden då vindomblandning och kustström är svaga processer eller när vattnet är islagt, vilket mest förekommer vid Forsmark, se bild 5.1. Det är betydligt vanligare med situationer där vattnet i plymen blandas från ytan till botten av t.ex. vind, när densitetskillnaden mellan kustvattnet och plymen är liten eller när plymen är något tyngre än kustvattnet. Temperaturen vid botten under sådana förhållanden blir på något avstånd från utsläppet endast någon grad över kustvattnets temperatur.

Det förekommer tillfällen då det utsläppta kylvattnet har nästan samma densitet som kustvattnet. Detta kan bero på att flodvatten påverkar utsläppsområdet men inte intagsplatsen. Kylvattnet har då en högre salthalt än kustvattnet utanför utsläppet och kan efter en viss



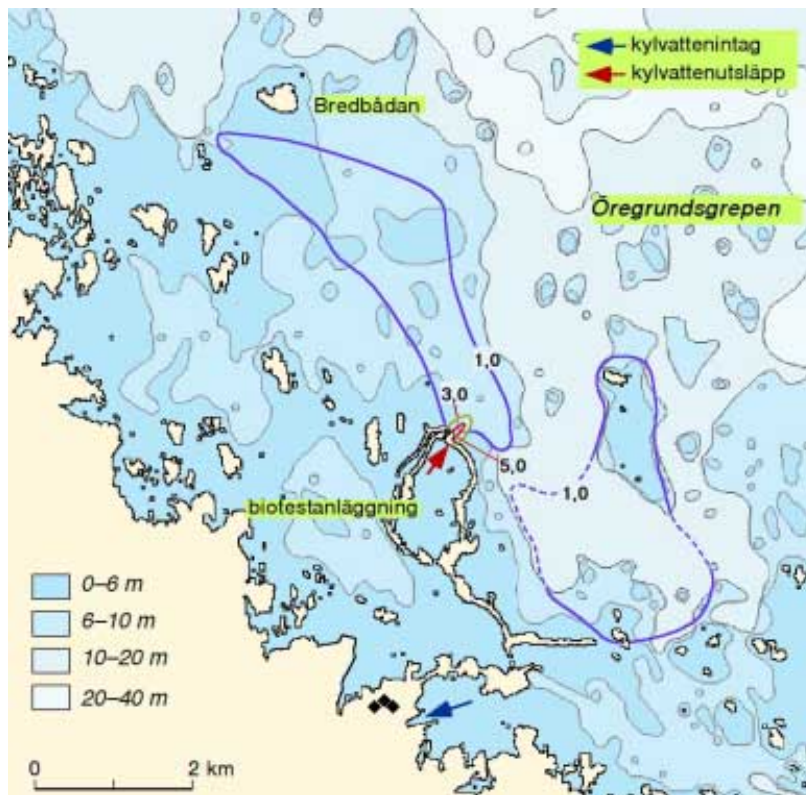
Bild 5.1. Kylvattenplymen utanför Forsmarks biotestanläggning flyter närmast utsläppet och förhindrar isbildning. Efter viss avkylning sjunker kylvattnet mot Öregrundsgreps botten. Foto genom Forsmarks Kraftgrupp AB.



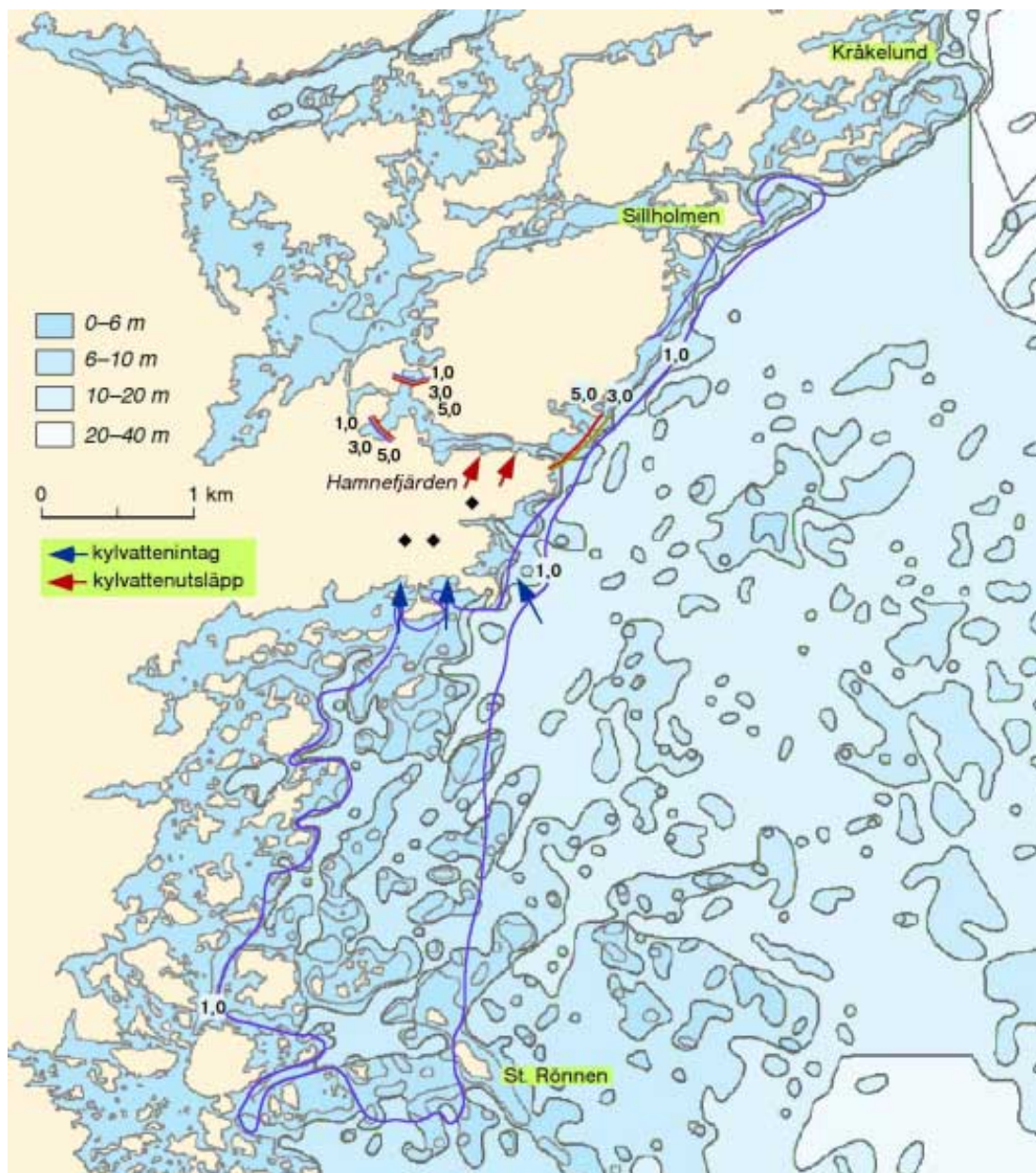
Figur 5.13. Längdsnitt genom en kylvattenplym från Ringhals uppmätt 1978-10-31. Isotermerna anger övertemperaturer. Kylvattenutsläppet ligger till vänster i bilden.

temperatursänkning sjunka eller blandas ner till stora djup. En uppmätning av en sådan "falsk" sjunkande kylvattenplym gjordes utanför Ringhals 1978-10-31, figur 5.13. Plymen sjunker beroende på att salthalten i utsläppsområdets ytskikt är lägre än i intagsområdet. Anledningen till det är att vatten från ån Viskan, som mynnar söder om Ringhals, sänker salthalten i ytskiktet vid utsläppet men inte vid intaget. (Lindhall och Moberg 1979).

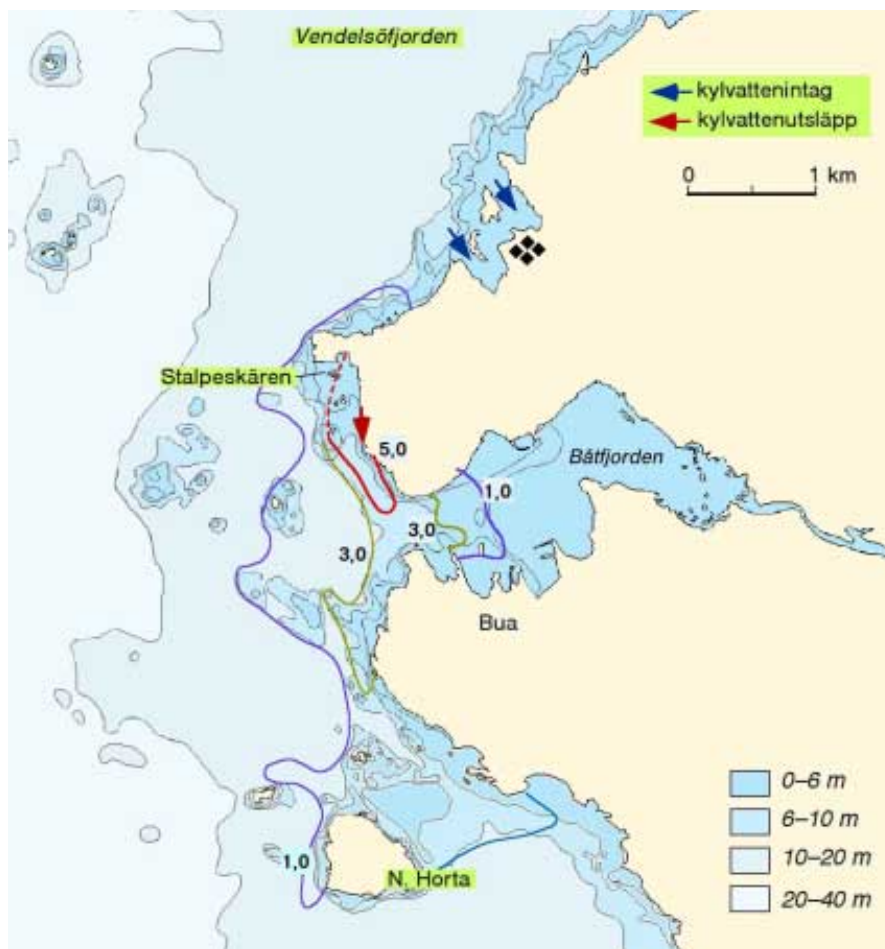
För Forsmark, Simpevarp och Ringhals finns beräkningar som visar det sammanlagda område vid botten, som påverkas av minst 1, 3 och 5 graders övertemperatur. Områdena har konstruerats genom att samtliga beräknade kylvattenplymer från en analys av inverkan av planerade effekthöjningar lagts ihop. Beräkningarna har en liten tendens att ge något för djupgående kylvattenplymer. Resultaten presenteras i figurerna 5.14–5.16. (Ingemansson och Lindahl 2005, Karlsson och Lindahl 2003, Liungman *et al.* 2003). För Barsebäck finns sådana beräkningar bara med en reaktor i drift och de presenteras inte här. Resultaten innefattar inte de kortare perioder med sjunkande plymer som förekommer.



Figur 5.14. Det sammanlagda beräknade område vid botten vid Forsmark, som påverkas av minst 1, 3 och 5 graders övertemperatur. (Sjöfartsverkets K-Bas.)



Figur 5.15. Det sammanlagda beräknade område vid botten vid Simpevarp, som påverkas av minst 1, 3 och 5 graders övertemperatur. (Sjöfartsverkets K-Bas.)



Figur 5.16. Det sammanlagda beräknade område vid botten vid Ringhals, som påverkas av minst 1, 3 och 5 graders övertemperatur. (Sjöfartsverkets K-Bas.)

Man ser att det är grunda bottenar, ner till 5 till 8 meters djup som påverkas. Påverkan går djupast i Forsmark och Simpevarp.

En syntes av det material som finns från Barsebäck med en reaktor i drift anger att de bottenar, som kan ha påverkats av kylvatten, sträcker sig längs kusten ungefär ut till djupkurvan för 5 meter, från halvvägs upp i Lundåkrabukten till fiskeläget Vikhög.

Konstateranden och slutsatser

- Kylvattnet påverkar normalt havsvattnet mellan ytan och ned till 5–7 meters djup.
- Beräkningar visar att med de djupförhållanden som råder är vissa bottenar ofta utsatta för kylvattenpåverkan utanför samtliga svenska kärnkraftverk.
- Under extrema förhållanden kan kylvattnet vintertid sjunka ned till större djup, fortsätta att utbreda sig där och påverka omfattande bottenarealer.

5.5 Termiska gradienter

Fisk som rör sig i vattenmassan vid en kylvattenplym kan dra sig undan eller anlockas, om den horisontella temperaturgradienten, temperaturförändringen per längdenhet, blir tillräckligt stor. Temperaturgradienten uttrycks vanligen som en siffra som anger temperaturförändring i grader per 100 m. Gradienten har oftast högre värden tvärs än längs kylvattenplymen. Vind

som pressar upp en kylvattenplym mot land, se 5.1, ökar den termiska gradienten tvärs plymen. Strömmar och lokala blandningsförhållanden påverkar också gradienten.

Jämförelser visar att de termiska gradienter, som orsakas av stora kylvattenutsläpp, vanligen är större än de naturliga horisontella variationer, som beskrivs i kapitel 4.

I tabellerna 5.2 till 5.5 presenteras medel-, max- och minvärden för horisontella gradienter tvärs och längs kylvattenplymen i ytan vid samtliga kärnkraftslägen.

Tabell 5.2. Medel, max och minvärden för den horisontella temperaturgradienten i ytan i kylvattenplymen vid Forsmark.

Område	Tvärs plymen			Längs plymen			(grader/100 m)
	Medel	Max	Min	Medel	Max	Min	
Näromr. (0,5 km)	1,3	2,0	0,5	-	-	-	
Fjärromr. (2,0 km)	0,2	0,6	0,1	0,2	0,5	0,1	

Tabell 5.3. Medel, max och minvärden för den horisontella temperaturgradienten i ytan i kylvattenplymen vid Simpevarp.

Område	Tvärs plymen			Längs plymen			(grader/100 m)
	Medel	Max	Min	Medel	Max	Min	
Näromr. (0,5 km)	1,3	2,0	0,5	-	-	-	
Fjärromr. (2,0 km)	0,5	2,0	0,1	0,4	2,0	0,1	

Tabell 5.4. Medel, max och minvärden för den horisontella temperaturgradienten i ytan i kylvattenplymen vid Barsebäck.

Område	Tvärs plymen			Längs plymen			(grader/100 m)
	Medel	Max	Min	Medel	Max	Min	
Näromr. (0,5 km)	1,9	3,2	0,6	0,4	0,6	0,2	
Fjärromr. (2,0 km)	0,8	2,3	0,1	0,2	1,3	0,1	

Tabell 5.5. Medel, max och minvärden för den horisontella temperaturgradienten i ytan i kylvattenplymen vid Ringhals.

Område	Tvärs plymen			Längs plymen			(grader/100 m)
	Medel	Max	Min	Medel	Max	Min	
Näromr. (0,5 km)	1,5	1,9	1,0	-	-	-	
Fjärromr. (2,0 km)	0,6	0,9	0,3	0,3	0,7	0,1	

Av resultaten i tabellerna framgår det, att de högsta medelgradienterna tvärs plymen är uppmätta i Barsebäck och de näst högsta i Ringhals, medan de är lägre i Simpevarp och Forsmark. Detta kan kopplas till strömhastigheterna i områdena. Främst i Barsebäck, men även i Ringhals, med höga dominerande strömhastigheter dras kylvattenplymerna ut med en skarp gräns mot omgivande vatten; i de lugnare vattnen vid Forsmark och Simpevarp, där den gravitationella spridningen betyder mer, blir utspädningsförloppet vanligen långsammare med mindre skarp gräns mellan kylvatten och opåverkat havsvatten.

I längsled finns inget likartat samband.

Konstateranden och slutsatser

- De termiska gradienterna tvärs kylvattenplymerna blir i medeltal störst i områden där strömmarna i havet är starkast.
- Något liknande samband finns inte längs plymerna.

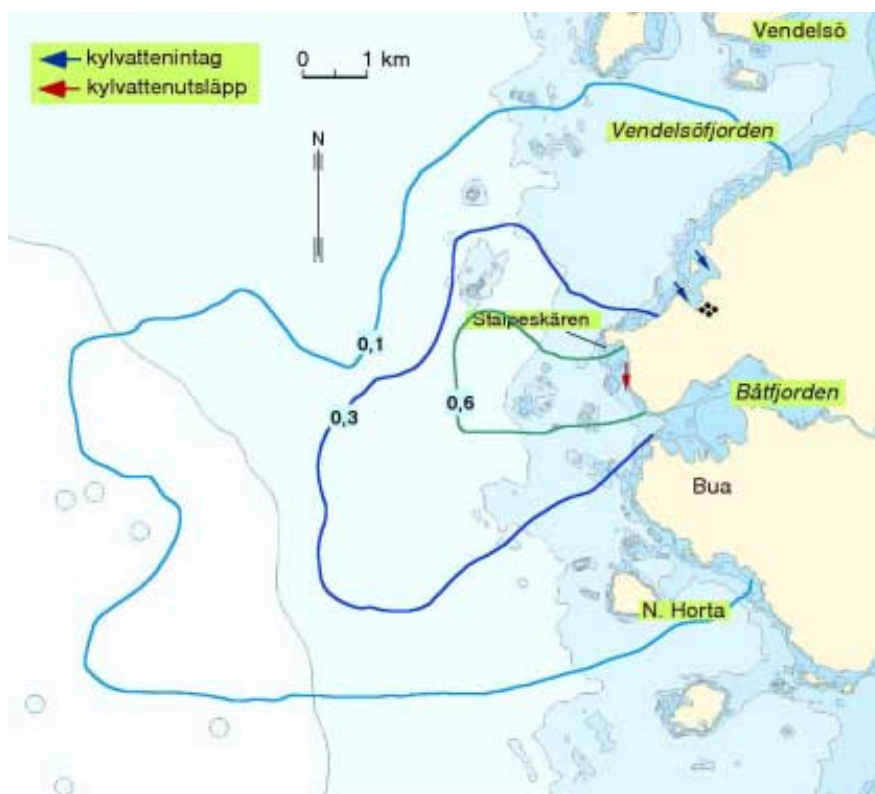
5.6 Storskalig utbredning av kylvatten

I de flesta lägen, där man släpper ut kylvatten, kommer kylvattenplymen att byta utbredningsriktning då och då beroende på de ström- och vindförhållanden, som råder i utsläppsområdet.

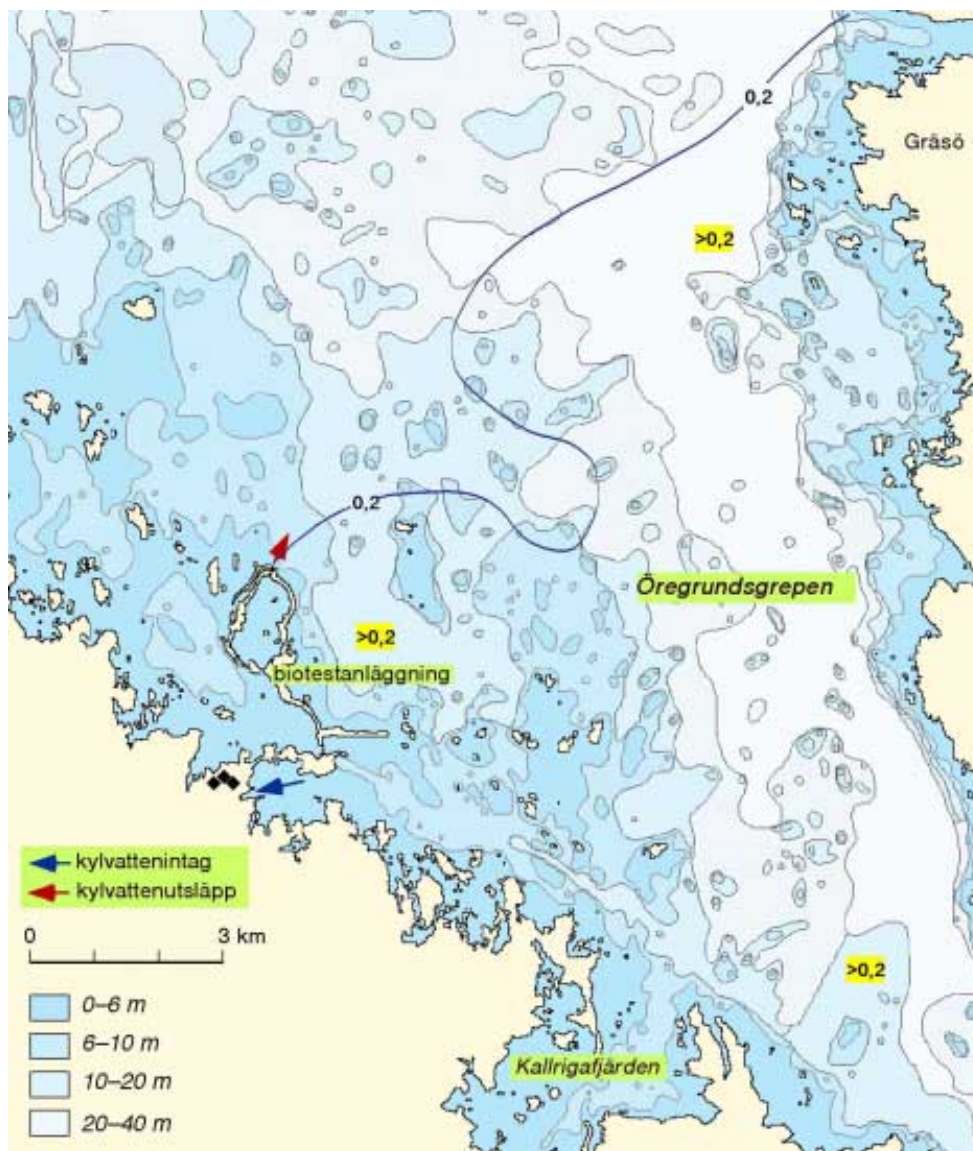
När plymen vandrar fram och tillbaka kan man misstänka, att det finns en risk för att ett större område värms upp med en låg övertemperatur. Man kan anta att risken för lågintensiv uppvärmning av en större areal är störst i områden med begränsad vattenomsättning, där kylvattnet kan ligga kvar när en ny plymriktning etableras. Den begränsade vattenomsättningen kan bero på svaga strömmar eller fysiska hinder för kylvattenutbredningen, som till exempel halvöar och öar. Notera skillnaden mellan denna uppvärmning, som är momentan (registrerad vid ett tillfälle), och den sammanlagda effekten av många kylvattenplymer, som presenteras i kapitel 5.3.

Från en satellitregistrering, som är gjord över Ringhals vid förhållanden med svag ström, ser man hur ett område utanför kärnkraftverket är påverkat av låga övertemperaturer. Mätbara övertemperaturer finns inom en area, som är av storleksordningen 75 km², se figur 5.17. (Lindahl 1980).

Vid Ringhals är detta den satellitmätning av ett antal studerade, där man har registrerat en storskalig påverkan av den här karaktären. Situationen är troligen inte vanlig eftersom man normalt har en tydlig, kustparallell ström i området, som för bort kylvattnet.



Figur 5.17. Område vid Ringhals, som samtidigt påverkas av låga övertemperaturer 1980-01-15. Cirka 0,1 m djup. Vid tillfället kördes kraftverket med c:a 50 procents effekt. (Sjöfartsverkets K-Bas.)



Figur 5.18. Område vid Forsmark, som påverkas av låga övertemperaturer 1989-10-27. Cirka 0,1 m djup. Vid tillfället kördes kraftverket med c:a 100 procents effekt. (Sjöfartsverkets K-Bas.)

Fler satellitbildsstudier har genomförts av havet utanför Forsmark. En av de studerade situationerna visar ett mycket stort område med låga övertemperaturer på 0,0 till 0,5 grader, figur 5.18. Man ser att havet är påverkat från utsläppet ända över till Gräsö och långt söderut i Öregrundsgrepen. Vid tillfället rådde en nordvästlig vind, som drev in vatten i västra delen av grepen samtidigt som det antagligen strömmade svagt norrut längs Gräsö i öster. Förhållandena var gynnsamma för att bygga upp en stor "ytvattenbubbla" inne i grepen. Storleken av det påverkade området var c:a 100 km². (Andersson och Hillgren 1990).

Ytterligare studier av satellitdata från senare år skulle kunna bekräfta att man normalt inte får någon tydlig storskalig uppvärmning vid Ringhals. Dessutom skulle sådana studier ge information om förhållandena vid Oskarshamnsverket, där man hittills inte har genomfört den här typen av analys.

FAKTARUTA

För att få en uppfattning om hur ett utsläpp kan påverka ett större havsområde kan följande överslagsberäkning göras för Kattegatt (det väldefinierade området mellan Sverige och Danmark, från Själland i söder till en linje mellan Marstrand och Skagen i norr) för ett kontinuerligt kylvattenutsläpp från Ringhals under ett år:

• *Vi förutsätter att inget utbyte sker med omgivande havsområden och att ingen värmeavgång sker till atmosfären, vilket är ett mycket konservativt antagande, som ger resultat som garanterat inte är underskattade. Ingående storheter i beräkningen är utsläppet från Ringhals, som maximalt uppgår till 175 m³ per sekund med en övertemperatur på 11 grader samt Kattegatts totala volym ovanför språngskiktet på c:a 15 meters djup, som är ungefär 250 000 000 000 kubikmeter. Vattenvolymen under språngskiktet är inte intressant eftersom det utsläppta kylvattnet inte kommer att nå det.*

Den totalt utsläppta kylvattenmängden blir $365 \cdot 24 \cdot 3600 \cdot 175 =$ c:a 5500 000 000 kubikmeter. Kylvattnet kommer att värma upp den totala vattenmassan $(5500\,000\,000 \cdot 11 + 250\,000\,000\,000 \cdot 0) / (250\,000\,000\,000 + 5500\,000\,000) = 0,2$ grader. Om man tar hänsyn till värmeavgången till atmosfären, att vattnet i Kattegatt blandas med vatten från omgivande havsområden och att kraftstationen inte är i full drift hela året kommer ovanstående siffra att reduceras till en storlek som är betydelselös.

Konstateranden och slutsatser

- Storskalig utbredning av låguppvärmt kylvatten vid ett och samma tillfälle har registrerats med hjälp av satellitdata vid Ringhals och Forsmark. Fenomenet bedöms förekomma oftare i Forsmark än i Ringhals.
- Den storskaliga utbredningen av kylvatten kan idag studeras mera ingående med modern satellitbildsteknik.

5.7 Påverkan på ström

När kylvatten släpps ut introducerar det mycket rörelseenergi i utsläppets närområde. Energin kan ge upphov till starka strömmar, som ofta är tydliga på mer än 100 meters avstånd från utsläppspunkten. Det positiva med sådana strömmar är att de kan medföra att vattenutbytet i stagnanta områden förbättras lokalt. Men om utsläppet sker i till exempel ett sund eller en större älv med sjöfart förbi utsläppsområdet, kan det ge upphov till strömfält, som kan vara störande för passerande fartyg om inte utsläppsanordningen får en lämplig utformning och riktning. Utformningen kan till exempel göras sådan att hastigheterna sänks relativt snabbt och riktningen kan läggas mera längs än tvärs farleder.

Vid inloppet till Båtfjorden vid Ringhals fanns det farhågor för att det sydriktade kylvattenutsläppet skulle generera besvärande sidoströmmar för passerande båtar. I verkligheten har detta aldrig blivit något problem.

5.8 Effekter av vattenståndsvariationer

Som har nämnts tidigare (i kapitel 4) varierar vattenståndet längs Sveriges kust betydligt med tiden.

Vattenståndsvariationer har betydelse för vilka bottnar, som kommer att påverkas av utsläppt kylvatten. Vid lågvatten når kylvattnet normalt allra djupast. Vid högvatten påverkas ofta grundare liggande bottnar, eller vid en flack kust ibland till och med områden, som normalt inte är vattentäckta.

6. Effekter i kylsystemen

6.1 Effekter i kylvattenintag

Det krävs avsevärda vattenvolymer för kylningen av reaktorerna. Som exempel kan nämnas, att det samlade kylvattenflödet genom Ringhalsverket (165 m³/s) ungefär motsvarar medelvattenföringen i Skellefteälven (158 m³/s). Vatten, som hämtas från havet, innehåller levande organismer av många olika former. Växt- och djurplankton, växtdelar, maneter, fiskägg, fiskyngel och större fiskar transporteras med kylvattenströmmen till kraftverkets intag, där de möter en avsilningsanläggning, som sorterar bort alla partiklar större än någon millimeter. Rensmassorna återförs antingen till havet eller läggs på deponi. Plankton, fiskägg och nykläckta fisklarver är så små att de normalt passerar genom silarna.

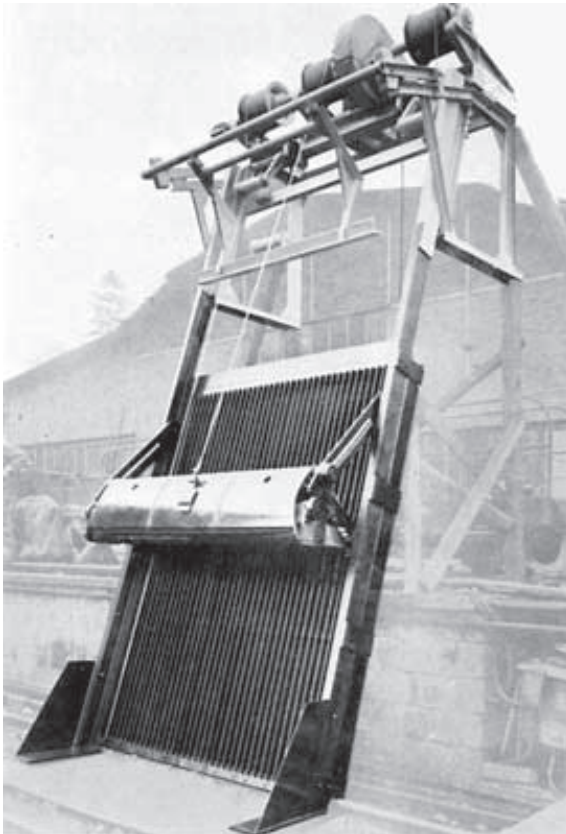


Bild 6.1. Grovgaller med skrapmaskineri vid Ringhalsverket. Foto genom Ringhals AB.



Bild 6.2. Silstation vid Forsmarksverket. Foto genom Forsmarks Kraftgrupp AB.



Bild 6.3. Del av silstation vid Forsmarksverket.
Foto genom Forsmarks Kraftgrupp AB.

Förlusterna av fisk har ansetts vara det såväl ekologiskt som ekonomiskt största bekymret. Kontroll av fiskförluster har skett vid samtliga kärnkraftverk, dock med varierad metodik och omfattning. Huvuddelen av den fisk som silas bort utgörs av årsyngel. Förlusterna av ål har setts som särskilt bekymmersamma mot bakgrund av artens allmänna tillbakagång. Driftproblem kan också uppkomma om mängden indrivande material blir så stort, att silarna täpps igen.

6.2 Effekter vid passage av kondensor och kylvattenkanaler

De organismer som är så små, att de inte fångas upp på kylvattenintagets silar passerar kondensorn, där det sker en hastig tryck- och temperaturhöjning. Planktonorganismerna kan påverkas av detta. Mekaniska skador och temperaturer över den kritiska gränsen för överlevnad, letaltemperaturen, kan orsaka dödlighet. Letala temperaturer förekommer främst vid anläggningar, som ligger i varma klimatområden, där omgivningens temperatur redan naturligt ligger på en hög nivå. Under varma sommarperioder, då havsvattnets temperatur överskrider 20 °C, riskerar man dock nå letala temperaturer vid passage av värmeväxlaren även vid svenska kraftverk.

Letaltemperaturer för djurplankton är dåligt undersökta. I litteraturen finns dock uppgifter som tyder på att gränserna ligger i området 32–38 °C (Heinle 1969). Kunskapen är bättre för fisk. De uppgifter över letaltemperaturer, som var tillgängliga vid början av 1970-talet och som presenteras i figur 2.3, är i huvudsak fortfarande giltiga. Några tillägg kan dock göras för vanliga arter som saknas i figuren. Letaltemperaturen för torsk anges till 20–22 °C, för sill 20–21 °C och för ål 34 °C.

Fiskägg och fisklarver är känsligare för tryckändring och mekanisk påverkan än växt- och djurplankton. Dödligheten är sannolikt stor, främst för larverna, om de sugts in genom kylvattenintaget. Fiskarter med pelagiska ägg och larver förekommer främst i Västerhavet. I kylvattensystemet etableras en påväxt av främst musslor, nässeldjur och havstulpaner, som filtrerar plankton som föda. Kondensorns funktion kan störas av påväxten, varför man ofta klorerar kylvattnet för att döda filtrerarna, s.k. "antifouling". I de svenska kärnkraftverken vid Östersjön tillåter man bara undantagsvis klorering, utan rengöringen har här skett mekaniskt med hjälp av skumplastbollar, som trycks genom kondensorrören.

6.3 Oskarshamnsverket

Vid Oskarshamnsverket finns tre silstationer, en för varje reaktor. Vattnet från silstationerna för O1 och O2 förs genom en gemensam tunnel till havet. Utsläppet från O3 sker via en separat tunnel. Bandsilarna har maskvidden 2 mm i kvadrat. Planktonorganismer kan alltså passera igenom, medan fisk fångas upp på silarna. Pelagiska fiskägg och larver av sådan storlek att de kan passera silarna är sparsamt förekommande i området.

Vid O1 och O3 återförs rensmassorna till havet, varvid man antar att åtminstone en del av de mer robusta arterna som ål kan överleva. Rensmassorna från O2 avvattnas och förs till deponi.

6.3.1 Effekter på plankton

Förlusterna av djurplankton i kylsystemet studerades under mer än en årscykel 1975–76 (Karås 1978, 1992). Tätheterna i intagsvattnet var högst under sensommaren, då hopp- och hinnkräftor dominerade. Larver av havstulpaner, d.v.s. fastsittande filtrerare, förekom hela året. Resultaten visade, att döda djurplankton fanns såväl i intagsvattnet som i utloppet från kylvattentunneln. Antalet döda per liter var något högre i utloppet, dock bara ett fåtal procent. Inte ens under högsommaren, då man riskerar nå letaltemperaturer, observerades hög dödlighet. Djurplankton kan alltså klara påverkan av både den tryckförändring och temperaturhöjning som sker i värmeväxlaren och de mekaniska skador som kan orsakas vid passagen.

En tydlig effekt noterades dock när tätheten djurplankton i in- och utlopp jämfördes. Cirka 30% av djuren försvann vid passagen genom kylsystemet. Den mest närliggande förklaringen var, att en filtrerarfauna hade etablerats på väggarna i kylvattensystemet och att denna konsumerat partiklar som följt med strömmen. Teorin stöddes av observationer av kraftigt förhöjda tätheter av havstulpanlarver vid utloppet. Tätheterna ökade från drygt 100 ind/m³ till mellan 1000 och 4000 ind/m³ (Karås 1992).

Planktonsamhället i Hamnefjärden och området utanför studerades åren efter kraftverkets start (se Kap.7.1). Förändringar, som sannolikt berodde på förlusterna i kylvattentunnlarna, kunde ses i Hamnefjärden men inte längre ut. Den snabba omblandningen med omgivande vatten motverkade tydligen effekter på samhället i recipienten.

6.3.2 Effekter på fisk

En omfattande kontroll av förlusterna av fisk i kylsystemet genomfördes 1975 med vissa kompletteringar 1977 (Karås 1979). Efter detta började man göra stickprovskontroller i silstationerna till O1 och O2, vilket ledde fram till ett program som tillämpats sedan 1984. Mängden fisk, som samlas upp i ett av de fyra kylvattenstråken under en tid av normalt tre timmar, räknas av kraftverkspersonalen vid varje kontrolltillfälle under perioden april–september. Fiskdödligheten i silstationen till O3 bestod av stickprovskontroller fram till 1990, varefter det endast finns skyldighet för personalen att rapportera större avvikelser. Vid kontrollen 1975 konstaterades, att c:a 13 ton fisk uppsamlats i silstationen det året (Karås 1979). Yngel av pelagiska arter dominerade helt; drygt 50% bestod av skarpsill och c:a 20% av strömming. Stickprovskontrollen vid O1 och O2 1982 rapporteras i Andersson (1983). Intresset riktades främst mot förlusten av ål. Vid O1 beräknades den till mer än 3 700 st. under årets första tre kvartal; under det fjärde var reaktorn inte i drift. Årets totala förlust vid O2 beräknades till c:a 1 400 st. De största mängderna förekom under april–juni. Värdena låg över den beräknade ålförlusten 1975.

Förlusterna av skarpsill och strömming beräknades totalt till c:a 0,9 miljoner individer, en skattning som låg nära 1975 års värden. Abborre och mört tillhörde också de vanligaste arterna. Drygt 8 000 individ av vardera art uppsamlades 1982, vilket låg nära de beräknade värdena 1975.

Neuman & Andersson (1990) sammanfattar kontrollverksamheten under 1980-talet (tabell 6.1). Strömmingen var den i särklass vanligaste arten med en beräknad årlig förlust av c:a 200 000 individer. Huvuddelen av förlusterna ägde rum under lektiden på våren. För övriga arter hade relativt få individer registrerats. Den genomsnittliga årliga förlusten av ål uppgick till c:a sjuhundra individer. Skadorna på andra arter än ål bedömdes vara av liten betydelse. Förlusten av ål ansågs dock kunna ha en viss inverkan på det lokala fisket.

Tabell 6.1. Årsmedelvärden för antalet fiskar förlorade i silstationerna för O1 och O2 1984–1989.

Reaktor	Strömming	Abborre	Mört	Skrubbskädda	Ål <40 cm	Ål >40 cm
O1	33 000	2 900	1 600	200	300	200
O2	160 000	600	300	600	100	100
Summa	193 000	3 500	1 900	800	400	300

Under 2006 gjordes en ändring i rutinerna för kontrollen vid O2, som bl.a. innebar att även småvuxen fisk och individer av mindre vanliga arter räknades. Bland småvuxna arter har spiggar dominerat kraftigt tillsammans med kantnålar de senaste tre åren. Den totala förlusten av storspigg under maj månad 2006 beräknades till c:a 1,5 milj. individer. Kontrollen av större fisk visade, att strömming, abborre och skrubbskädda dominerade i silstationen (tabell 6.2). Förlusterna av abborre varierade mellan år med ett minimum 2007. Även om metodskillnader föreligger, tycks mängderna vara jämförbara med dem som redovisats av Andersson (1983). Det totala antalet ålar som samlades upp i O1 och O2 varierade mellan c:a 800 och c:a 1400 individer (tabell 6.2), d.v.s. i samma storleksordning som under 1980-talet (Neuman & Anderson 1990).

Tabell 6.2. Förlusterna av större fisk i silstationerna till O1 och O2 åren 2006–2008.

	2006		2007		2008	
	O 1	O 2	O 1	O 2	O 1	O 2
Strömming	3 049	14 941	758	2 379	3 279	926
Abborre	3 757	5 756	1 388	1 597	4 965	1 730
Skrubbskädda	4 611	8 602	5 569	4 543	6 736	2 266
Mört	814	992	1 871	797	3 790	1 125
Ål <40 cm	151	792	457	343	335	283
Ål >40 cm	0	328	241	344	146	35

För att bl.a. minimera förlusterna av fisk tas kylvattnet till den tredje reaktorn in via ett bottenintag på c:a 18 m djup beläget drygt trehundra meter från land. I intagsbyggnaden finns ett fingaller som maskinrensas och rensat leds till en rens grop, som står i förbindelse med havet via ett grovt rör. Röret är avsett att avleda spolvattnet tillsammans med levande fiskar. Döda fiskar och annat rensmaterial sedimenterar till botten av gropen.

Stickprovskontroller framför grovgallren och i rens gropen 1985–1988 visade, att fiskförekomsten vid intaget var liten. De flesta kontrollerna genomfördes under vinter och vår. Den generella bilden var, att fiskförlusterna var mycket ringa. Strömmingen var den vanligaste arten. De uppskattade kvantiteterna överskred aldrig mer än några tusen individer. Unga fiskar dominerade. Bland övriga observerade arter kan nämnas torsk, lake, sik, flundra och ål. Djupvattenintaget visade sig alltså leda till mycket små fiskförluster (Andersson 1990). Kontrollen har därför inskränkts till skyldighet att rapportera om större avvikelser observerats.

6.4 Forsmark

I Forsmarksverket finns två silstationer, en gemensam för F1 och F2 samt en för F3. Kylvattnet går i två separata tunnlar till havet, den för F1 och F2 via Biotestsjön. Bandsilarna har maskstorleken 2 mm, vilket innebär att plankton passerar men i stor sett ingen fisk, då arter med pelagiska ägg och larver är mycket sällsynta i Bottenhavet. De avsilade rensmassorna avvattnas och förs till deponi.

6.4.1 Effekter på plankton

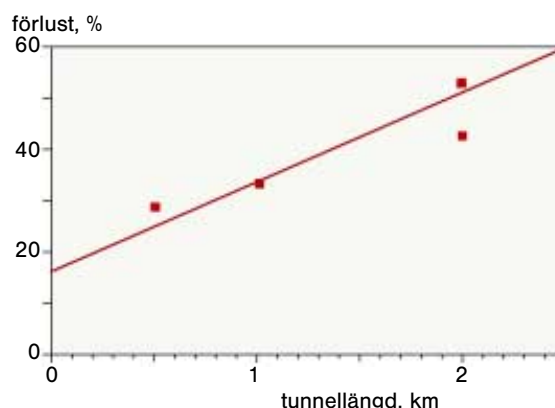
Förlusterna av djurplankton i Forsmarks kylvattenvägar undersöktes 1980, 1984, 1985 och 1986 (Karås 1992). Vattenprov togs dels i intagskanalen, dels i kylvattentunnlarnas utloppsmynningar. Proven filtrerades genom en finmaskig planktonhåv. För att närmare undersöka betydelsen av att en filtrerarfauna etableras på väggarna i kylsystemet, vilket kontrollerna vid Oskarshamnsverket indikerade, gjordes studier 1980 och 1985 under perioder då pumparna testades innan reaktorerna togs i drift; för F1 1980 och F3 1985 i respektive kylvattenvägar. Resultaten jämfördes med de senare undersökningarna, då man antog att filtrerarfaunan hunnit utvecklas. Kontrollen av förluster 1984 och 1986 gjordes under perioden februari–oktober.

Höga djurplanktontätheter noterades i intagsvattnet under sensommaren, juli–september. Under de perioder då pumparna testkördes förelåg inga signifikanta skillnader mellan proven tagna före och efter kraftverket. Vid de senare studierna, då reaktorerna varit i drift några år, var däremot skillnaderna stora. Den tydligaste påverkan noterades för hoppkräftorna; mellan 40% och 50% förluster noterades. Förlusterna av hinnkräftor var lägre, c:a 20%. De årliga förlusterna av djurplankton beräknades uppgå till några hundra ton.

När data från Forsmark sammanställdes med de tidigare resultaten av planktonundersökningarna i Oskarshamnsverket, Barsebäck och Ringhals, konstaterades att det fanns ett tydligt samband mellan kylkanalernas längd och planktonreduktionen (figur 6.1), vilket styrkte tesen att filtrerarfaunan orsakat förlusterna.

6.4.2 Effekter på fisk

Förlusterna av fisk i silstationen till F1 och F2 har kontrollerats årligen sedan 1992 under två perioder, åtta veckor på våren och tolv veckor på hösten, som täcker förekomsttopparna för viktiga arter. Stickprov tas för räkning av yngel och småfisk, medan samtliga större fiskar räknas. Vid rapporteringen räknas resultaten upp, så att de representerar den totala förlusten i hela kraftverket under kontrollperioderna, varvid man antar att förlusterna per volymenhet kylvatten i silstationen för F1 och F2 är representativa även för F3. Undersökningsperioderna fastställdes efter månatliga undersökningar 1986 och 1988.



Figur 6.1. Förluster av djurplankton i relation till kylvattentunnlarnas längd. Den kortaste tunneln finns i Barsebäck, följt av Oskarshamnsverket, Forsmark och Ringhals.

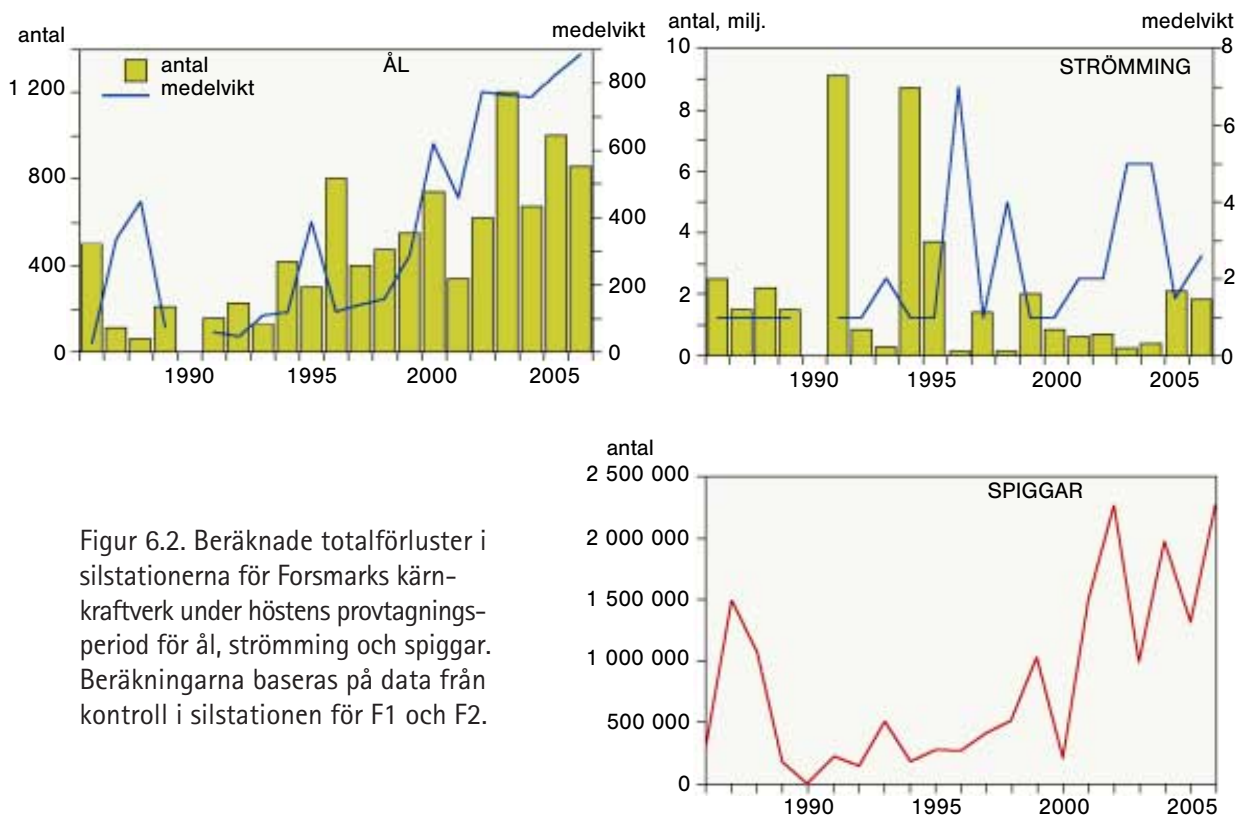
Under perioden 1992–2004 rapporterades sammanlagt 37 arter fisk. Som jämförelse kan nämnas, att totalt 23 arter noterades i nätprovfisket i referensområdet Finbofjärden åren 1991 t.o.m. 2000 (Ådjers m fl 2001). Silstationskontrollen ger alltså en god bild av fisksamhällets sammansättning i denna del av Östersjön. De arter som främst varit av intresse, både ur miljösynpunkt och för fisket, är strömming, storspigg, ål, gös och abborre. Storspiggen har varit den dominerande arten under vårprovtagningarna, medan strömmingen varit

vanligast under höstarna. Förlusterna har i stor utsträckning bestått av årsyngel. Det totala antalet storspiggas, som årligen förlorats, har varierat mellan c:a 300 000 och c:a 10 000 000 sedan 1992 (Adill m fl 2009). Strömmingsförlusterna har också varit varierande. År 1998 noterades den lägsta beräknade totalförlusten, c:a 200 000, medan det högsta värdet, c:a 8 700 000 noterades 1994. Sedan 1996 har förlusterna under höstperioden varit jämförelsevis små (500 000 till 1 000 000) utan starka variationer mellan år (figur 6.2). Betydelsen för det lokala beståndet har ansetts små och som mest beräknats motsvara fångsterna i en ordinär strömmingsryssja.

Förluster av andra kommersiellt intressanta arter än strömming, i första hand abborre, gös och ål, har varit av betydligt mindre omfattning (Adill m fl 2009). För abborren har de varierat mycket kraftigt mellan år, förmodligen främst beroende på skillnader i rekryteringsutfall. Sedan 1992 har de totala förlusterna varierat mellan c:a 2 000 och c:a 30 000 vid vårprovtagningen resp. c:a 1 000 till c:a 60 000 vid höstprovtagningen. Då provtag-



Bild 6.4. Fisk som fastnat i silstationen vid Forsmarksverket. Foto genom Forsmarks Kraftgrupp AB.



Figur 6.2. Beräknade totalförluster i silstationerna för Forsmarks kärnkraftverk under höstens provtagningsperiod för ål, strömming och spiggas. Beräkningarna baseras på data från kontroll i silstationen för F1 och F2.

ningsperioderna inte alltid täckt den tid, då förlusterna varit störst, underskattar beräkningarna det totala antalet abborrar som omkommer i kraftverkets silstationer under hela året. Relativt stor indrift av gös till silstationerna har noterats enstaka år. Förlusterna har skett företrädesvis under våren. Antalet förlorade gösar ökade mycket kraftigt vid slutet av 1990-talet, sannolikt beroende på att varma somrar lett till en god rekrytering. Ca 30 000 gösar förlorades sammantaget i kraftverkets båda kylvattenintag våren 2004. Åren därpå sjönk förlusterna tillbaka till samma låga nivå som i slutet av 1980-talet (Adill m fl 2009). De höga medelvikterna indikerar, att huvuddelen av fiskarna samtliga år varit äldre än årsyngel.

Förlusterna av ål under kontrollperioderna har stigit sedan kontrollen inleddes, med det högsta värdet, c:a 2 000 st, 2008 (Adill m fl 2009). Förlusterna har varit störst under höstperioden (figur 6.2). Medelvikten har genomgående varit hög för de avsilade ålarna under senare år. Vid höstens kontroll åren 2007 och 2008 låg medelvikten vid c:a 900 gram, vilket indikerar att många ålar måste ha varit blankålar eller nära detta stadium och att de påbörjat sin vandring söderut. Då det europeiska ålbeståndet försvagats, vilket motiverat kraftiga inskränkningar i fisket, anses förlusterna av ål vara bekymmersamma.

En förklaring till de ökade förlusterna i Forsmark har ansetts vara de utsättningar av ålyngel som gjordes under 1980-talet i Biotestsjön (Mo m fl 1996). Åldersbestämningar på ål i Biotestsjön samt märkningar indikerar dock, att utsättningarna inte haft någon större betydelse för utvecklingen i silstationen. Trots att ett stort antal ålar märkts i Biotestsjön har inte en enda återfångats vid silstationskontrollen.



Bild 6.5. Märkning av ål vid studier av ålens vandringar vid Biotestanläggningen.
Foto: A. Sevastik, Kustbild.

6.5 Ringhals

Vid Ringhalsverket finns två silstationer för kylvattnet – en för reaktorerna R1 och R2 och en för reaktor R3 och R4 – där större partiklar avskiljs i bandsilar med 4 mm maska. Därefter förs kylvattnet genom värmeväxlarna och vidare ut till havet genom två 1,8 km långa bergtunnlar. Beroende på maskvidden i silstationerna kan ägg och larver av fisk, inkluderande glasål, passera igenom bandsilarna. Större larver och yngel fångas däremot upp.

Fisk och annat material avlägsnas från kylvattnet med ett system av rensgaller och korgbandsilar. Den finaste maskstorleken finns i korgbandsilarna. Rensmassorna återförs till havet via rörledningar från de båda silstationerna som löper samman till en gemensam utsläppstub, mynnande på 7–8 m djup i havet utanför kraftverket. Detta system tillkom 1986 efter observationer av stora förluster av gulål under de första driftsåren utan återpumpning. Ett speciellt problem med organismer, som inte kan passera genom bandsilarna, utgörs av maneterna, som vid vissa tillfällen blockerat kylvattenintaget.

Påväxt av filtrerande organismer i kylvattensystemen har varit ett betydande problem i Ringhals. Under en driftperiod från oktober 1974 till juli 1975, då ingen klorering gjordes, var påväxten så kraftig att man vid rensning av Ringhals 2:s inloppskanal avlägsnade c:a 200 ton av huvudsakligen blåmusslor. Bekämpning har därför gjorts med tillsats av natriumhypoklorit till kylvattnet. Under senare år har man, efter försök, övergått till att endast klorera det s.k. hjälpkylvattnet, som kyler säkerhetssystem. Doseringen av natriumhypoklorit har därigenom minskat betydligt. Kloröverskottet i vattnet avtar under passagen genom kraftstationen och när kylvattnet når utsläppspunkten i havet söder om Ringhals udde ska halten restklor ligga <0,1 mg/l för att undvika miljöskador. Vid klorering påverkas dock de organismer som följer med kylvattnet.

6.5.1 Effekter på plankton

Undersökningar av planktonförluster i Ringhals gjordes 1976 och 1979 (Karås 1992). Kontroller av mängden dött djurplankton vid intag respektive utsläpp visade, att dödligheten beroende på mekaniska skador var låg (Karås 1992). Resultaten överensstämde med den tidigare studien vid Oskarshamnsverket. Dödligheten var c:a 3%, utom vid de tillfällen då kylvattnet klorerades. Under denna behandling beräknades den öka till 30–60%. Risken för planktondöd beroende på överskridande av letaltemperaturer ansågs liten, då marginalerna upp till dem var goda.

I likhet med studierna vid övriga kraftverk observerades minskade tätheter vid passagen av kraftverket. I Ringhals, där kylvattenkanalerna är förhållandevis långa, beräknades antalet djurplankton minska med c:a 50%. Effekten ansågs även här bero på att filtrerarfaunan, som växer på kylkanalernas väggar, silar av passerande partiklar.

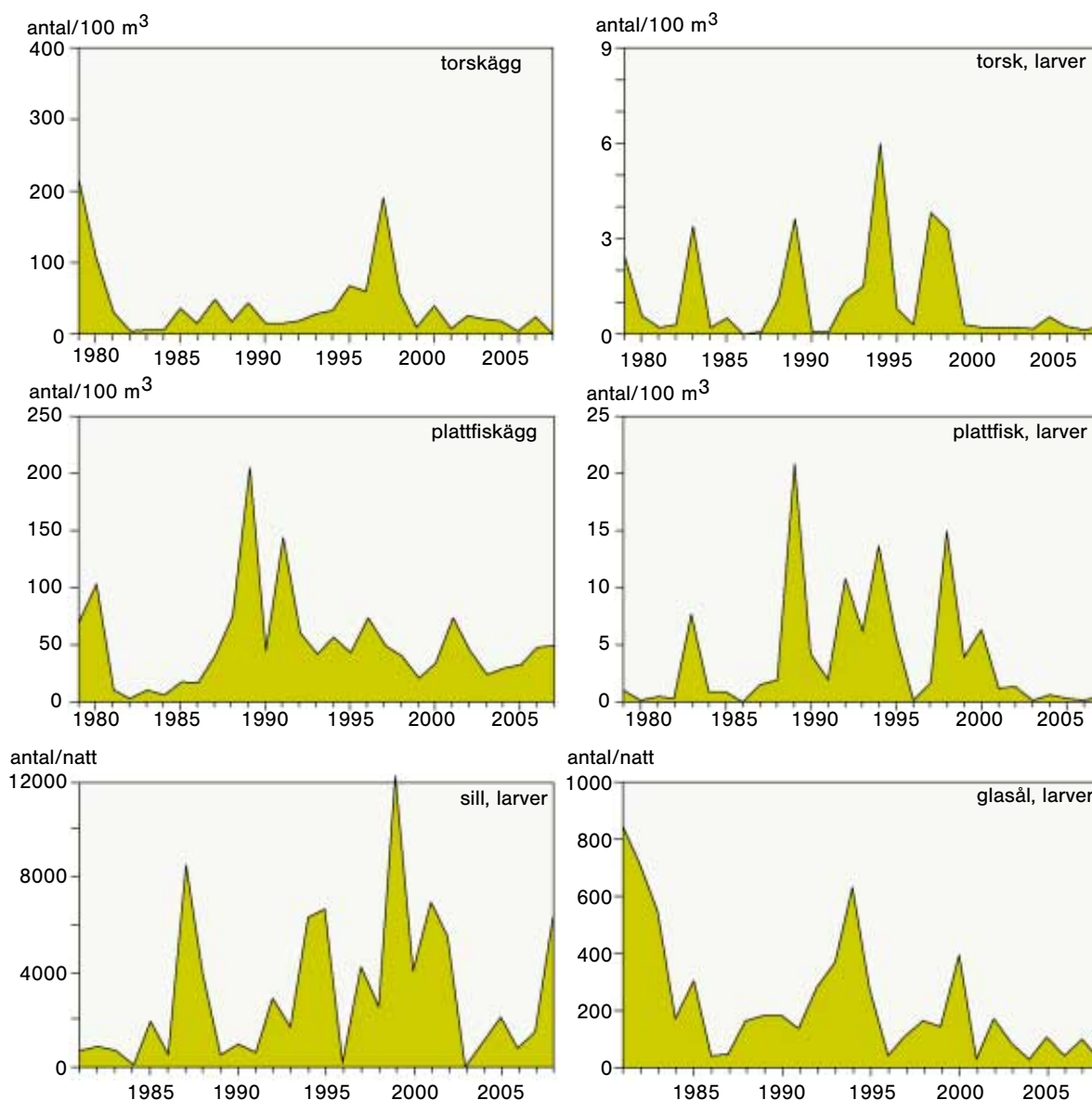
6.5.2 Effekter på fisk

Sedan 1979 görs årliga mätningar av mängden fiskägg, fisklarver och små yngel som transporteras in till kraftverket. Under det första året gjordes kontroller under samtliga årstider. De huvudsakliga förlusterna av såväl ekologiskt som ekonomiskt viktiga arter förekom under våren, varför perioden februari–april valdes för den fortsatta kontrollen. Provtagningen har på detta sätt riktats mot glasål, ägg och unga larver av torsk och plattfiskar samt större larver och yngel av höstlekande sill.

Indriften av fiskägg och små fisklarver undersöks med en trål med maskvidd 0,5 mm som sätts i kylvattenintaget. Resultaten har analyserats 1988, 1998 och 2005 (Grimås m. fl. 1988, Thörnqvist m. fl. 1998, Fagerholm & Andersson 2005). Resultaten från senare år redovisas i Jansson (2008).

Vid den första sammanställningen 1980 (Andersson 1980) konstaterades, att ägg av torsk och plattfiskar förekom rikligt under vårvintern. För dessa arter ansågs dödligheten vara i stort sett total vid passagen av kraftverket. Förlusterna av torskägg sjönk från en hög nivå, när mätningarna startade 1979, och har sedan dess, med undantag av åren 1996–1998 legat på en låg nivå (figur 6.3). Förekomsten av torskclarver har varierat kraftigt mellan år (0,5–3 ind/100 m³) utan någon trend. Sedan 1999 har tätheterna varit mycket låga. Betydelsen av förlusterna av torskägg är svår att beräkna, men den totala förlusten 1979–1996 motsvarade äggproduktionen av c:a 15 ton torskbonor (Thörnqvist m fl 1998). I relation till den totala äggproduktionen i beståndet är äggförluster normalt av liten betydelse, men då Kattegatts torskbestånd för närvarande är så försvagat att man fredat lekområdet från fiske kan de inte ses som helt oväsentliga.

Tätheten av ägg och larver av plattfiskar har varierat mycket kraftigt, med flera toppar i slutet av 1980-talet och under 1990-talet (figur 6.3). En förklaring till variationerna kan vara att skiftande ström fört vatten från olika områden mot intaget (Franzén m. fl. 2002).



Figur 6.3. Indriften av ägg och larver av fisk till Ringhals kraftverk.

Stationära arter riskerar att drabbas av lokala beståndsnedgångar vid för stora förluster av ägg och larver i silstationen (se kapitel 7.3). Stensnultra, rötsimpa och tejstefisk tillhör denna grupp fiskar. Provfisket har visat, att tätheten av stensnultra minskat i utsläppsområdet, vilket skulle kunna vara en effekt av förluster i kylsystemet (Grimås m. fl. 1988). En förhållandevis stor förlust av larver av rötsimpa har föreslagits medverka till den fångstskillnad mellan områden som etablerades under 1980-talet. En liknande påverkan har befarats drabba tejstefisken (Grimås m. fl. 1988), som dock inte fångas i provfiskena i nämnvärd omfattning.

Indriften av större fisklarver och yngel kontrolleras med en trål, som sätts i intagskanalen under samma period som kontrollen av ägg och mindre larver. Provtagningen har utformats för kontroll av pelagiska ållarver (glasål) och larver av höstlekande sill, men klarbult, storspigg, tobis och sandstubb är också vanliga i proven.

Förekomsten av glasål undersöktes ingående efter de första årens drift (Andersson & Jacobsson 1980). Tidvis noterades tämligen stora mängder i intagsvattnet. Märknings- och sumpningsförsök gjordes för att studera överlevnaden hos glasålar, som passerar genom kraftverket. Vid dessa försök användes en vitalfärgningsmetod, som gjorde det möjligt att snabbt och skonsamt märka stora mängder fiskar. Det var också lätt att identifiera återfångade märkta ålar. Resultaten visade, att man kunde återfånga märkta ålar vid kylvattenutsläppet, och att de flesta av dessa levde utan synliga skador. Vattnet är här så turbulent, att man även skulle ha återfångat döda ålar om sådana förekommit.

Larver av andra arter klarar sannolikt inte passagen av kraftverket lika bra, utan för dem räknar man med i stort sett 100% dödlighet (Grimås m fl 1988). Analysen av glasålförekomst har fortlöpande redovisats i bl.a. årsrapporter (Jansson 2008). Det beräknade antalet glasålar, som passerat genom intagskanalen under provtagningsperioderna, har fluktuerat kraftigt, men det finns en tydlig tendens till sjunkande tätheter med tiden (figur 6.3).

Förekomsten av larver av höstlekande sill når en topp under våren. Under perioden 1981–1993 var indriften flertalet år förhållandevis liten (figur 6.3). Med undantag av ett år, 1996, tenderade mängderna sillarver i proven att vara betydligt högre fram till 2003, då tätheten minskade betydligt.

Större fisk, som inte kan passera bandsilarna, avskiljs och återförs till recipienten. Vissa arter, t.ex. ål och äkta tunga, klarar denna behandling (Grimås m. fl. 1988). Huruvida detta även gäller känsligare fiskar som sill är inte känt. Mängderna större fisk, som avskiljs, har inte kontrollerats sedan 1979. Förlusterna fr.o.m. våren 1975 t.o.m. 1979 uppskattades till c:a 22 ton (Grimås m fl 1988). Större delen av förlusterna bestod av ej artbestämd "småfisk", främst tobis, vitling, klarbult, sill och skarpsill.

6.6 Barsebäck

Barsebäckverket var försett med en silstation, som betjänade båda blocken. Maskvidden i silarna var 2 mm, vilket innebar att ägg och små fisklarver kunde passera, medan större larver och yngel fångades upp. Detta gällde även glasål, som alltså fastnade i silstationen. Innan 1982 avvattnades rensmassorna och deponerades på land. Beroende på observationer av ålförluster infördes detta år en ny instruktion, som innebar att driftspersonalen skulle återföra rensmassor till havet, när man observerade ålförekomst.

6.6.1 Effekter på plankton

Undersökningar av förlusterna av djurplankton vid passagen genom kylsystemet gjordes under perioden februari–november 1978 och 1980 (Karås 1992). Förlusterna uppskattades

till c:a 30% som årsmedelvärde, vilket var något mindre än vid övriga verk, sannolikt beroende på det jämförelsevis korta kylsystemet. De största förlusterna förekom under sommaren och hösten. Dödligheten vid passagen beroende på tryck- och temperaturförändringar eller mekaniska skador visades även här vara låg; andelen dött djurplankton var endast c:a 1% högre i prover från utsläppet jämfört med intaget. Risken för letaltemperaturer var förhållandevis låg i Barsebäck, beroende på att kraftverket vanligtvis stängdes för revision under sommaren. Djurplanktonförlusterna uppvägdes i viss mån av att de filtrerare, som levde i systemen, producerade larver. Detta var särskilt tydligt för havstulpanerna.

6.6.2 Effekter på fisk

Dödligheten hos ägg och små larver av fisk, som passerade kraftverket, har inte undersökts men bedömdes vara mycket hög för flertalet arter. Undersökningar av glasål visade dock, att minst 50% av dessa överlevt passagen (Andersson 1981 a). Mängderna ägg och larver, som fördes in med kylvattnet, varierade kraftigt mellan år. I Öresund styrs ägg- och larvtätheterna av vattenströmmarna. Sker saltvatteninbrott under den tid då dessa stadier finns i pelagialen strömmar ägg och larver in från Kattegatt, vilket innebär att förlusterna kan bli stora. År 1980 sögs c:a 4×10^8 fiskägg in i kraftverket, motsvarande produktionen från 50–500 honor av torsk och för plattfiskar 200–2000 honor (Andersson 1981 b). Även om förlusterna vid enstaka tillfällen kunde bli jämförelsevis stora, bedömdes effekten på rekryteringen hos berörda fiskbestånd bli försumbar (Grimås & Neuman 1983). Vid den tiden var torskbestånden i Öresund och Kattegatt starka jämfört med idag

Förlusterna av större larver och yngel under åren 1979–1981 dominerades av ett fåtal arter: sill, ål och storspigg (Grimås & Neuman 1983, Andersson 1981b). Undersökningen gjordes med håv i intagskanalen. Mängden sillyngel/sillarver uppgick som högst till 2×10^6 . Större fisk kontrollerades i rensmassorna. Här beräknades de årliga förlusterna till 1–1,5 ton, främst gulål och skrubbskädda.

Öresund, och då speciellt den svenska sidan, har länge ansetts vara en mycket viktig vandringsväg för ålyngel in till Östersjön (Westerberg 1997). Av den anledningen lades stor vikt vid att kontrollera ålyngelförlusterna i kraftverkets silstation redan under de första årens drift. Under 1979–1980 beräknades förlusterna av gulål till 200–300 kg/år (Anderson 1981 b), främst små gulålar (20–30 g). Det totala bortfallet av individer 1980 uppskattades till 10 000 st. Indriften av glasål undersöktes också, varvid man konstaterade att andelen som fastnat i silstationen var minst 50% (Andersson 1981 a). Vid en fortsatt kontroll av fisk i rensmassorna under en helårscykel 1982–1983 beräknades c:a 80 000 glasålar och c:a 1 200 gulålar ha fångats upp i silstationen (Jacobsson 1983). År 1982 gjordes dessutom för första gången observationer av stora mängder nypigmenterade yngel, d.v.s. yngel som nyligen lämnat glasålstadiet och blivit bottenlevande. Över 700 000 uppskattades driva in i silstationen. Dödligheten på uppfångad ål skattades 1983 till 100% för glasål och 25% för gulål <50 g. För större ålar ansågs dödligheten vara mycket liten.

Förlusten av ål bedömdes allvarlig, varför frågan om kompensation togs till Vattendomstolen, som beslutade att kompensationsutsättningar skulle göras baserat på beräkningar av förlusterna. Åren 1993 och 1994 gjordes utsättningar av 100 kg ålyngel varje år. Det bör påpekas, att observationerna 1982–1983 utgjorde extremvärden, som senare aldrig noterades. Då utsättningen 1994 var större än de beräknade förlusterna detta år, gjordes inga ytterligare kompensationsutsättningar.

Under åren 1984–1997 beräknades nära 5 000 kg små gulålar ha fastnat i silstationen. De högsta värdena erhöles i början av kontrollperioden. Förlusterna av ål efter 1999, då Barsebäck 1 stängdes, var förhållandevis små och bestod mest av gulål, medan glasålarna var

mer sällsynta (Franzén 2005). Mängden gulål varierade mellan 6 och 44 kg per år. Genomgående registrerades bara ett fåtal arter i rensmassorna, sannolikt beroende på intagets konstruktion. I Öresund finns gott om yngel och vuxen fisk av t.ex. sill, torsk och horngädda, men dessa var mycket sällsynta i silstationskontrollen. Att bottenlevande ålyngel tidvis var så vanliga, kan bero på att de följde stranden in i hamnbassängen och vidare till intaget.

Konstateranden och slutsatser

- Dödligheten hos djurplankton är låg vid passagen genom kondensorn
- Letalgränser för djurplankton kan överskridas om temperaturen i intagsvattnet når över 20 °C, men sådana perioder är ovanliga och kortvariga
- Filtreerfaunan på kylvattentunnlarnas väggar konsumerar stora mängder djurplankton – förlusterna är direkt beroende av kylsystemets längd
- Planktonförlusterna kan lokalt leda till lägre täthet i recipienterna, men effekterna är små beroende på omblandning med omgivande vatten
- I Ringhals och Barsebäck fastnar stora mängder fiskägg och fisklarver på intagens silar. Förlusterna i Oskarshamnsverket och Forsmark är däremot mycket små, då pelagiska ägg och larver är ovanliga i Östersjön.
- Då förlusterna är små i relation till den totala äggproduktionen i beståndet är effekten på rekrytering normalt mycket liten. Ringhals kan utgöra ett undantag beroende på att Kattegatts torskbestånd är kraftigt försvagat
- Minst hälften av ålens pelagiska larver (glasål) fastnade i silarna i Barsebäck men i stort sett alla passerar genom Ringhals mer stormaskiga silar. De allra flesta som passerar kylsystemen överlever.
- Förluster av nypigmenterat ålyngel och små gulålar har setts som mest bekymmersamma, och föranledde kompensationsutsättningar av ålyngel i Barsebäck
- Betydande mängder större fisk samlas upp i silstationerna. Detta har föranlett åtgärder för att minska förlusterna i form av återföring av rensmassor till havet
- Fiskförlusterna i Oskarshamnsverkets tredje reaktor, O3, är små beroende på djupvattenintaget
- Förlusterna av ål är ibland avsevärda, särskilt i Forsmark, och ses som ett stort problem med tanke på det europeiska ålbeståndets försvagning

7. Temperatureffekter i recipienten

Vid genomgången av biologiska temperatureffekter görs analyserna uppdelat på organism-grupperna plankton, bottenlevande organismer (växter och ryggradslösa djur), fisk och fågel. Efter en allmän genomgång sammanfattas resultaten för de olika lägena, fördelat på ost- och västkust och i en ordning som bestämts efter när de huvudsakliga undersökningarna startade. Således kommer Simpevarp först, följt av Forsmark, Ringhals och Barsebäck.

7.1 Plankton

De vanligaste arterna av växtplankton hör till grupperna kiselalger, grönalger, pansarflagellater och monader. Dessutom förekommer ofta blomningar av blågrönalger, som inte tillhör växterna utan egentligen bör kallas cyanobakterier. I det djurplanktonsamhälle, som vanligen studeras, ingår hopp- och hinnkräftar, hjuldjur och larver av bottenlevande djur som musslor och havsborstmaskar. I Västerhavet finns också många andra djurgrupper representerade, t. ex. pilmaskar och maneter. Beroende på provtagningsmetodiken fångas inte de riktigt små djurplanktonarterna, t. ex. många av hjuldjuren. Förekomsten av såväl växt- som djurplankton varierar starkt under året. Generationstiden är kort för flertalet växtplankton, medan en del djurplankton kräver flera månader för att utvecklas från ägg till könsmogen individ.

Undersökningarna har som regel gjorts med gängse planktologisk metodik, i regel vattenhämtare för växtplankton och håv för djurplankton, med syfte att studera täthet, biomassa, produktion, samhällsstruktur och årstidsvariationer. Täthet mäts normalt inte på växtplankton. Man räknar visserligen antalet celler, men värdena används för biomasseberäkning med hjälp av artspecifika volymfaktorer. Andra metoder för att indikera mängden växtplankton är att analysera halten klorofyll i vattenprov. Produktionen mäts genom att analysera upptag av radioaktivt kol (^{14}C) som tillsatts vattenproven, varefter de belysts under en fastställd tid på provtagningsplatsen.

7.1.1 Simpevarp

Produktionen av växtplankton i Hamnefjärden mättes under perioden maj–december 1975, med en lokal nära kylvattenintaget som referens (Öström 1978). För hela perioden var medelproduktionen c:a 40% högre i det kylvattenpåverkade området. Produktionskurvorna hade samma form och låg väl i fas med varandra med undantag av hösten, då en produktions-topp, höstblomning, bara noterades vid kylvattenintaget. Den huvudsakliga skillnaden var, att produktionen i Hamnefjärden var högre under sommaren. Under vintern fanns inga skillnader, och produktionen sjönk till mycket låga värden på båda lokalerna.

Hobro (1979) undersökte växtplanktonsamhället i och utanför Hamnefjärden varannan vecka under 1975. På våren tycktes kylvattnet ha ogynnsam effekt på kallvattenarter bland pansarflagellater och kiselalger. En förväntad positiv effekt på de kvävefixerande blågrönalgerna uteblev, något som antogs vara en effekt av ökad mineralisering med förhöjda kvävehalter som följd. Vid god tillgång på kväve under sommaren får blågrönalgerna svårt att konkurrera med andra, icke kvävefixerande arter. Under senhösten, så sent som i december, noterades hög biomassa kiselalger, främst arter som normalt är fastsittande.

Orsakerna till den ökade planktonproduktionen undersöktes i en studie 1977 (Gundersen 1979). Han konstaterade, att den jämförelsevis höga biologiska omsättningen i Hamnefjärden kunde förklaras av högre halter näringsämnen och högre temperatur än i intagsområdet. Värmen gav en ökad mikrobiell aktivitet med snabbare mineralisering av närsalterna med ökad produktion av växtplankton som följd. Effekten var mycket tydlig: c:a 40% högre

produktion jämfört med referenslokalen under försöksperioden. En viktig orsak till produktionsökningen ansågs vara frigöring av närsalter vid nedbrytning av organismer som dött vid passagen av kylsystemet samt en ökad omsättningshastighet. En ytterligare viktig faktor kunde vara, att den ökade värmetillförseln orsakat nedbrytning av ackumulerat organiskt material i sedimenten. Observationerna fick stor betydelse för bedömningen av olika recipienters reaktion på kylvattentillförsel.

Åren 1962–1976, d.v.s. både före och efter kraftverkets start, undersöktes zooplanktonsamhället månatligen under isfri period på en lokal 800 m utanför utsläppet samt på en referenslokal (Sellei m.fl. 1979). Under tre år togs också prov i Hamnefjärden samt på en lokal närmare utloppet. I Hamnefjärden och på närloken utanför noterades avvikelser. Artsammansättningen hade förändrats. Minskade tätheter av såväl hopp- som hinnkräftor konstaterades efter kraftverkets start. Andelen hinnkräftor hade minskat, medan den ökat för larver av havstulpaner. Orsaken skulle kunna vara predation på plankton av påväxtfaunan i kylkanalerna. Ökningen av havstulpanlarver kunde bero på att sådana produceras inne i kylsystemet.

7.1.2 Forsmark

Växt- och djurplankton studerades endast inom basundersökningen (4.3.1). Data saknas alltså för analys av förhållandena efter att kraftverket togs i drift.

7.1.3 Ringhals

Inga planktonstudier har gjorts i Ringhalsverkets recipient. Information om djurplankton erhöles dock vid de studier av planktonförluster i kylvattenvägarna som gjordes 1976 och 1979 (Karås 1992). Prov tagna vid kylvattenintaget kan anses representera det naturliga ytnära samhället.

7.1.4 Barsebäck

Växt- och djurplankton undersöktes mellan september 1976 och november 1977 på fyra lokaler på varierande avstånd från utsläppet (Edler m. fl. 1978). Endast små skillnader i artsammansättning noterades mellan lokalerna. Grupperna monader och flagellater var viktigast under hela undersökningsperioden. En tendens till något förhöjd abundans för dessa arter observerades vid utsläppet.

Skillnaderna i klorofyllhalt mellan intags- och utsläppslokalerna var obetydliga, medan längre bort liggande lokaler avvek vid flera tillfällen. Då variationerna var höga, ansågs det inte troligt att detta orsakats av kylvattenutsläppet. Variationerna i produktion mellan lokaler var också stora, men det fanns inget som indikerade effekt av kylvattenanvändning.

Konstateranden och slutsatser

- Höjd temperatur och snabbare mineralisering kan ge ökad primärproduktion i slutna recipienter
- Effekterna på primärproduktionen är mycket små i öppna och välventilerade recipienter
- Förändringar i djurplanktonsamhället kan uppstå nära utsläppen, sannolikt beroende på förluster i kylsystemen, medan effekterna är mycket små i öppna recipienter

7.2 Bottenlevande organismer

Till gruppen bottenlevande organismer räknas fastsittande växter och såväl fastsittande som rörliga ryggradslösa djur. Analys av effekter på dessa organismer underlättas av att flertalet är stationära, varför exponeringen för det varma kylvattnet kan uppskattas genom direkta mätningar eller med plymmodeller. Plymens utbredning i ytled bestämmer påverkan på de organismer som lever på grunt vatten, medan utbredningen i djupled visar påverkan

på djupbottenarnas fauna. Med den utformning som utsläppen har blir temperaturpåverkan på bottenarna i regel inskränkt till små ytor nära utsläppen. Större områden med mycket kraftig temperaturpåverkan finns bara i Hamnefjärden och Biotestsjön.

Värmetillförsel till bottenarna ökar nedbrytningen av organiskt material (Gundersen 1979, Törnblom & Boström 1992). Är vattenomsättningen långsam finns en risk för syrebrist med påföljande utslagning av bottenfauna. Effekten på bottendjuren kan bli långvarig efter bara kort tids syrebrist. I samband med nedbrytningen sker också en mineralisering av bundna näringsämnen, i första hand fosfor, som kan bidra till ökad primärproduktion. Kylvattenströmmen innebär också större närsaltstillförsel, ökad erosion av bottenarna samt en ändrad deposition av organiskt material. Temperatur- och strömrelaterade effekter på bottenvegetation bör visa sig efter relativt kort exponering; för vissa kortlivade arter mindre än en årscykel. Den samlade effekten på bottenfauna kan däremot inte förväntas ske momentant utan det krävs sannolikt lång tid innan man når någon form av nytt stabilt läge. Kravet på långvarig kontroll är därför större för de bottenlevande djuren.

7.2.1 Vegetation

Den bottenfasta vegetationen brukar indelas i makro- och mikrovegetation. Gruppen makrovegetation består av storvuxna alger och gömfröiga växter. Algerna är till stor del marina, medan flertalet gömfröiga växter är limniska och inte klarar höga salthalter. Både annuella och perenna arter förekommer. Kunskapen om arternas temperaturpreferens är bristfällig, men man kan generellt säga att flertalet marina alger kan karaktäriseras som kallvattenarter medan de gömfröiga växterna tillhör varmvattenarterna.

Mikroalgerna är mikroskopiska, ofta encelliga alger som lever på stenar eller på makrovegetationen. Deras uppträdande bestäms av komplexa samband mellan ljus, närsalter, vattenrörelser och temperatur. Då de har kort livslängd uppstår årstidsmönster, som ofta består av en succession från kallvattenarter under höst och vår till varmvattenarter under sommaren. Fyra taxonomiska grupper dominerar: kiselalger, rödalger, brunalger och grönalger.

Undersökningar på bottenvegetation har bestått av artsammansättningar, biomassor och för mikroalgerna primärproduktion. Utbredningsstudier har gjorts med flygfototeknik. Med ett undantag, Simpevarp, har studierna bestått av forskningsprojekt eller kortvariga kontrollundersökningar, som avslutats efter några år.

7.2.1.1 Simpevarp

Mikroalger

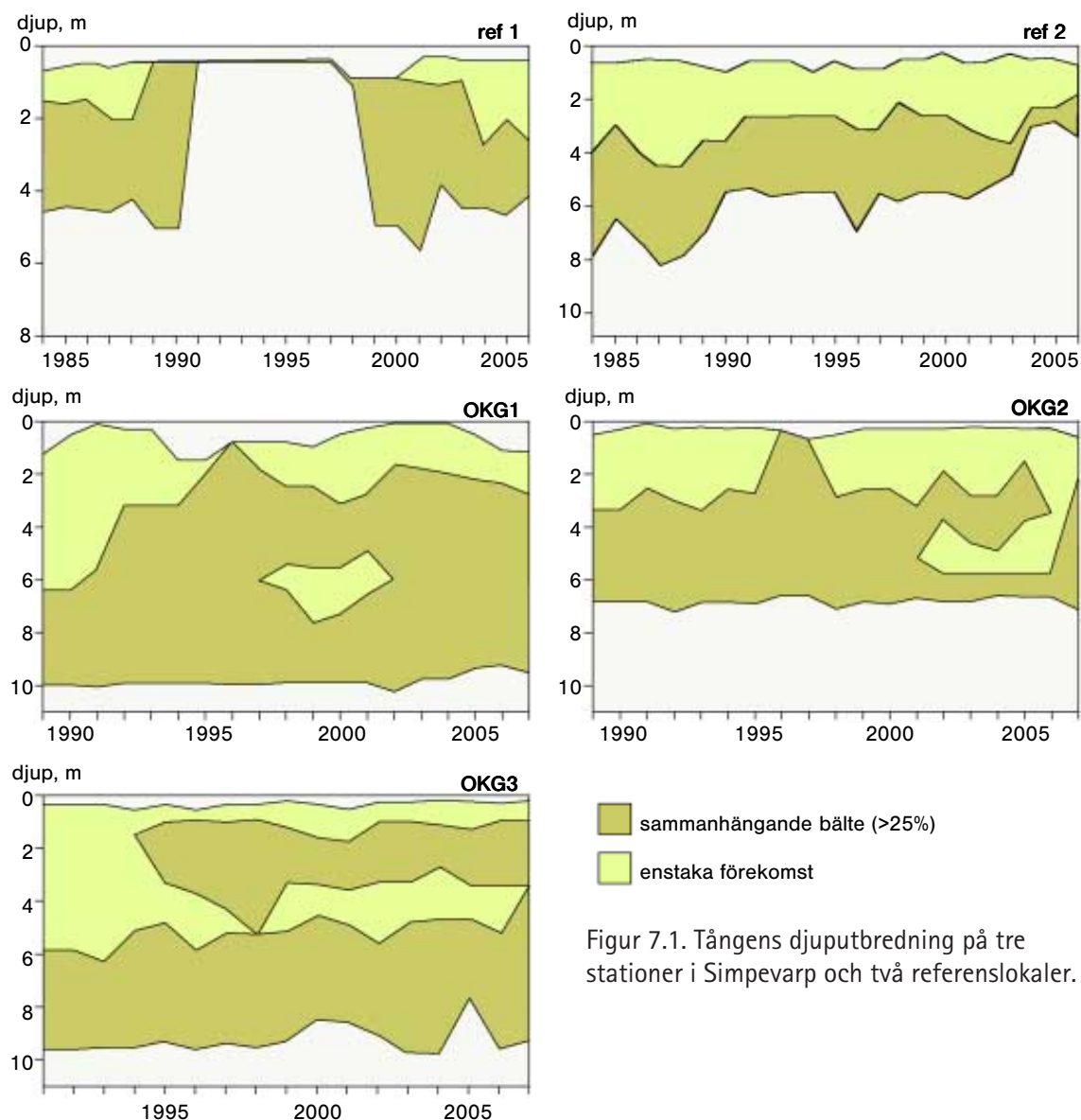
Hobro (1979) studerade växtplankton i Hamnefjärden. En observation, som ansågs anmärkningsvärd, var den blomning av kiselalger som förekom under vintern. Dessa var dock inte pelagiska, utan främst arter som lever på fasta substrat.

Makrovegetation

Omfattande undersökningar av den fastsittande makrovegetationen vid Simpevarp gjordes under åren 1966–1970 med en uppföljning 1978 (Andersson & Karås 1979). Tydliga effekter kunde konstateras främst i Hamnefjärden men även i utloppet till havet, Hamnehålet, och i ett område c:a 200 m norr om och c:a 300 m söder om detta (stationslägen i figur 7.9). Påväxten av grönslick och tarmtång hade ökat markant i det yttre området, medan andra vanliga arter som axslinga och ullsleke minskat i förekomst. Förekomsten av fanerogamer och större alger hade minskat, medan de kortlivade grönalgerna tycktes ha gynnats av kylvattnets påverkan. I den inre delen av Hamnefjärden hade växtsamhället förändrats kraftigt. Axslinga hade ökat medan blåstång, kransalger och nate minskat i utbredning.

Bladvass och säv karterades 1970 och 1977. Säven hade glesats ut, medan vassens täthet och utbredning ökat. Orsaken till den ökade vassförekomsten ansågs vara en förlängd tillväxtsäsong.

Undersökningarna följdes upp med flygfotografering av undervattensvegetationen 1982 och 1988 (Nyquist 1984, 1990) samt en inventering av övervattensvegetationen i Hamnefjärden 1985 (Renström 1987). Flygfotografierna dokumenterar växtligheten ner till några meters djup, d.v.s. i huvudsak blåstångsbältet. År 1982 hade detta försvunnit från Hamnehålet, och det var utglesat närmast norr och söder om detta. Inga större förändringar dokumenterades utmed Simpevarpshalvöns ostkust efter starten av O3; tångbältet var fortfarande tätare här än på andra undersökta lokaler i området. I skärgården söder om Simpevarp kunde 1988 inga förändringar av blåstångsarealen konstateras, men förekomsten av fingrenade alger hade ökat, och tångens kondition föreföll sämre än tidigare. Sannolikt berodde detta på den ökade eutrofieringen av Östersjön och naturliga variationer i bl.a. temperatur och isläggning. Övervattensvegetationens sammansättning och utbredning i Hamnefjärden hade inte förändrats mycket sedan den första karteringen 1970. Bladvassen hade ökat sin utbredning något. Den minskning av sävbestånden, som kunde konstateras 1977, hade inte fortsatt.



Figur 7.1. Tångens djuputbredning på tre stationer i Simpevarp och två referenslokaler.

Som en del i den samordnade kustvattenkontrollen i Kalmar län fortsattes långtidsövervakningen av makrovegetation 1989 på tre lokaler utanför Oskarshamnsverket, en nära utloppet ur Hamnefjärden (figur 7.9) och två lokaler c:a 5 km längre söderut resp. norrut. Metodiken avviker från den tidigare använda. Med dykning fastställs algarnas täckning (i %) och djuputbredning i sektioner ut från stranden. Tångbältets nedre och övre gräns bestäms. Ett tångbälte definieras som den gräns där tången täcker 25% eller mer av bottenytan.

Under 1990-talet noterades en period med minskad utbredning av tångbältet på många stationer efter norra delen av Kalmar läns kust, dock inte vid Simpevarp (Tobiasson 2007). Tångens utbredning i djupled har här varit god, och tångbältet har varit mer välutvecklat än på referenslokalerna (ref 1 och 2) och flertalet andra stationer (figur 7.1). Till skillnad från referenslokalerna har mängden grönalger närmast ytan, främst grönslick, ökat de senaste åren vid Simpevarp. Även täckningen av rödalger på 5–6 m djup har ökat, framför allt gaffeltången.

Med anledning av att EG:s ramdirektiv för vatten skall börja tillämpas, har Naturvårdsverket tagit fram nya Bedömningsgrunder för Miljökvalitet. Bedömningsgrunderna skall användas vid klassning av ekologisk status. När de tillämpas på data från de tre stationerna utanför Simpevarp blir utfallet hög ekologisk status vid undersökningen 2007 (Kustvattenkommittén i Kalmar län, Miljörapport 2007). Den gräns som satts i direktivet har alltså mer än väl uppnåtts.

7.2.1.2. Forsmark

Mikroalger

Mikroalgfloran undersöktes i ett forskningsprojekt med Biotestsjön som viktigaste område (Snoeijs 1988, 1989, 1990). Algernas årstidsrytmik påverkades av kylvattentillförseln. Den tydligaste effekten var ett förlängt uppträdande av höstformerna. Opportunistiska arter, främst kiselalger, gynnades av miljöförändringen. Kiselalgerna växte som täta mattor över en stor del av bottenarna och på de större växterna. Efter våren började de dö, varefter grönalgerna kunde breda ut sig allt mer. Gruppen kiselalger är ekologiskt sett mycket varierande. En orsak till deras framgång i miljöer som Biotestsjön anses vara god spridningsförmåga och kort generationstid.

Frånvaron av is ger goda ljusförhållandena samtidigt som närsaltshalterna är höga. Förutsättningarna för produktion är alltså goda i Biotestsjön. Produktionen fastsittande mikroalger i Biotestsjön beräknades till c:a 86 ton askfri torrsvikt 1984, vilket var ungefär dubbelt så mycket som på referenslokalerna utanför.

Makrovegetation

Bottenvegetation och övervattensvegetation studerades i Biotestsjön under perioden 1980–1986 (Renström m.fl. 1990 a, b; Svensson & Wigren-Svensson 1992). Den ökade tillförseln av kylvatten ledde till kraftiga effekter på den fastsittande vegetationen de första åren efter kraftverkets start. Artsammansättningen förändrades. Grönalgerna blev minst dubbelt så vanliga, och en sannolikt värmegynnad art, svartskinna, etablerades i anläggningen. Tidigare vanliga arter som nate och kransalger minskade betydligt i utbredning. Blåstången försvann helt. Kylvattenströmmen orsakade en nära vegetationsfri ränna i de centrala delarna av Biotestsjön. Vid de fortsatta undersökningarna ökade utbredningen av svartskinna och storsärv, medan kransalgerna fortsatte att minska. Den tidigare vanliga hårsärven hade försvunnit. Vid nästan varje mätpunkt sjönk produktionen kraftigt, till stor del en effekt av minskad djuputbredning av bottenvegetationen. Denna i sin tur orsakades av ett försämrat siktdjup. Denna produktionsminskning kvarstod vid den senaste provtagningen 1986. Övervattensvegetationen ökade kraftigt. Arealen vass och säv nästan fördubblades. Avsaknad av is

och en förlängd produktionsperiod var en förklaring till den ökade utbredningen. (Renström m. fl. 1985). En uppföljning med dykteknik gjordes 1983 (Widahl 1985). Resultaten av denna inventering överensstämde väl med övriga undersökningar, då provtagningen gjordes från båt.

Flygfototeknik användes för att skapa heltäckande bilder av makrovegetationen (Nyquist 1987). Undersökningen genomfördes innan kylvattenpåverkan startade, 1979, samt 1984 då maximal värmeeffekt uppnått. Höga turbiditetsvärden omöjliggjorde studier av de djupare delarna av Biotestsjön, men karteringen konfirmerade slutsatsen att övervattensvegetationen ökat i utbredning. I vissa delar av sjön hade också bottenvegetationen nära stränderna expanderat. De kransalgsbälten, som observerades 1979, hade mer eller mindre försvunnit 1984. Totalt sett hade mängden bottenvegetation ökat efter att kylvattentillförseln startade.



Bild 7. 1. Drivande matta av i huvudsak kiselalger som lossnat från botten. Foto: U. Ehlin.

7.2.1.3 Ringhals

Makrovegetation

I Ringhals har förekomsten av bottenvegetation undersökts med olika metoder både före och efter det att kraftverkets drift startade. I samband med diskussioner om lokalisering av ett kärnkraftverk till Ringhals gjorde von Braun inventeringar åren 1968–1972 på ett antal lokaler i det område, som beräknades bli påverkat av kylvatten. När studierna upprepades 1977–1979 stod det klart, att man överskattat kylvattenplymens utbredning (von Braun 1980). Den första undersökningen täckte inte närområdet, d.v.s. en zon inom 500 m från tunnelmynningarna, tillräckligt väl för artjämförelser. Han kunde dock göra analyser av biomassor, som inte visade någon signifikant förändring i vare sig det grundare sågtångsbältet eller det djupare gaffeltångsbältet. På lokaler c:a 1 km från utsläppet, d.v.s. i påverkansområdets yttre del, studerades artantal och kvoten grönalger/brunalger resp. rödalger/brunalger i djupintervallet 0,5–1,5 m. Inga förändringar visades i artantal efter att kraftverket togs i drift. Vare sig kvoten grönalger/brunalger, som indikerar värmeeffekter, eller kvoten rödalger/brunalger, som indikerar effekter av ström, hade förändrats.

Även om materialet riktigt nära utsläppet var för litet för att göra jämförelser över tid, konstaterades att grönalgerna, främst tarmtång, hade fått en onormalt stor utbredning sedan kraftverket tagits i drift, och ersatt brun- och rödalger som blåstång, sågtång, piskalg och gaffeltång, vilka missgynnats av den starka strömmen eller värmen. Effekten var tydlig i det område, som under längre tid utsatts för c:a 5 graders övertemperatur. Här fanns också stora bottenytor, som saknade vegetation.

För att få heltäckande information om algernas utbredning användes flygfototeknik under åren 1979–1986. Resultaten konfirmerade, att tydliga förändringar bara kunde ses i ett område c:a 400 m ut från utsläppet (Nyqvist & von Braun 1980; Nyquist 1987). Analysen av flygfotona visade överrepresentation av grön- och rödalger samt stora ytor renspolade bottnar i denna zon.

Studier av den bentiska vegetationen under olika årstider gjordes 1977–1978 (Rex 1979). Även här noterades förändringar i artsammansättning av samma karaktär som ovan beskrivits. Den mest anmärkningsvärda iakttagelsen var en mycket kraftig blomning av kiselalger under vintern nära utsläppet, en blomning som avstannade under våren.

En undersökning 1998 (Gustafsson 1999), när verket varit i full drift c:a 15 år, visade förändringar i artsammansättningen, främst orsakade av att några nya arter – grönalgen *Codium fragile*, rödalgen *Dasya baillouviana* och brunalgen *Sargassum muticum* – under mellantiden etablerats starkt i området. Den sistnämnda – sargassosnärjan – hade här de kraftigaste kända bestånden i Sverige (Karlsson 1997). Dessa arter har kommit till Sverige under 1900-talet, sargassosnärjan så sent som på 1980-talet. Två inhemska rödalger verkade också ha ökat i området, som dominerades starkt av varmvattengynnade och opportunistiska alger. Effekterna var tydligast på 0–1 m djup, och vid ytan var biodiversiteten högre än på opåverkade lokaler.

7.2.1.4 Barsebäck

Makrovegetation

Undersökningar av vattenvegetationen gjordes åren 1978 och 1979 med dykteknik längs tre profiler i påverkansområdet samt på en referensprofil vid Vikhöjg söder om Barsebäck (Stjernquist 1981). Närmast utsläppet dominerades florán nära stranden nästan helt av tarmtång medan brunalgerna saknades. Kvoten grönalger/brunalger (näringsindex) var högre i utsläppsområdet liksom kvoten rödalger/brunalger (värmeindex). De höga tätheterna av grönalger var således inte endast en effekt av värmen utan även en följd av att kylvattenströmmen ökat näringstillförseln.

Undervattensvegetationen dokumenterades även med flygfototeknik 1966 och 1981 (Nyquist 1983). Resultaten visade en kraftig tillbakagång för blåstång i hela området. Grönalgerna hade ökat sin utbredning liksom ålgräset. Utsläppsområdet avvek markant från övriga delområden. I likhet med dykundersökningen visade flygfotona att blåstången saknades helt och att bandtången förekom i mindre omfattning i utsläppsområdet. Nating och grönalger var vanligare, ofta med en kraftig påväxt av kiselalger. Den mest påtagliga skillnaden mellan områdena var en förekomst av uppspolade strandvallar och en 15–20 m bred zon längs strandlinjen nära utsläppet med lösdrivande död vegetation som var under nedbrytning.

Öresunds Vattenvårdsförbund har genomfört kontroll av ålgräs i Lommabukten. Inga tecken till påverkan har noterats i dessa studier. Generellt har ålgräset varit i fin kondition och utan påväxtalger.



Bild 7.2. Uppspolad makrovegetation utanför Barsebäcksverket.
Foto genom Barsebäck Kraft AB.

Konstateranden och slutsatser

- Tydliga effekter på den fastsittande vegetationen har observerats vid samtliga svenska kärnkraftverk.
- Effekterna är mest utbredda och tydliga i Hamnefjärden vid Oskarshamnsverket och i Biotestsjön vid Forsmark, medan de vid övriga kraftverk begränsas till området mycket nära utsläppet.
- Effekterna på mikroalgerna yttrar sig som ibland mycket kraftiga blomningar av kiselalger. Blomningen har tidigare lagts, och kan börja redan under vintern.
- Gemensamt för alla kylvattenrecipienterna är en tillbakagång för brunalger samt en ökad utbredning av grönalger och i vissa fall rödalger.
- I Hamnefjärden och i Biotestsjön har förekomsten av kransalger minskat, medan vissa fanerogamer samt övervattensvegetationen ökat i täthet och utbredning.
- Den invandrade arten sargassosnärja tycks ha gynnats av kylvattenutsläppet i Ringhals och har etablerat täta bestånd i närområdet.

7.2.2 Bottendjur

Bottenfaunan indelas i limniska och marina arter. Antalet brackvattenarter är mycket litet. Bottendjurens temperaturpreferenser är förmodligen lika tydliga som fiskarnas, men sambanden är betydligt sämre undersökta. Samhällena förändras mycket kraftigt om man går från de grunda strandvattnen, litoralen, ut mot djupare vatten. I litoralen finns ofta hårda bottenar med rik vegetation, medan de mjuka sedimentationsområdena finns främst på större djup. Temperaturen är en viktig strukturerande faktor för dessa i regel mycket stationära djur. I litoralen är temperaturvariationerna stora med höga temperaturer under sommaren. På de djupa bottenarna under termoklinen är temperaturen låg hela året med små variationer. Kylvattenplymnarnas utbredning i yt- och djupled har därför stor betydelse för tolkningen av undersökningsresultaten.

Litoralfaunan i Östersjön är till stor del bestående av varmvattenarter, medan inslaget av kallvattenarter ökar vid Västkusten. Faunan på djupa mjukbottenar domineras av kallvattenarter.

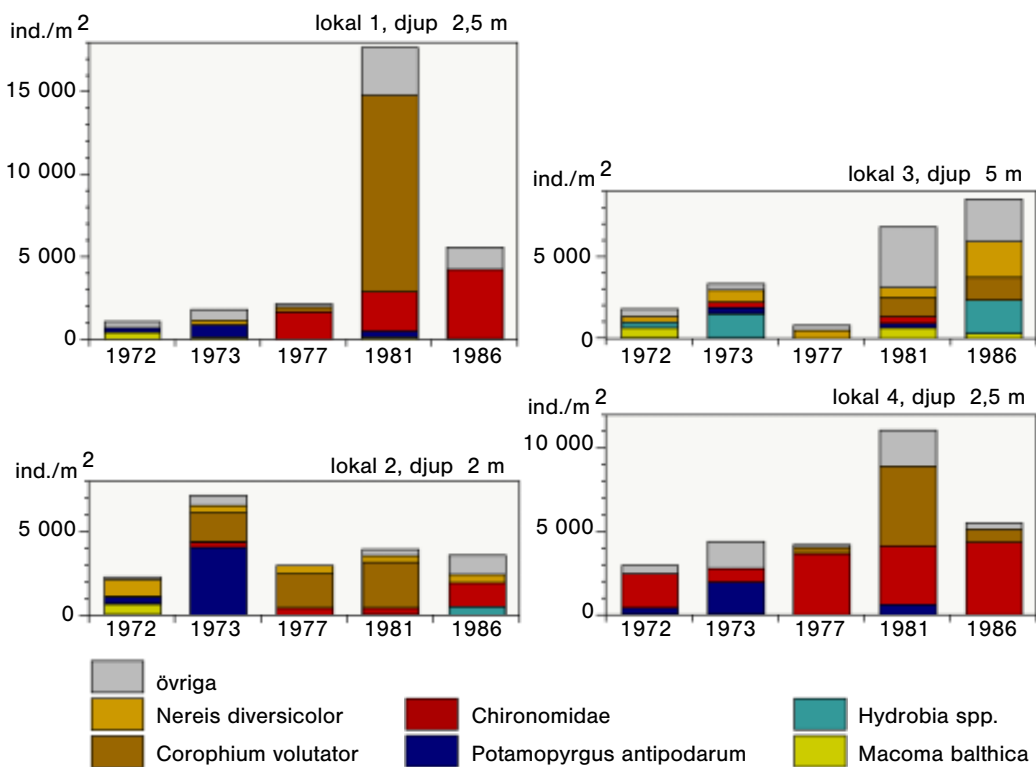
Påverkan av kylvattenutsläpp på bottenfaunan kan bestå inte bara av värme utan i högre grad av ökad erosion samt på de djupa bottenarna en ändrad deposition av organiskt material. Provtagning av bottenfauna försvåras nära utsläppen beroende på att bottenarna här kan vara renspolade. Många stationer ligger därför utanför det område, som enligt plymberäkningarna tydligt påverkas av kylvatten. Kontrollen är då i första hand riktad mot effekter av erosion och deposition.

7.2.2.1 Simpevarp

Bottenfaunan på grunda bottenar i Hamnefjärden kontrollerades på fyra lokaler vid fem tillfällen under perioden 1972–1986. Sedan 1962 följs mjukbottenfaunan på två djupa stationer utanför denna, en på 22–24 m djup strax söder om Hamnefjärdens mynning (stationslägen i figur 7.9) och en på 17 m djup belägen c:a 3 km norr om utsläppet. Kylvattnet förorsakar en temperaturförhöjning i ytvattnet på båda provtagningslokalerna, men däremot berörs normalt inte bottenarna. Utanför Hamnefjärden är ytan av de påverkade bottenarna ($>1\text{ }^{\circ}\text{C}$) c:a 1 km^2 . Den sydliga lokalen berörs oftare än den nordliga av kylvattenplymens ytliga temperaturförhöjning. Referensundersökningarna utförs på fyra likartade stationer i Kvädöfjärden.

Faunan på grunda bottenar

Redan året efter kärnkraftverkets driftstart fann Willner (1979), att faunan i Hamnefjärden förändrats. I den inre delen av Hamnefjärden var artantalet lågt med dominans för djur som tål låga syrehalter eller har god förmåga att återkolonisera utslagna bottenar (figur 7.2). Sannolikt hade denna del av Hamnefjärden drabbats av återkommande syrebrist beroende



Figur 7.2. Resultat av kontroller av mjukbottenfauna i Hamnefjärden.

på ökad tillförsel av värme och organiskt material (Gundersen 1979). När provtagningen upprepades 1981 och 1986 (Mo 1990), var de totala individtalen i Hamnefjärdens inre del betydligt högre än 1972 (figur 7.2). Faunan var individrik men artfattig. Vid insamlandet av proverna 1986 luktade sedimentet starkt av svavelväte. Detta tyder på att syrebrist fortfarande förekommit.

I Hamnefjärdens yttre del, där provtagningslokalen är belägen mellan kylvattenutsläppet och fjärdens mynning till havet (figur 7.9), är risken för syrebrist betydligt mindre. År 1986 var individantalet betydligt högre än tidigare och samhället artrikare än i fjärdens inre delar.

Efter driftstarten har vissa arter gynnats medan andra missgynnats av värmepåslaget. Fjädermyggelarver, glattmaskar, tusensnäck och slammärla blev dominerande arter medan Östersjömuslan, som 1972 var mycket vanlig på tre av lokalerna (stationerna 1, 2 och 3) minskade i antal 1973 och försvann i det närmaste 1977. Enligt laboratorietester (de Wilde 1975) slutar Östersjömuslan att äta och tillväxa när temperaturen når c:a 15 °C och populationen minskar vid höga temperaturer (Grimås 1979). Minskningen i Hamnefjärden bör således vara ett direkt resultat av temperaturhöjningen.

Då fjädermyggorna tillhörde de dominerande arterna i Hamnefjärdens bottenfauna, gjordes en kvalitativ och kvantitativ inventering av larver i mjuka bottenar under våren och försommaren 1978 (Brodin 1979). Borholmsfjärden användes som referens. Artantalet var lågt, vilket ansågs vara en effekt av salthalten samt av värmens påverkan på kläckning. De arter som förekom i Hamnefjärden karaktäriseras som eurytopa, d.v.s. de har en bred ekologisk utbredning. Artsammansättningen avvek från Borholmsfjärden. Dominerande arter i Hamnefjärden utgjorde liten andel av fjädermyggfaunan i Borholmsfjärden och vice versa. Täthetsjämförelser kunde inte göras, men de högsta värdena, över 20 000 per m² som är en extremt hög täthet, noterades i Borholmsfjärden.

Studier av faunan på hårda bottenar har bara gjorts i ett fåtal fall, främst beroende på svårigheterna att samla in prov på ett standardiserat sätt. Stenbäck (1975) undersökte snäckfaunan på ett stort antal lokaler i Hamnefjärden med Getbergsfjärden som referens. Ett viktigt motiv var farhågorna att ögonsugmaskar hos fisk skulle öka kraftigt då snäckor är mellanvärdar för dessa parasiter. Undersökningen gjordes under perioden augusti 1973 – augusti 1974. Totala antalet snäckor var mycket högre, c:a 7 gånger, i Hamnefjärden än i referensområdet. Skillnaderna var stora och signifikanta för samtliga vanliga arter. Studier av romkapslar indikerade, att fortplantningsmönstren avvek mellan områdena.

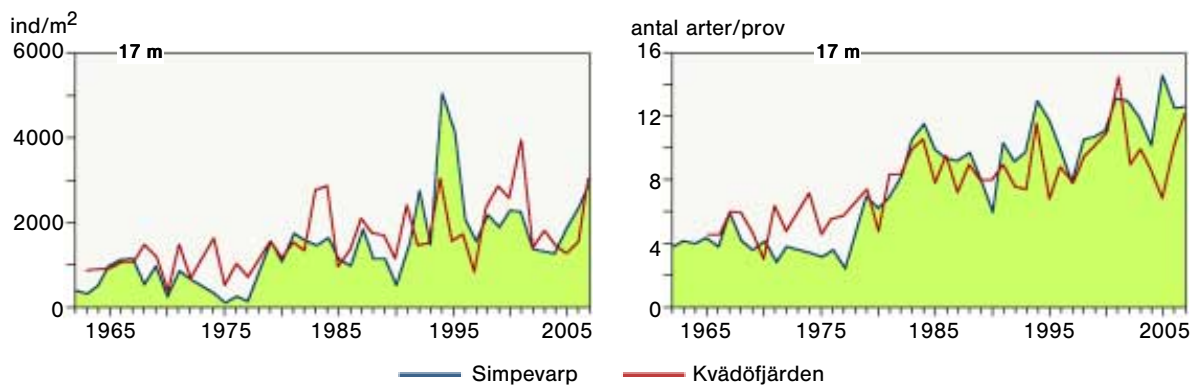
När undersökningen fortsatte 1977 hade snäckförekomsten i Hamnefjärden sjunkit till anmärkningsvärt låg nivå. De tidigare vanliga lymnearterna hade nästan försvunnit, och den art som dominerade var *Teodoxus fluviatilis*. Förändringen misstänktes bero på kemisk bekämpning av påväxt i kondensorsystemet. Försök som gjordes på fisk och pungräkor visade, att dödligheten blev hög även i mycket låga koncentrationer av bekämpningsmedlet (Stenbäck 1979).

Faunan på djupa bottenar

Mjukbottenfaunan utanför Hamnefjärden och i referensområdet har studerats med samma metodik som används i den nationella marina miljöövervakningen. På den grunda lokalen utanför Hamnefjärden har både täthet, biomassa och artantal ökat signifikant sedan början av 1980-talet (figur 7.3; Andersson m. fl. 2005, Franzén 2008). Mönstret avviker på den djupare lokalen, där tätheten fluktuerat kraftigt med toppar under 1960-talet, 1980-talet och i slutet av 1990-talet utan någon tydlig positiv trend. Utvecklingen på båda lokalerna i Simpevarp har stora likheter med Kvädöfjärden.



Bild 7.3. Blåmussla. Foto: Biopix.



Figur 7.3. Bottenfaunasamhällets utveckling på lokaler på 17 m djup i Simpevarp och Kvädöfjärden.

Blåmussla och östersjömussla har hela tiden dominerat samhället på de grunda lokalerna. På de djupare bottenarna dominerade vitmärla antalsmässigt fram till och med 1980-talet. Under 1990-talet sjönk tätheten kraftigt, och östersjömussla blev dominerande art med lägre total abundans som följd. Den totala tätheten har därefter stigit något beroende på ökad förekomst av havsborstmaskarna *Pygospio elegans* och den nyligen invandrade arten *Marenzelleria neglecta*, som etablerade sig samtidigt i Simpevarp och Kvädöfjärden. Förändringarna på artnivå har inte avvikit mellan områden, och slutsatsen är, att de trender och beståndsvariationer som noterats inte orsakats av påverkan från kylvattnet utan bör härledas till mer storskaliga miljöförändringar.

7.2.2.2. Forsmark

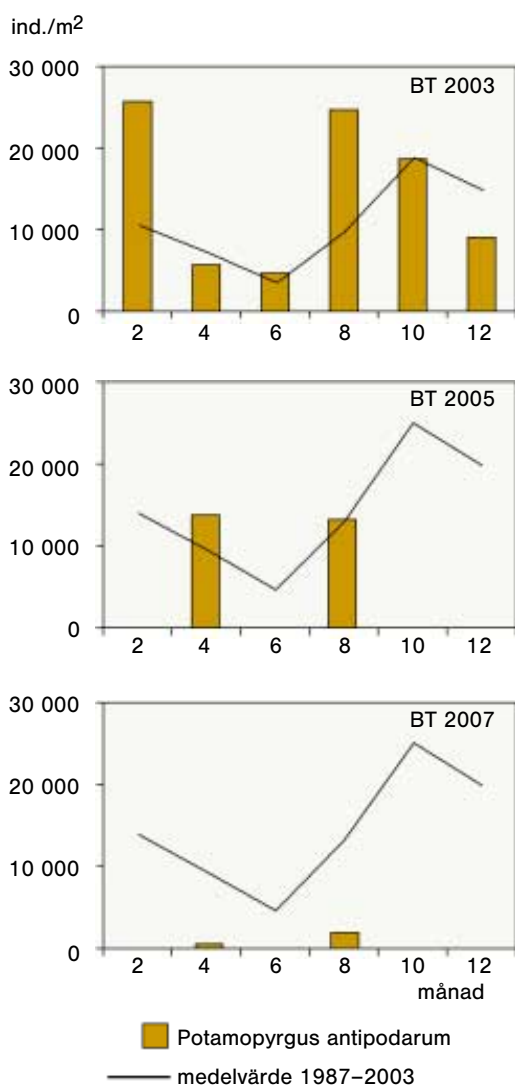
Bottenfaunaundersökningarna i Forsmark har gjorts dels i den grunda Biotestsjön, dels på djupare lokaler i Öregrundsgrepen utanför utsläppet, med Finbofjärden som referens. Särskilda undersökningar har gjorts i området utanför Biotestsjöns reservutlopp under de år då detta användes för vattenavledning. Som referens användes då en lokal i intagsfjärdens mynning.

Faunan på grunda bottenar

Alla bottenar i Biotestsjön kan karaktäriseras som litorala beroende på det ringa djupet. Kontrollen av bottenfaunan i Biotestsjön har varit omfattande. Proven har tagits med

Ekmanhuggare på de platser där bottenarna är tillräckligt mjuka. Kunskapen om den fauna som lever på hårbotten och i vegetationen är därför mer begränsad. En undersökning har dock gjorts i samband med de undersökningar av mikroalger, som refereras ovan (Snoeijs 1988).

Provtagning för att följa långtidsförändringar i mjukbottenfaunan har pågått årligen men i varierande omfattning. Kraftig nedgång i täthet hos bottenjuren eller ändringar i kraftverkets drift har motiverat utökad kontroll. Studier för att se inomårsvariationer gjordes åren 1987–2003, då prover togs från en station varannan månad. Inför avlägsnandet av fiskgallren vid Biotestsjöns utlopp gjordes en dokumentation av förhållandena, och därefter fortsattes en utvidgad provtagning åren 2004–2007.



Figur 7.4. Täthetsförändringar för tusensnäckor i Biotestsjön under perioden 2003–2007.

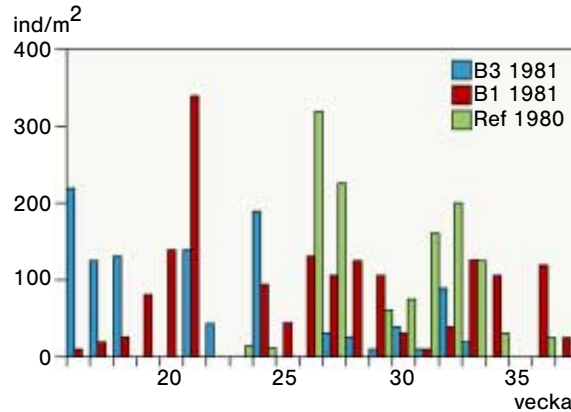
Efter kraftverkets start 1980 förändrades sammansättningen hos faunan. Den totala biomassan ökade kraftigt. Värmekänsliga arter minskade i antal eller försvann ur proverna. Variationerna i täthet och biomassa har därefter varit mycket kraftiga beroende på skiftet mellan dominanta arter. Under åttiotalet dominerade östersjömussla och slammärla. Dessa minskade kraftigt under 1990-talet och har under 2000-talet i stort sett varit borta. De har då i stället ersatts av tusensnäckorna men även de har minskat dramatiskt 2006 och 2007 (figur 7.4). Den enda grupp bottenfauna som hållit sig någorlunda stabil genom åren är fjädermygglarver (Karås m.fl. 2009).

En kortvarig nedgång i total täthet och biomassa inträffade 1990–1991. En förklaring kan vara predation från de 500 000 ålyngel, som sattes ut i Biotestsjön 1989. En liknande kraftig täthets- och biomasseminskning noterades under 2006–2007. Nedgången kan bero på ökad predation från invandrande fisk efter att fiskspärren avlägsnats. Provfisket tyder på att stora mängder mört, som äter snäckor, finns i anläggningen vintertid. De höga tätheterna av vigg vintertid (se kap. 7.4) kan också ha bidragit. Magundersökningar på skjutna vigg i Biotestsjön har visat, att dessa nästan uteslutande ätit snäckor. Den kraftiga minskningen av östersjömusslan kan förklaras av att den har låga temperaturoptima. Den kan därför ha påverkats extra negativt av värmen under den senaste tjugoårsperioden, då kylvattenpåverkan förstärktes av den generella klimatförändringen.

Slutsatsen av bottenfaunaundersökningarna är, att artsammansättning, täthet och biomassa varierat starkt mellan stationer och år och även mellan årstider. Förändringarna är ofta svåra att förklara, men en del kan bero på variationer i predationstryck, t.ex. en ökad invandring av fisk sedan fiskspärren avlägsnats. Fågelpredation kan också vara en betydelsefull faktor.

Sedan de första inventeringarna gjordes 1981–1984 (Sandström 1986), har tätheten bottenfaunaätande änder ökat mycket kraftigt (se kapitel 7.4). De minskade tätheterna av kräftdjur och den ökade förekomsten av glattmaskar och fjädermygglarver kan vara en effekt av att bottenarna blivit mer belastade av organiskt material under senare tid.

Fjädermyggorna antogs vara en av de grupper, som gynnas av värmetillförseln. Ett insamlingsprogram inleddes 1978, efter en förstudie 1973 (Eriksson 1985). Fjädermyggor insamlades med kläckningstrattar vid Biotestsjön och på ett antal lokaler i omgivningen. I början av perioden var faunan tämligen likartad på de undersökta lokalerna. När kylvattentillförseln startade, började lokalerna vid Biotestsjön avvika. Den tydligaste förändringen var en betydligt tidigare kläckning (figur 7.5). Artsammansättningen förändrades också i riktning mot värmegynnade arter. Förändringarna tycktes inte påverka tätheterna av larver i bottenarna negativt. Vid kontrollen av mjukbottenfauna tillhörde fjädermyggorna de arter som gynnats, när kraftverkets drift startade (Mo 1984).



Figur 7.5. Tätheten av kläckande fjädermyggor på två lokaler i Biotestsjön (B1 och B3) och på en referenslokal.

En annan djurgrupp, som tilldrog sig intresse, är märkräftorna, då dessa är stapelföda för abborre och ål. Täthetsvariationerna undersöktes i Biotestsjön fem gånger per år under perioden 1981–1986. Kraftiga variationer såväl mellan som inom år noterades (Nyman 1987). Tätheterna steg oftast till ett maximum under sommaren i samband med reproduktion, men avvikelser från detta mönster förekom t.ex. 1985, då täthetsmaximat förelåg under senhösten–vintern. Förändringarna från höga till låga värden kunde vara mycket snabba. Jämfört med området utanför Biotestsjön var tätheterna genomgående mycket höga.

Undersökningar av hårbottenfaunan gjordes var tredje vecka under perioden februari 1984 till mars 1985 (Snoeijs 1988). Fjärdermygglarver, märkräftor, snäckor och glattmaskar dominerade. När data analyserades fann man, att påväxten av mikroalger, som också mättes, hade stor betydelse för vilka djurarter som förekom. Faunan påverkades också av ström och temperatur. Mossdjur och nässeldjur gynnades av ström. Kombinationen ström–värme gav höga tätheter av två arter snäckor (*Paledustrina jenkinsi* och *Theodoxus fluviatilis*) medan andra snäckarter minskade i täthet. En förklaring kan vara, att de gynnade snäckorna i motsats till de övriga har en fortplantningsbiologi, som medger reproduktion under en stor del av året, om temperaturen är hög.

Faunan på djupa bottenar

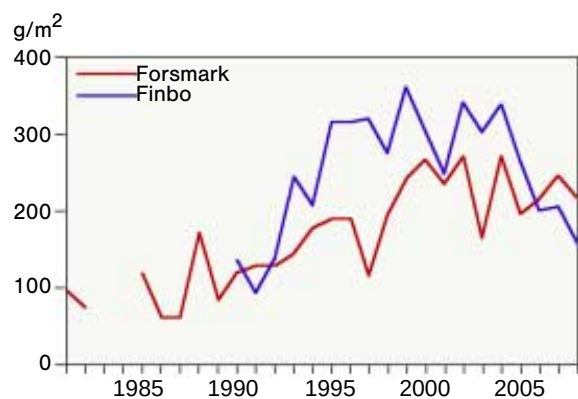
I basundersökningarna gjordes en inventering av mjukbottenfaunan i Öregrundsgrepens djupränna (Eriksson & Hedman 1971). Sett till biomassa dominerades samhället av en art, östersjömusslan. På vissa av de djupare lokalerna fanns indikationer på syrebrist, då sedimenten luktade svavelväte.

När kraftverket togs i drift inleddes långtidskontroll på två lokaler i det område som skulle kunna påverkas av kylvattenströmmen. Den ena är belägen på 41 m djup i Öregrundsgrepens djupränna utanför kylvattenplymen och den andra på 16 m djup (figur 7.16), där ytvattnet

tidvis berörs av kylvattenplymen. Syftet med programmet var att dels följa bottenfaunan i det område, som åtminstone tidvis berörs av kylvatten, dels kontrollera långtidseffekter av ändrade substratförhållanden och ökad sedimentation. Programmet har löpt årligen på den grundare av dessa stationer sedan 1981, medan det varit avbrott i programmet på den djupare lokalen. Referensprovtagning sker i Finbofjärden på fyra stationer. Referensprogrammet reviderades 1990, varför jämförelser bara kan göras från och med detta år.

Från mitten av 1980-talet har såväl tätheter som biomassor ökat kraftigt på den station som ligger närmast utsläppet (Mo m. fl. 1996). Förändringen indikerar en fortlöpande eutrofiering. Ökningen har berott dels på att andelen stora östersjömusslor stigit med tiden, dels på att glattmaskar och tusensnäckor blivit vanligare liksom kräftdjuret *Bathyporeia pilosa*. År 1997 observerades för första gången den invandrade nordamerikanska havsborstmasken *Marenzelleria neglecta* i Öregrundsgrepen. Sedan dess har den snabbt nått höga tätheter i området och blivit en av de dominanta arterna. Sett över hela undersökningsperioden från mitten av 1980-talet har den totala biomassan ökat både på denna lokal och på referenslokalerna i Finbofjärden (figur 7.6). Detta indikerar, att förändringen inte kan kopplas till kylvattenutsläppet utan att den har mer storskalig orsak.

På den djupa stationen i Öregrundsgrepens djupränna var vitmärlan den talrikaste arten under 1980-talet, medan östersjömusslorna dominerade biomassorna. Liksom på andra stationer i södra Bottenhavet och i Östersjön minskade tätheterna av vitmärlor kring 1991 och försvann nästan ur proverna 1992–1996. Vid provtagningarna 2004–2006 var vitmärlorna tillbaka, om än inte i samma höga tätheter som tidigare. Liknande förändringar inträffade i referensområdet vid Åland. Biomassevariationerna har varit kraftiga. Jämförelser med referensområdet försvåras av att provtagningarna upphörde en period med början i slutet av 1990-talet, men den nedgång som observerades när kontrollen återupptogs 2004 är tydlig även i referensområdet. Förändringarna kunde alltså inte kopplas till kylvattenutsläppet.



Figur 7.6. Biomassan botten djur på en 16 m djup lokal utanför Forsmark samt på en referenslokal i Finbofjärden.

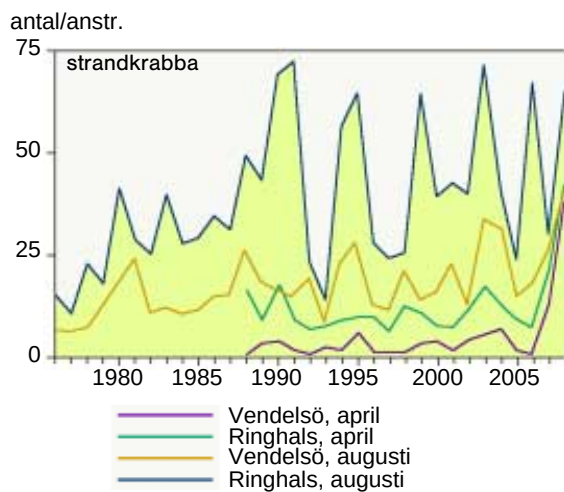
7.2.2.3 Ringhals

Faunan på grunda bottnar

Med början 1975, då Ringhals kraftverk togs i drift, gjordes i stort sett årliga dykundersökningar på grunda bottnar i utsläppsområdet fram till 1979. Under de första åren med ett aggregat i drift observerades en kraftig påväxt av blåmusslor vid utsläppspunkten (Hallbäck 1980). Dessa slogs ut under somrarna av antingen hög temperatur eller klorering. Den kraftiga strömmen i utsläppsområdet hade påverkat sedimentationsprocesserna och på sina ställen orsakat renspolade bottnar. Lite längre ut fanns stora drivor av skalrester efter de döda blåmusslorna. Här fanns också döda havstulpaner, sannolikt sådana som vuxit på väggarna längre in i tunnelsystemet. Där vattenomsättningen varit svag, noterades döda strandkrabbor och sjöstjärnor. Delar av botten var täckta med algrester och döda maneter.



Bild 7.4. Strandkrabba. Foto: Biopix.



Figur 7.7. Fångst av strandkrabba i ryssje-provfisken i Ringhals och Vendelsö.

effekter på bottenfaunan orsakade av förändrad sedimentation etc. skulle kunna förekomma. I utvärderingen 1988 konstaterades, att man inte observerat avvikelser som tyder på detta (Grimås m.fl. 1988). En senare utvärdering av provtagningar genomförda år 2000 visar på högt eller normalt artantal på lokalerna ifråga, vilket indikerar goda miljöförhållanden (Göransson 2000). Vid den senaste utvärderingen, som gjordes för åren 2003 och 2004, bedömdes resultaten för de individuella lokalerna mot Naturvårdsverkets reviderade bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Agrenius 2006). Enligt denna analys förelåg god status för stationen utanför Ringhals båda åren.

7.2.2.4 Barsebäck

Faunan på grunda bottenar

På grunt vatten utanför Barsebäckverket gjordes en undersökning av både plattfiskyngel och bottenfauna 1978–1981 (Sasdy 1981, 1983). Tydliga förändringar noterades under provtagningsperioden. Biomassan ökade med tiden på alla lokaler. En havsborstmask, som var vanlig i utsläppsområdet 1978 (*Pygospio elegans*), saknades helt 1981. Glattmaskar, slammärta och havsborstmasken *Nereis diversicolor* ökade i förekomst. Skillnaderna mellan de undersökta lokalerna var små 1981 vad gällde den totala individtätheten och biomassan. Den höga tätheten av slammärta nära utsläppet ansågs dock vara en effekt av att kylvattenutsläppet orsakat ökad näringstillgång.

I provfisket med småryssjor fångas inte bara fisk. En av de dominerande arterna är strandkrabba, en art som trivs i varmt vatten. När resultat från ryssjefiskena 1976–1979 analyserades, kunde man konstatera att fångsterna av detta botten djur var betydligt större nära utsläppet än i referensområdet, vilket tolkades som en anlockningseffekt (Neuman 1980). Strandkrabban var också den dominerande arten i provfisket både antals- och viktsmässigt. Under hela den påföljande kontrollperioden har effekten av varmvattenutsläppet kvarstått (figur 7.7) med högst fångster vid Ringhals i augusti och lägst fångster på referenslokalen vid Vendelsö i april (Jansson 2008). Det finns också en trend av ökande fångster under augustifisket i båda områdena, även om fluktuationerna har varit stora över åren. Detta gäller framför allt vid Ringhals. Orsakerna till de höga och stigande fångsterna är inte klarlagda, men man antar att nedgången av stor torsk och andra bottenlevande fiskar sedan 1970-talet ökat överlevnaden hos strandkrabban, som är ett viktigt bytesdjur för dessa arter.

Faunan på djupa bottenar

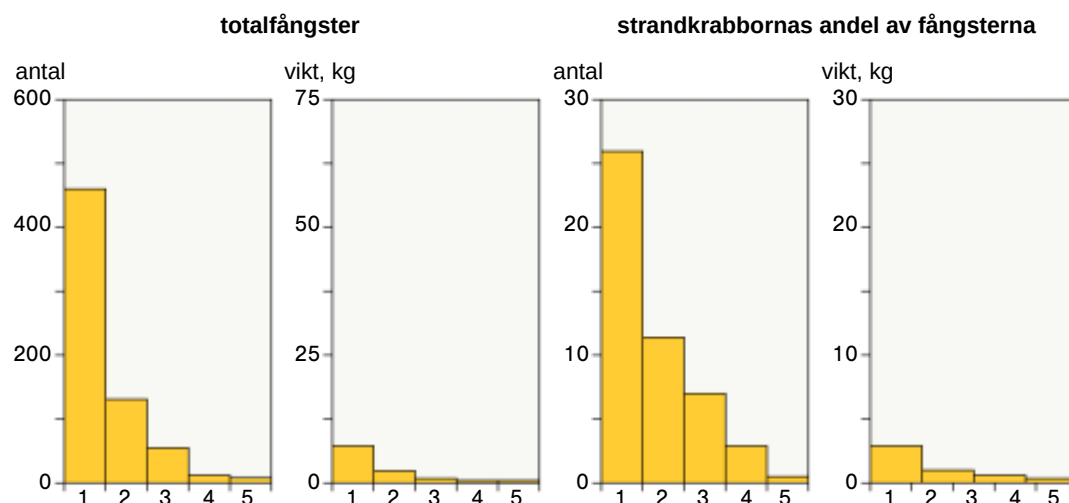
Inom kontrollprogrammet för Ringhalsverket studeras sedan 1972 en station på mjukbotten, som ligger på avstånd från utsläppet, på c:a 20 m djup. Kylvattnet tränger inte ner till de bottenar där stationen ligger, varför endast indirekta

Täthet och biomassa av märlkräftor studerades på tre lokaler under perioden maj 1987–februari 1988 (Nyman 1989). Inga tydliga avvikelser noterades mellan lokalerna, bortsett från vid ett provtagningstillfälle då biomassan var betydligt högre närmast utsläppet. Den höga biomassan nära utsläppet förklarades av att mängden bottenvegetation var mycket stor vid detta provtagningstillfälle. Variationerna mellan månader var stor med höga tätheter unga djur i augusti, vilket följdes av en biomassetopp två månader senare, då främst äldre djur fångades.

Sydlänens kustundersökningar genomförde omfattande bottenfaunaundersökningar i Öresund under 1970-talet, med början 1972 och 1973 innan kraftverket startade (Ljungberg & Smith 1981). På grund av överskattad plymutbredning lades flertalet av provtagningslokalerna på så långt avstånd från utsläppet att de aldrig berördes av kylvatten. Vissa låg dock i den zon som åtminstone tidvis kunde nås av kylvattenplymen, dock bara i ytan.

På de grundare (5–10 m) lokalerna noterades en kraftig ökning i totalt individantal, när data från 1972 och 1973 jämfördes med 1976–1979. Resultaten indikerade en viss påverkan på de lokaler som låg närmast utsläppet och därför åtminstone tidvis direkt berörts av kylvatten (Ljungberg & Smith 1981). Arter, som är bättre anpassade till de nya förhållandena, tycktes vandra in och etablera sig i recipienten. Antalet arter var högt i förhållande till andra lokaler med samma djup och sedimentförhållanden. Slutsatsen var, att kylvattenutsläppet endast orsakat små effekter som yttrat sig mest som förändringar i artsammansättning.

I ryssjeprovfisket fångas, liksom i Ringhals, även strandkrabba. Även här indikerade de första årens resultat en anlockning (Neuman 1981). Såväl fångsten per ansträngning som strandkrabbans andel av totalfångsten ökade från en obetydlig nivå till höga värden (figur 7.8), när man gick från referenslokalen (sektion 5) mot utsläppet (sektion 1). De högsta fångsterna gjordes under sommarmånaderna och i temperaturer över 8 °C. Under december–juni fångades arten endast på de två mest exponerade stationerna. I augusti 2002 ökade fångsterna mycket kraftigt på samtliga sektioner utanför Barsebäck (Andersson 2008). Den samtidiga utvecklingen på när- och fjärrlokaler tydde på en generell uppgång för populationen i området. Fångsterna har därefter legat kvar på en hög nivå. Orsaken till den kraftiga populationsökningen är okänd, men antagandet om minskat predationstryck kan vara lika giltigt här som i Ringhals. Fångstutvecklingen för torsk har dock varit positiv på alla provfiskelokaler, och det finns inget i längdfördelningarna, som antyder att stor torsk blivit mer ovanlig under senare år (Andersson 2008).



Figur 7.8. Fångst av strandkrabba i ryssjeprovfisken under sommaren på sektionerna 1–5 utanför Barsebäck åren 1978–1980.

Faunan på djupa bottnar

På de djupa lokaler, som kontrollerades av Sydlänens kustundersökningar, förekom också förändringar över tid, men slutsatsen var densamma som vid analysen av data från de grunda stationerna (Ljungberg & Smith 1981). Man kunde alltså varken spåra direkta eller indirekta effekter av kylvattenutsläppet. Då materialet är omfattande och det undersökta området stort ger dock resultaten en god bild av mjukbottenfaunan i Öresund under denna tidsperiod.

Konstateranden och slutsatser

- Tydliga effekter på bottenfauna har observerats i Hamnefjärden och Biotestsjön
- Produktionen har generellt ökat, men variationerna har varit mycket kraftiga
- Långlivade kallvattenarter, t.ex. östersjömussla, har minskat i täthet medan kortlivade opportunister som slammärla och tusensnäcka ökat.
- Periodvisa nedgångar har observerats i Biotestsjön, sannolikt beroende på predation från fisk och fågel
- Effekterna utanför Hamnefjärden och Biotestsjön samt vid övriga kraftverk är små och inskränkta till närområdet
- Undersökningarna har indikerat ökad täthet av bottendjur nära utsläppet från Barsebäck. Effekten var tydligast på mer rörliga bottendjur, i första hand en kraftig anlockning av strandkrabba, som även förekom till utsläppet från Ringhals
- Tydliga förändringar över tid har observerats på djupa lokaler utanför utsläppen. Då likheterna med referenslokalerna är stora, kan avvikelserna inte förklaras som effekter av kylvattenpåverkan

7.3 Fisk

Fisk har varit föremål för mycket omfattande kontroll- och forskningsinsatser och övervakas fortfarande vid alla kraftverken. Effekterna av kylvattenutsläppen redovisas efter de frågeställningar som berörs: anlockning och skyende, fysiologiska funktioner, sjukdomar och parasiter, effekter på bestånd och upptag av giftiga ämnen. Dessutom presenteras försök att utnyttja kylvattnet för att öka produktionen av fisk i ett sjätte avsnitt.

7.3.1 Anlockning och skyende i förhållande till kylvattnet

Fisk kan aktivt uppsöka uppvärmt vatten eller undvika det. "Anlockning" respektive "skyende" är avgörande för snart sagt alla effekter på fisk av det uppvärmda vattnet, eftersom de avgör hur många fiskar som exponeras för detta och hur länge. Studiet av dessa processer har därför spelat en central roll i undersökningsverksamheten. De mäts oftast genom att jämföra tätheten av fisk i det varma vattnet med den i samma område före uppvärmningen eller med den i andra, opåverkade områden. Reaktionerna i förhållande till kylvattenplymer styrs av fiskens preferenstemperatur; är den högre än kylvattnets, kan man förvänta en anlockning, i motsatt fall ett skyende (se kap. 2). Strömmen påverkar också fiskens beteende.

Fisk anses kunna uppsöka optimala temperaturer eller undvika suboptimala på två sätt. Starka gradienter kan uppfattas som en temperaturskillnad mellan kroppens främre och bakre delar och därmed möjliggöra en snabb, riktad förflyttning. Vanligare är dock att fisken genom att röra sig mellan områden med olika temperatur registrerar var den fysiologiskt fungerar bäst och så småningom genom en förmodligen långsam och diffus process ansamlas där. Denna process styrs oftast också av andra faktorer än bara temperaturen, t.ex. tillgången på föda och skyddande vegetation. Vattenrörelser uppfattas primärt med känseln (sidolinjeorganet), men för att skilja vattenrörelser orsakade av egen rörelse och ström behöver fisken se föremål med annan rörelsehastighet.

I studier av anlockning och skyende är det naturligtvis relevant att skilja mellan varm- och kallvattenarter men även mellan bottenlevande och pelagiska fiskar; bottenlevande kommer inte i kontakt med de oftast ytliga plymerna i så hög grad men är till skillnad från pelagiska ofta stationära och kan därmed påverkas starkare. I stort sett är förekomsten av uppvärmt vatten nära botten begränsad till små områden nära kylvattenutsläppen (se kap. 5). De är större vid ostkustlägena, där kylvattnet leds ut i grunda och skyddade områden, än vid de öppna västkustlägena.

Anlockning och skyende är i princip momentana reaktioner, som kan belysas relativt snabbt redan i ett tidigt skede av värmepåverkan. Flera fortfarande löpande provfisker ger visserligen information om dessa reaktioner, men efter flera års påverkan kan de döljas av andra effekter. Problemområdet har därför främst studerats med hjälp av undersökningar genomförda i tidiga driftskeden.

Den stora mängden undersökningar av anlockning och skyende har gjorts genom att i tid och rum jämföra fångster i nät och ryssjor. Fångsterna speglar mängden fisk i redskapens närhet, men genom att dessa är stillaliggande också rörelseaktivitetens nivå (simmad sträcka per tidsenhet). Denna måste alltså beaktas i tolkningen av fångsterna.

7.3.1.1 Simpevarp

De mest omfattande studierna av anlockning och skyende gjordes vid Oskarshamnsverket, eftersom det togs i drift först. Det första blocket startades i januari 1972, det andra 1974 och det tredje 1985. Kylvattnet släpps ut i en vik, Hamnefjärden (figur 7.9). Innanför utsläppen bildas i dess inre del ett bakvatten med inåt avtagande övertemperaturer, medan den yttre är att likna vid en flod, som mynnar i öppet hav via ett sund, Hamnehålet. Detta breddades 1981 från 30 till 50 m och fördjupades från 3 till nära 5 m inför starten av den tredje reaktorn.

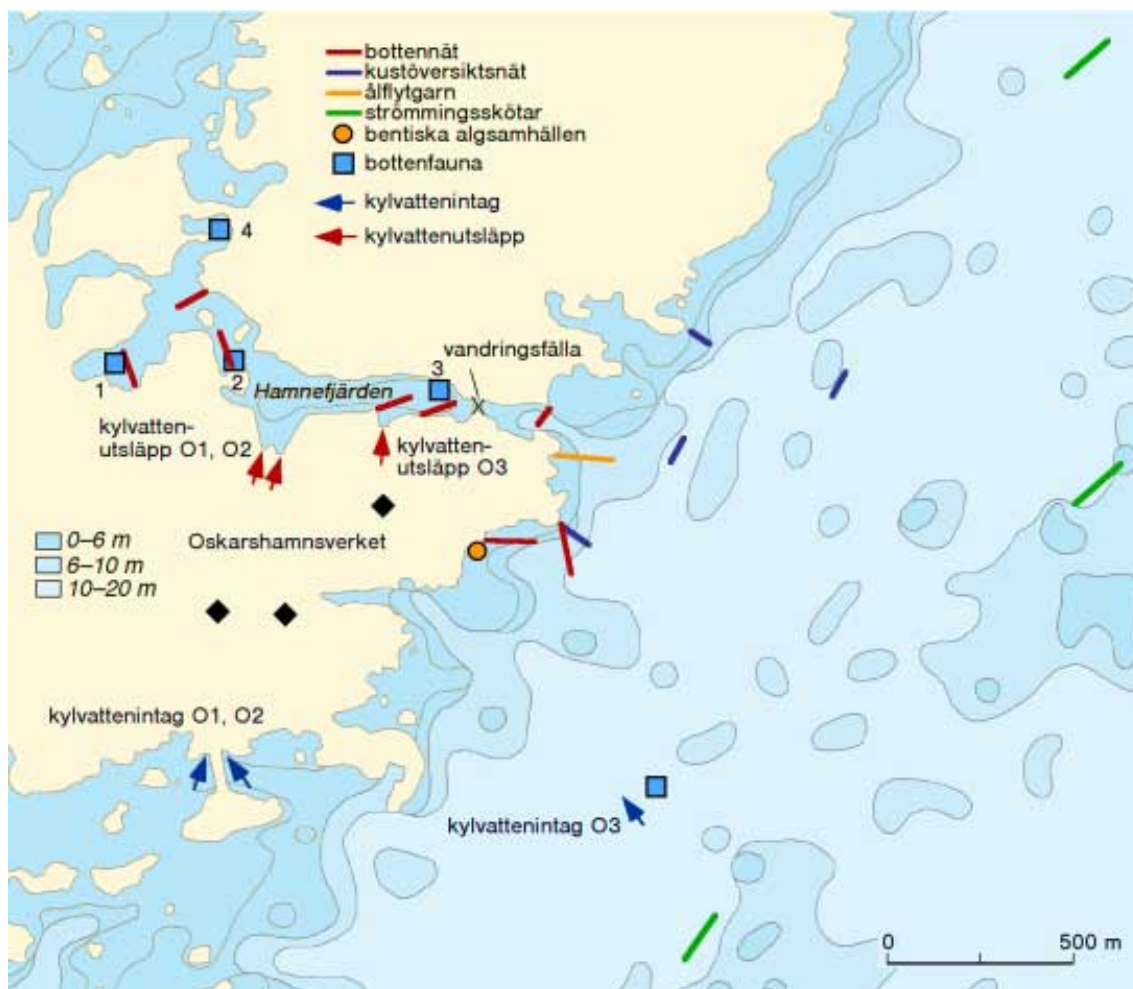
Bottenlevande fisk

Bottenlevande fiskars anlockning och skyende i förhållande till kylvattnet under de första driftåren redovisades av Neuman (1974, 1979 a, b, c samt 1983), Thoresson & Neuman (1979) och under senare år av bl. a. Neuman & Andersson (1990), Andersson m.fl. (1996, 2005) samt Franzén (2008).

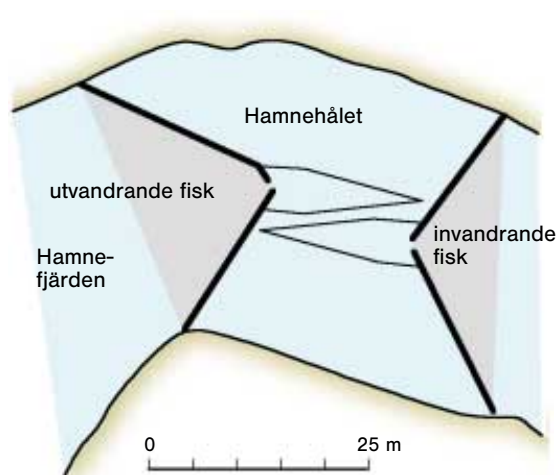
Fiskens reaktioner på ström – 0,5 m/s – och värme studerades med hjälp av en vandringsfälla, som med början i juni 1970 i tre år var placerad i Hamnehålet (figur 7.10). Verket började pumpa kallt vatten i oktober 1971 och varmt i januari 1972; ett längre driftavbrott gjordes sommaren 1972.

Strömmen verkade ha en större effekt än uppvärmningen för de flesta arterna och påverkade i de flesta fall in- och utvandring likartat. Den hade en positiv effekt på löja, nors, björkna och skrubbskädda. Motsatsen gällde lake, rötsimpa, tånglake och abborre, medan fångsterna av mört och gers påverkades lite. Jämförelser mellan dagar med kallt och varmt strömmande vatten visar, att uppvärmningen hade en negativ effekt på rötsimpa, tånglake, gers och abborre samt, i mindre utsträckning, även på mört och invandrande skrubbskädda. En svag positiv effekt noterades för invandrande björkna och löja.

De negativa effekterna av varmvattnet på kallvattenarterna var i stort sett förväntade, men skrubbskäddan och varmvattenarterna abborre, mört och gers reagerade negativt för temperaturer klart under de optimala. Detta beror sannolikt huvudsakligen på speciella hydrografiska förhållanden vid fällan. Denna stod på en c:a 3 m djup tröskel, där kylvattnet alltid når botten. Strax utanför ökar djupet, och en kall motström alstras och därmed en



Figur 7.9. Stationer för provfiskeri, bottenfaunaprover och vegetationskartläggning. (Sjöfartsverkets K-Bas.)

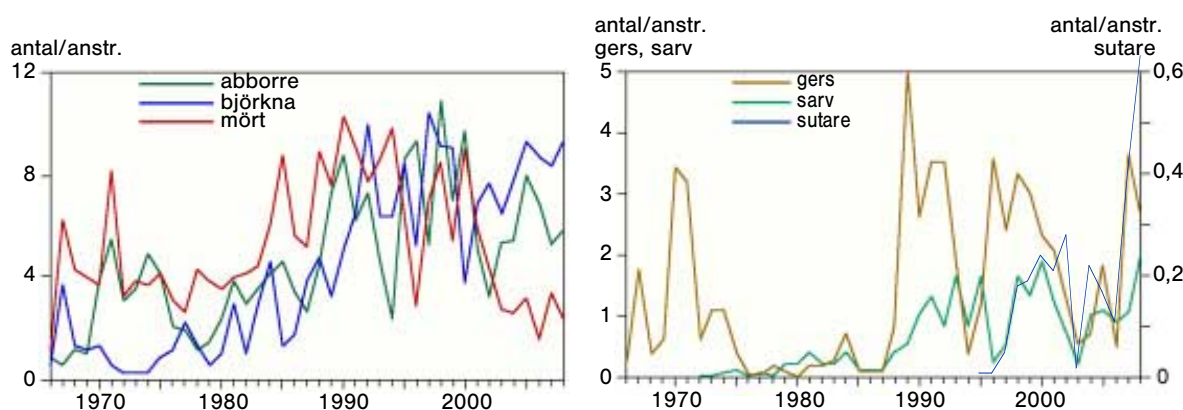


Figur 7.10. Vandringsfällan i Hamnehålet. Sundet spärrades från yta till botten av två finmaskiga bottengarn.

vertikal temperaturgradient om 8–9 °C på c:a 2 m. Denna skarpa gradient är rimligen svår för bottenfiskar att passera.

Effekter av anlockning och skyende till varmvattnet kunde följas under en längre tid genom att jämföra nätfångster i viken med motsvarande i opåverkade områden före och efter start av kraftverket. Jämförelsen visar för de första driftåren 1972–1976 ingen klar effekt för abborre, mört, björkna och skrubbskädda men en tydlig negativ för rötsimpa och gers; övriga arter fångades inte i nämnvärd omfattning i näten. Under senare år har skrubbskäddan minskat men fångas fortfarande årligen, medan andra kallvattenarter endast förekommer sporadiskt.

Fr.o.m. 1977 begränsades fisket till den del av viken som ligger innanför utsläppen, eftersom strömmen var för stark i den yttre delen (figur 7.9). I mitten och slutet av 1980-talet ökade fångsterna av varmvattenarter under våren, för dominerande abborre, mört och björkna två till fyra gånger (figur 7.11). Fångsterna ökade även i av kylvattnet opåverkade områden, men en måttlig anlockning har ändå bedömts föreligga och har tolkats som en effekt av att Hamnehålet vidgades 1981, och det tredje blocket togs i drift 1985. Sundets breddning och fördjupning utjämnade delvis temperaturgradienten, och fördubblingen av mängden kylvatten ökade möjligheten för fisk att komma i kontakt med detta. Dessa förändringar är sannolikt en viktig orsak till en dramatisk och bestående ökning av fångsten av gers och en under 1990-talet fortlöpande ökning av sarv, sutare och ruda (figur 7.11); för de tre sistnämnda bidrar troligen en etablering av lokala bestånd till utvecklingen (se 7.3.4.1). Den mycket negativa inverkan av kylvattnet på gersens invandring tycks i alla händelser ha minskat eller upphört.



Figur 7.11. Varmvattenarter i inre Hamnefjärden i mars–juni 1966–2008.

En jämförelse mellan provfisken i augusti i Hamnefjärden och vid Ekö söder om kylvattenintagen indikerar, att även varmvattenarter undviker varmvattnet, då temperaturerna ligger långt över de optimala – över 30 °C är inte ovanligt i Hamnefjärden. För abborre var fångsterna 1998–2002 likartade, medan mört, björkna och gers verkade förekomma i lägre tätheter i Hamnefjärden (tabell 7.1). Värdena därifrån skulle sannolikt vara ännu lägre, om inte stressbetingad rörelseaktivitet i höga temperaturer ökade fångsterna. En indikation på att fisken tidvis lämnar viken är, att där påträffas abborrar med en så hög tillväxthastighet, att de måste ha "termoreglerat", d.v.s ha uppsökt temperaturer nära de optimala (se 7.3.2.3). Att många fiskar trots allt stannar kvar i temperaturer nära de letala, kan bero på att de för att lämna inre Hamnefjärden måste simma mot utsläppen och alltså varmare vatten.

Tabell 7.1. Varmvattenarter i Hamnefjärden och vid Ekö i augusti 1998–2002 (antal/ansträngning).

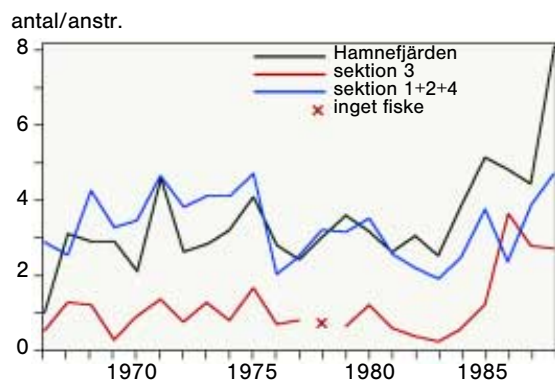
	<i>Abborre</i>	<i>Mört</i>	<i>Björkna</i>	<i>Gers</i>
Hamnefjärden	8,5	5,1	3,2	0,3
Ekö	10,7	8,4	8,0	0,6

Ålen är en utpräglad varmvattenart, men fångsterna i vandringsfällan var små och indikerade ingen anlockning. Den fångas inte i nätprovfisken, men 1976–1977 fiskades året runt med små ålryssjor. En jämförelse med yrkesfiskares fångster i likadana redskap på opåverkade lokaler tyder inte på någon nämnvärd anlockning. Frånvaron av en sådan beror troligen främst på den ovan beskrivna temperaturgradienten i Hamnehålet. Efter starten av O3 har utsättningar av ålyngel gjort det omöjligt att belägga en eventuell anlockning under 1980- och 1990-talen (se 7.3.6.1). Under 2000-talet borde dock utsatta ålar inte längre nämnvärt påverka fångsterna, och en jämfört med 1980-talets början hög nivå kan tolkas som en effekt av anlockning.

Sammanfattningsvis kan konstateras, att kallvattenarterna nästan helt försvunnit från Hamnefjärden. Någon nämnvärd anlockning av varmvattenarter förekom inte under 1970-talet, vilket åtminstone delvis torde bero på den starka temperaturgradienten i Hamnefjärdens mynning. Sedan denna minskat, och kylvattenflödet fördubblats, finns indikationer på en anlockning. Att den fortfarande verkar ha begränsad omfattning, beror sannolikt främst på att temperaturskillnaden mot omgivande vatten är väl stor; preferenstemperaturerna över-skrids under en stor del av året. Fiskens beteende styrs inte heller enbart av temperaturen utan naturligtvis även av andra miljöfaktorer, som starkt påverkats i viken. Födobegränsningar kan motverka en anlockning, och i vikens inre del förekommer mycket tät vegetation, som förmodligen är gynnsam för åtminstone sarv, sutare och ruda.

Vid den öppna kusten närmast utanför Hamnefjärden bedrevs provfiske med bottennät t.o.m. 1988 (stationslägen i figur 7.9). Åren 1974–1978 fiskades även i stort sett kontinuerligt med ett ålflytgarn omedelbart söder om Hamnehålet. Ålflytgarnet gav trots dess placering inga tydliga indikationer på reaktioner på kylvattenplymen. Så gjorde under flera år ej heller nätfisket, men med början 1985 steg fångsterna av mört här – och som nämnts även i Hamnefjärden – dramatiskt på ett sätt, som saknade motsvarighet i områden utan direkt påverkan av plymen (figur 7.12). Att mört är den varmvattenart som tydligast verkar anlockas, kan bero på att den inte är en utpräglad bottenfisk utan ibland uppträder i fria vattnet (Neuman 1982).

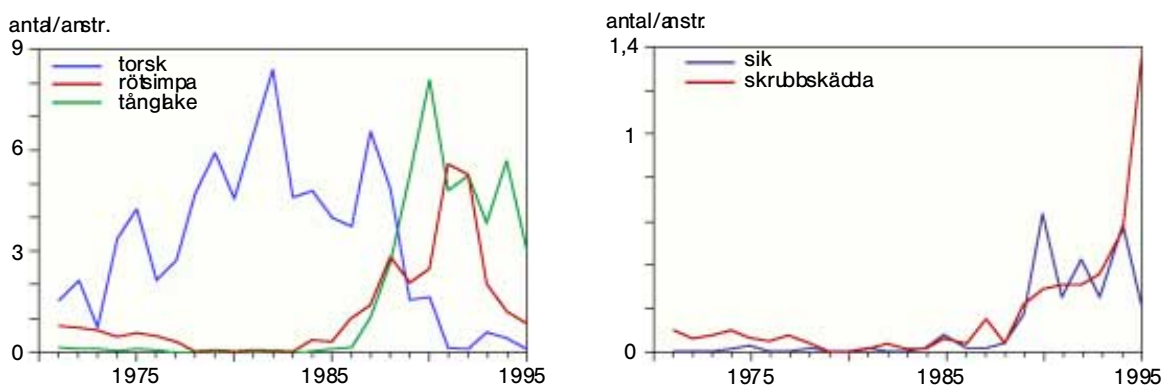
År 1971 inleddes i området utanför Hamnehålet även ett fiske med bottensatta och flytande ”kustöversiktsnät”, som tillsammans täckte hela vattendjupet. Näten lades på fyra stationer så nära Hamnehålet som strömmen medgav (figur 7.9). T.o.m. 1980 provfiskades året runt,



Figur 7.12. Mört i och strax utanför Hamnefjärden (sektion 3) och i opåverkade områden i Simpevarp (1+2+4) under april-oktober 1966–1988.

därefter lades fisket under sommaren ner och fr.o.m. 1997 fiskas endast i april och maj. Främst fångades strömming och andra kallvattenfiskar. Inte heller i dessa nät kunde någon effekt av driften av två block beläggas på bottenlevande fisk .

Fångsterna av torsk, tånglake, rötsimpa, skrubbskädda (flundra) och sik, d.v.s. de vanligaste bottenlevande kallvattenarterna, ökade efter 1985 (figur 7.13). Torsken gick tillbaka igen efter 1987, som en följd av beståndets nedgång, men för övriga var ökningen dramatisk och bestående. Utvecklingen var likartad under vår- och höstfiskena. Ökningarna var i de flesta fall så snabba, att de knappast orsakats av enbart förändringar i beståndsstorlek. Minskad predation från torsk kan ha bidragit, men utvecklingen började, medan det fortfarande fanns mycket torsk i området. Sannolikt är utvecklingen åtminstone delvis en följd av en anlockning till området efter den tredje reaktorns start.



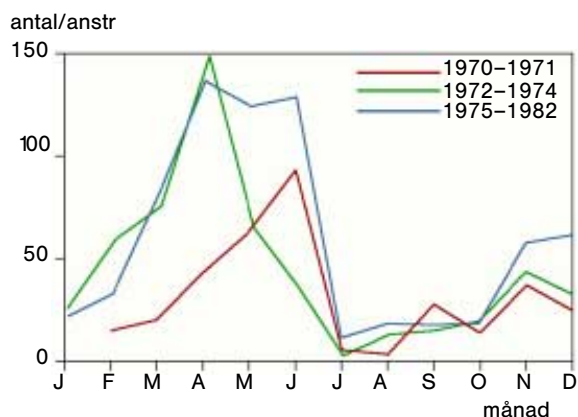
Figur 7.13. Fångster av bottenlevande kallvattenarter utanför Hamnehålet våren 1971–1995.

Pelagisk fisk

Öringen är ingen utpräglad pelagisk fisk men rör sig mer i det fria vattnet än de typiska bottenfiskarna. Fångsterna i provfiskena har varit små; inga fisker har riktats speciellt mot arten. I uppvärmt vatten förekommer den endast under den kalla årstiden. Under sådan tid förekom under 1980-talet ett givande sportfiske utanför Hamnehålet och – trots fiskeförbud – även i Hamnefjärden, vilket indikerar anlockning. Fisket byggde delvis på öring som satts ut i området.

Under större delen av året är strömmingen den kvantitativt viktigaste fiskarten vid östersjökusten. Då den är mycket rörlig och uppehåller sig relativt ytligt, ansågs det sannolikt, att den skulle påverkas av kylvattenplymen. Detta i förening med dess ekonomiska betydelse har motiverat omfattande undersökningar, som beskrivits av bl.a. Neuman (1979 c, 1983), Andersson (1984), Andersson & Karås (1990), Neuman & Andersson (1990) och Andersson m.fl. (1996). Tyngdpunkten i dessa utgjordes av fisket med kustöversiktsnät, som ovan beskrivits under bottenlevande kallvattenarter. Åren 1983–1988 kompletterades det med fiske med strömmingsnät, skötar, längre från Hamnehålet (figur 7.9), och 1971–1976 gjordes karteringar med ekolod längs fyra från Hamnehålet utgående radiella banor. Fr.o.m. 1985 ligger kustöversiktsnäten vid full drift inom området med de starkaste temperaturgradienterna och övertemperaturer ofta mer än 4 °C i ytan (figur 5.4). Dessförinnan låg de något utanför detta område. Vid strömmingsnäten var gradienten vanligen diffus och övertemperaturen maximalt några grader.

Strömmingen är en kallvattenart (se kap. 4). Huvuddelen av beståndet leker över grunda bottenar under våren och försommaren i temperaturer mellan 6 och 9 °C (Sjöblom 1961). Efter leken går strömmingen längre från land och djupare i takt med att temperaturen



Figur 7.14. Strömmingsfångster olika årstider före verkets start (1970–1971), med ett block i drift (1972–1974) och med två (1975–1982).

stiger. När temperatursprångskiktet försvinner under hösten, närmar den sig åter land. Fångsterna vid Simpevarp speglade detta mönster. De var störst i april–juni och bestod då främst av stor lekströmming (>20cm). Efter leken minskade fångsterna snabbt och förblev på en låg nivå till hösten.

Starten av kraftverket medförde redan de första åren en förskjutning av den lekbetingade fångsttoppen från juni till april (figur 7.14). Lek har iakttagits i direkt anslutning till kylvattenplymen och t.o.m. i Hamnefjärden, i synnerhet efter breddningen och fördjupningen av Hamnehålet 1981. Invandring, ibland ända fram till kylvattentunnlarna, har skett redan i februari och omfattande lek då i slutet av mars.

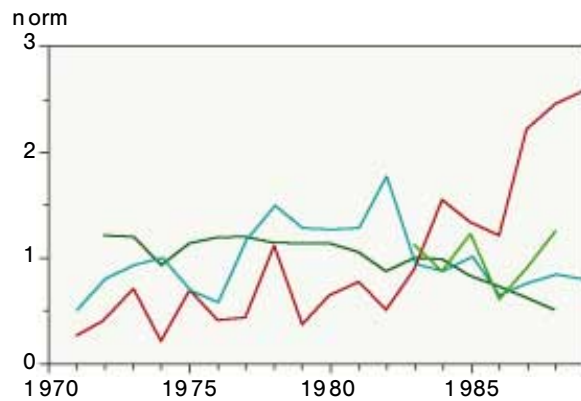
Korrelationen mellan fångsterna nära ytan (0–5 m) i kustöversiktsnäten och temperaturen undersöktes för olika månader 1971–1980. Under december–april var alla signifikanta korrelationer positiva, i maj–november negativa. Fångsterna var störst mellan 4–10 °C och mycket små över 14 °C.

Strömmingens reaktioner på kylvattenplymens läge studerades genom att för vinter och vår 1972–1978 jämföra fångsterna på de två stationerna norr och söder om Hamnehålet (figur 7.9), vilka påverkas olika vid olika plymlägen. Motsvarande analys gjordes för den nordligaste och sydligaste stationen med strömmingsskötur. Fångsterna var signifikant större i de kustöversiktsnät, som låg i plymen, vare sig man jämför alla djup eller endast nätens översta del (tabell 7.2). Tendensen var likartad i skötarna men svag och ej signifikant.

Tabell 7.2. Jämförelse mellan strömmingsfångster på stationer med olika temperaturpåverkan. Kustöversiktsnät 0–2,5 m 1972–1978 fet skrift, skötur 1983–1988 normal skrift.

Antal fall med temperaturskillnad (°C):	>0	>1	>2	>3
högre temperatur, större fångster	36 27	26 19	16 9	7 4
lägre temperatur, större fångster	4 18	0 11	0 6	0 2
Signifikansnivå	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05

Strömmingsfångsterna i kustöversiktsnäten under våren ökade långsamt utanför Hamnehålet och i yrkesfisket med strömmingsskötur i Kvädöfjärden t.o.m. 1982. Därefter ökade de dramatiskt under resten av årtiondet i det förra området men minskade i det senare (figur 7.15). I provfisket med skötur i Simpevarp förelåg ingen trend. Mängden strömming i västra Östersjön som helhet (enligt Internationella Havsforskningsrådet) minskade fortlöpande under 1980-talet. Jämförs de två perioderna med två (1975–1984) respektive tre (1985–1989) reaktorer i drift med perioden med en i drift (1972–1974), finner man att fångsterna i kustöversiktsnäten ökat med först 66 och sedan 346%. Motsvarande siffror var för Kvädöfjärden +25 och -11% och för västra Östersjön -2 och -39%.



Figur 7.15. Strömmingsförekomsten i Simpevarp jämförd med den i Kvädöfjärden och hela västra Östersjön. För Simpevarp redovisas provfiske, Kvädöfjärden yrkesfiske och för västra Östersjön Internationella Havsforskningsrådets uppskattning av lekbeståndet.

— Simpevarp, kustöversiktsnät
— Simpevarp, skötar
— Kvädöfjärden, skötar
— lekbeståndet i västra Östersjön

De största fångsterna görs i de flytande kustöversiktsnäten. Fångsterna i de bottenfasta näten började inte öka förrän i slutet av 1980-talet och låg sedan kvar på en hög nivå, medan de i de flytande minskade under 1990-talets början. Den olikartade utvecklingen har tolkats som att temperaturen i ytan då ofta var högre än den för lek prefererade (6–9 °C).

En tydlig anlockning av främst lekmogen strömming föreligger alltså till kylvattenplymen från senhösten t.o.m. vårens lek, vilken till följd härav sker mycket tidigt. De uttalade fångsttopparna under leken beror säkerligen inte bara på en då starkare anlockning utan även på hög rörelseaktivitet. De stora strömmingsförekomsterna tycks begränsade till ett litet område; strömmingsskötarna 1,5–2 km från Hamnehålet indikerade ingen anlockning. Det gjorde inte heller ekolodningarna, men de pågick endast t.o.m. 1976. Invandringen i den för lek egentligen för varma Hamnefjärden (>10 °C) ägde rum under år med ovanligt låga temperaturer i havet, och har tolkats som att strömmingen, i avsaknad av lämplig lektemperatur, föredrar för varmt framför för kallt vatten.

Fisket efter lekvandrande ål, blankål, var och är det ekonomiskt viktigaste fisket i regionen. Blankålen fångas i stora ryssjor, ålflytgarn eller ålbottengarn, på sin vandring söderut längs kusten. Om den skulle attraheras av varmvattnet eller undvika detta, skulle i båda fallen fisket söder om utsläppet kunna påverkas. Frågeställningen har varit en av de centrala i bedömningen av effekter och har för den tidiga driften studerats med hjälp av tidigare nämnda provfiske – ryssjorna i Hamnefjärden (Thoresson & Neuman 1979), fällan i Hamnehålet (Neuman 1979 a) och ålflytgarnet därutån (Neuman 1979 c) – och daglig registrering av fångster i yrkesfisket (Neuman & Thoresson 1979) samt märkningar (Berntsson m.fl. 1974).

Förekomsten av en storskalig påverkan har undersökts genom att jämföra årsfångster i närheten av kraftverket och i referensområden före och efter verkets start. Jämförelserna försvårades av stora mellanårsvariationer i fiskeinsats och fångstutfall; en generell kraftig fångstminskning skedde under 1960- och 1970-talen. Minskningen i kraftverkets närhet kunde dock ej kopplas till dess start.

Provfiskena visade, att någon anlockning av blankål till utsläppets närhet inte sker. Effekter på något längre avstånd undersöktes genom att dagliga fångster i yrkesfiskets ålflytgarn och ålbottengarn söder om kraftverket relaterades till stora ändringar i stationens drift. Vid ungefär hälften av dessa tillfällen har fångsterna inte nämnvärt ändrats, och då ändringar skett, har de lika ofta indikerat en positiv som en negativ effekt av varmvattenutsläppet. Kylvattnets utbredning varierar beroende på vinden. Det måste skära flest ålars vandringssväg, då det går rätt ut från land (figur 5.4). De dagliga fångsterna söder om kraftverket har inte varit sämre vid sådana tillfällen än vid andra plymlägen.

Märkta ålar har satts ut norr om kraftverket vid flera tillfällen. Återfynden närmast söder om verket har varit relativt få och varierat mycket mellan år både före och efter verkets start, varför det inte går att belägga någon effekt av varmvattenutsläppet med denna metod.

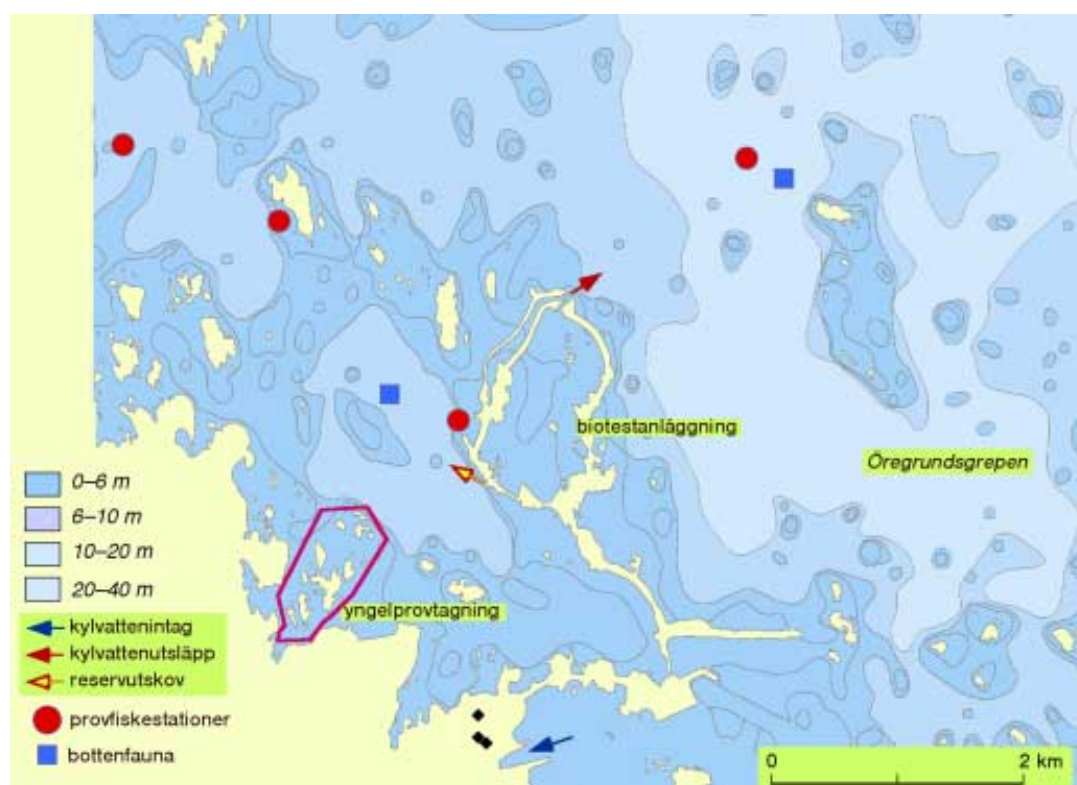
Analyser av ålfisket efter det tredje blockets start har inte påvisat någon effekt (Andersson 1990, Andersson m.fl.1996). Låga övertemperaturer, ytliga plymer och som regel svaga temperaturgradienter utanför närområdet gör att sannolikt endast en liten andel av den ål som vandrar förbi Simpevarp förnimmer gradienterna (tabell 5.3). Ålens starka vandringsdrift motverkar naturligtvis också eventuell anlockning och skyende. Inte heller vid Barsebäcksverket (se nedan) eller Karlshamnsverket i Blekinge (Neuman & Jacobsson 1977) har kylvattnet visats påverka blankålens vandring.

7.3.1.2 Forsmark

Den första reaktorn togs i drift 1980, den andra 1981 och den tredje 1985. Kylvattnet från de två första reaktorerna leds genom en tunnel till Biotestsjön, som mynnar i Öregrundsgrepen norrut. Den tredje reaktorns kylvatten transporteras genom en tunnel, som mynnar väster om Biotestsjön, och leds sedan genom en öppen kanal till ett utsläpp alldeles intill Biotestsjöns. Vattnet från Biotestsjön kan även släppas ut i skärgården i nordväst genom ett reservutskov (figur 7.16). Undersökningarna av anlockning och skyende har inte varit av så stor omfattning i Forsmark, eftersom flertalet viktiga arter tidigare studerats i Simpevarp.

Bottenlevande fisk

I Forsmark har det p.g.a. den starka strömmen – som mest c:a 2 m/s – inte varit praktiskt möjligt att vetenskapligt studera anlockning av fisk till utloppen ur Biotestsjön och utlopps-kanalen för F3. Under sommaren har dock tidvis stora mängder fisk, framför allt mört, id,



Figur 7.16. Stationer för provfiske och bottenfaunaprov. Stationen närmast reservutskovet fiskades endast 1983 och 1984. (Sjöfartsverkets K-Bas.)

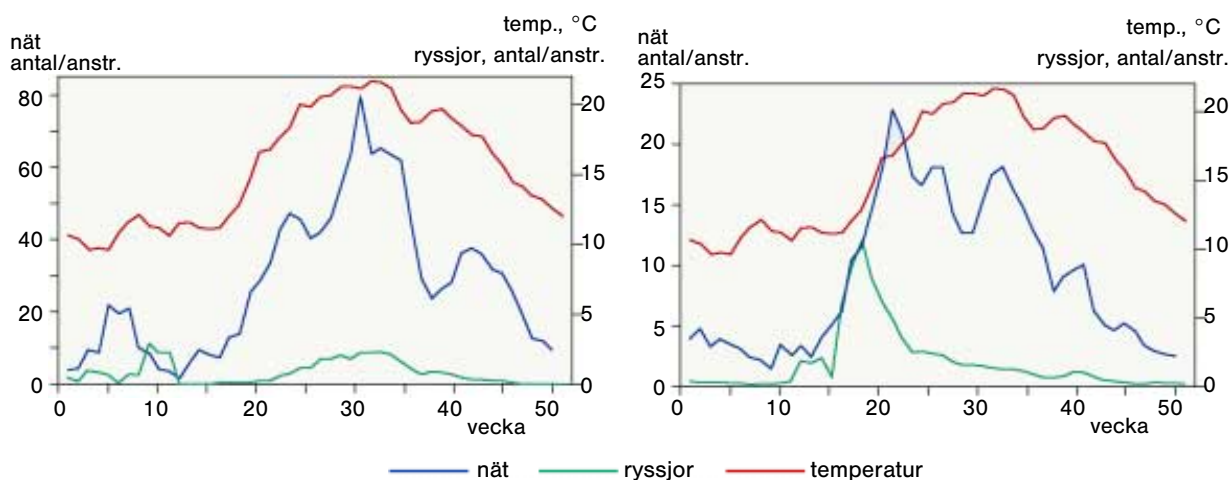
braxen och abborre, observerats strax utanför Biotestsjöns utloppsgaller. Abborre, som här fångats med spö, har vuxit betydligt snabbare än fisk inne i anläggningen och i omgivande områden. Detta beror sannolikt på att de termoreglerar genom att förflytta sig i temperaturgradienterna (se 7.3.2.3).

I de mer lugnflytande delarna av utloppskanalen från F3 var provfiske möjligt och bedrevs med nät och ryssjor året runt från 1985 t.o.m. vintern 1991, d.v.s. F3s första driftperiod. Resultaten har redovisats av Sandström (1991) och Neuman & Sandström (2002). Näten torde ge den mest rättvisande bilden för flertalet arter utom ål, som endast fångas i ryssjorna.

Abborre och mört dominerade i båda redskapen med ungefär 90% av fångsten. Nätfångsterna av mört var i huvudsak koncentrerade till perioden slutet av maj–början av november (figur 7.17), men enstaka stora fångster gjordes även under vintern. Under april–juli steg fångsterna kraftigt parallellt med temperaturen. Allra högst låg de under den varmaste tiden: slutet av juli och augusti. I september minskade fångsterna starkt utan motsvarande temperatursänkning. Ryssjornas fångstmönster avviker inte i något väsentligt avseende.

Som nämnts beror fångster i nät och ryssjor inte bara av antalet fiskar i redskapens närhet utan även av deras rörelseaktivitet. Före och under leken har många arter en aktivitetstopp i relativt låga temperaturer (se 7.3.2.2), för mört i april och maj (Neuman 1979 a, 1982). Avsaknaden av en fångsttopp i kanalen denna tid samt minskningen i september vid tämligen konstant temperatur talar för att fångstmönstret inte bara skapats av aktivitetsvariationer hos stationär fisk utan troligen främst speglar täthetsförändringar orsakade av vandringar. För en anlockning under sommaren talar också det faktum, att fångsterna i kanalen de aktuella åren var klart högre än i andra provfisken i området (Biotestsjön undantagen).

Abborren visar en ännu tydligare koncentration av nätfångsterna till den varma delen av året (figur 7.17); från slutet av november till mitten av april var de genomgående små. I samband med att temperaturen började stiga i slutet av april, ökade fångsterna snabbt i båda redskapstyperna. Redan i slutet av augusti började nätfångsterna sjunka och följde därefter i stort sett temperaturen ner mot den låga vinternivån. Ryssjorna avvek från näten genom en markerad fångsttopp i maj, vilken kan vara lekrelaterad; lek har också observerats i kanalen.



Figur 7.17. Fångster av mört (vänstra bilden) och abborre (hgra bilden) i F3:s utloppskanal. Oviktade 3-veckorsmedelvärden 1985–1990.

Den stora och långvariga fångstökningen i april och maj speglar sannolikt mer en invandring än lekaktivitet hos stationär fisk; hade sådan dominerat, borde en fångsttopp inträffat redan i april (se 7.3.2.2). Att fångsterna nådde maximum redan i slutet av maj, skulle kunna bero på att temperaturen redan då överstiger preferensnivån (c:a 20 °C). Sannolikt har fångstminskningen under hösten orsakats både av utvandring och av en minskad rörelseaktivitet hos kvarvarande fiskar. Anlockningen under vår och sommar kan inte anses ha stor omfattning, eftersom fångstnivån under sommaren inte överstigit den i provfisker utanför kanalen.

För övriga arter var fångsterna små i båda redskapen, och någon anlockning indikeras ej för någon av dem. Gers förekom i liten omfattning hela året (1–2 per nät och natt) med de största fångsterna i april och maj, d.v.s. före lektiden. Förekomsten av vimma visade en koncentration till juni–oktober och den av björkna en ännu tydligare till den varma årstiden: slutet av juli t.o.m. mitten av september.

Fångsterna av ål var små: totalt 329 gulålar och 235 blankålar. Ålen är normalt inaktiv under vintern, och från mitten av oktober till mitten av april var också fångsterna obetydliga. Någon nämnvärd anlockning kan inte sägas ha förekommit.

Övriga ekonomiskt intressanta varmvattenarter, gädda och gös, fångades endast i liten omfattning. Ett stort antal gäddor och flera stora gösar påträffades dock döda i kanalen, då letatemperaturen vid två tillfällen överskridits. Beträffande bottenlevande kallvattenfiskar är det mest anmärkningsvärda, att endast en sik fångats, trots att arten är vanlig i omgivningen. Totalt 148 regnbågar registrerades, nästan alla 1985 och 1986, då en större rymning ägt rum från en odling i området.

Sammanfattningsvis indikerar provfiskerna i F3-s utloppskanal inte någon betydande anlockning av någon art, även om framför allt mört vandrat in i rätt stor omfattning under våren och sommaren. Fångsternas fördelning över året följer i stort den som kan förväntas utgående från de olika arternas temperaturpreferenser. Större ansamlingar av fisk i kanalen motverkas av dess ringa yta och därmed begränsade födoproduktion samt, liksom i Simpevarp, troligen av skarpa gradienter och stark ström i inloppet från havet.

Provfisken med kustöversiktsnät täckande hela vattendjupet bedrevs året runt 1975–1990 nordost om Biotestsjön (stationslägen i figur 7.16). Senare koncentrerades fisket till oktober och bedrevs endast med bottensatta nät. Stationen kan påverkas i ytan vid nordgående plyn, men vid botten sker ingen uppvärmning. Fångsterna tyder inte på att bottenlevande fisk påverkas av kylvattnet.

Biotestsjöns reservutsläpp har periodvis varit öppet. Speciella studier av anlockning till detta har endast gjorts vad gäller strömming. Vad gäller bottenlevande fisk finns i provfiske-resultaten indikationer på att abborre anlockats under sommaren (Svedäng & Karås 1993, Neuman & Sandström 2002). Sportfiskare har också gjort stora fångster nära utsläppet.

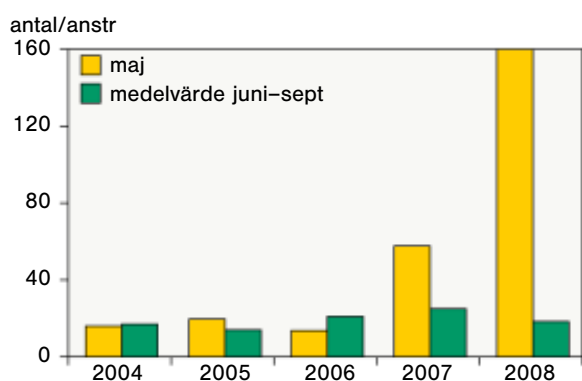
Små ålar kunde troligen ta sig in genom gallren vid Biotestsjöns utlopp. Det omfattande fiske med stora ålryssjor (ålflytgarn), som de första driftåren bedrevs i anläggningen, indikerade dock ingen nämnvärd anlockning. Senare har det varit svårt att skilja en sådan från effekterna av utsättningar av ålyngel under 1980-talet (se 7.3.6.1). Enligt åldersbestämningar gjorda 2003, innan gallren togs bort i maj 2004, kunde då högst 5% av ål i fångstbar storlek ha härrört från den senaste utsättningen 1989; 9–11-åringar dominerade (Karås m. fl. 2009).

Fångsterna av ål i innerskärgården under 1990-talet låg på samma nivåer som fångsterna i Biotestsjön under samma period. Under ryssjeprövfisken 2003 ökade fångsterna inne i anläggningen jämfört med fisket utanför, och det fångades nästan sju gånger så mycket ål i Biotestsjön. Med hjälp av märknings-återfångstförsök uppskattades antalet ålar av fångstbar storlek i anläggningen vara c:a 20 000 detta år. Då endast en liten del kunde vara inplanterad, hade alltså en betydande anlockning skett trots gallren. Efter att dessa togs bort, beräknades antalet enligt upprepade försök ha minskat till c:a 12 000 år 2006. Att åltätheten minskat sett över hela perioden efter borttagandet av fiskspärren, syns även på fångsterna i ryssjeprövfisket (Adill m.fl. 2009). Samtidigt har längdfördelningen förskjutits mot allt fler småväxta individer. En anlockning synes alltså pågå parallellt med en utvandring av äldre fisk, säkerligen delvis en lekvandring.

När gallren i Biotestsjöns utlopp togs bort 2004, kunde fisk obehindrat vandra in i anläggningen. De omfattande provfisken löpande alla årstider, som därefter bedrivits, har redovisats av Karås m. fl. (2009) och Adill m. fl. (2009). Fångsterna dominerades, liksom när anläggningen var stängd, av abborre och mört. Endast ett fåtal kallvattenfiskar har fångats, alla under den kalla årstiden.

Medan abborren var instängd i anläggningen, följde fångsten väl temperaturens och ljusets årsrytm med undantag av en fångsttopp i april (se 7.3.2.2). Denna har uteblivit efter gallrens borttagande. I maj 2007 var fångsterna större än under sommaren; 2008 var majfångsterna ännu större (figur 7.18), men då fiskades ej under sommaren. De senaste årens mönster liknar det som observerades i F 3:s kanal (figur 7.17) och inte Biotestsjöns tidigare. Det verkar som om få fiskar uppehåller sig i anläggningen under vintern, men att en rätt betydande invandring sker för lek, varefter fisken vandrar ut, kanske p.g.a. alltför hög temperatur.

Fångsterna av björkna har varit än mer koncentrerade till lekmånaden – i detta fall juni – än för abborren; bland övriga månader har några större fångster endast gjorts i maj. Bortser man från juni 2004, då gallren just avlägsnats, har fångsterna i denna månad successivt ökat. Övriga vanliga varmvattenarter – mört, gers och sarv – visar oregelbundna mönster med de största fångsterna under vinter och senhöst. Först 2008 registrerades fångsttoppar under våren av mört och gers, vilka skulle kunna vara orsakade av en invandring för lek. De stora fångsterna under höst och vinter kan vara resultatet av en anlockning i låg temperatur och de låga under sommaren orsakade av ett undvikande av alltför höga temperaturer. Någon anlockning av varmvattenarter under höst och vinter har inte noterats i F3:s kanal eller i Biotestsjön. Stora vinterfångster av mört förekom däremot i den slutna Biotestsjön, vilka alltså inte var ett resultat av anlockning.



Figur 7.18. Fångster av abborre i Biotestsjön 2004–2008. Under 2008 fiskades ej i juni–augusti.

För alla vanliga varmvattenarter utom sarv finns en tendens till ökande fångster från en låg nivå 2004–2005. Sammanfattningsvis är resultaten svårtolkade, och av erfarenheterna från Hamnefjärden vid Simpevarp att döma kan det dröja länge, innan säkra slutsatser kan dras. Hittills finns inga klara indikationer på invandring för lek för andra arter än abborre och björkna.

Pelagisk fisk

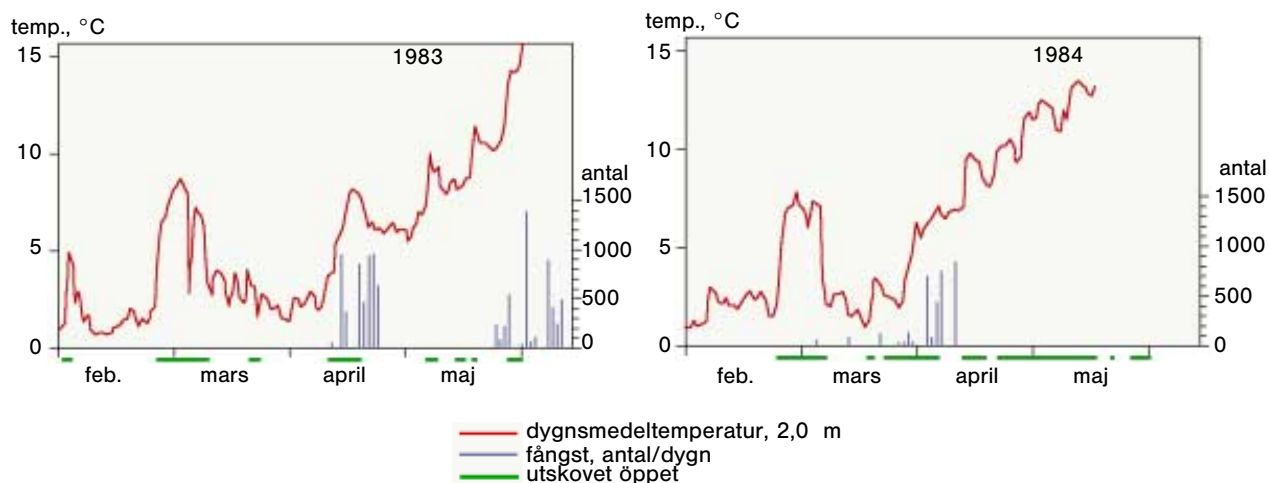
Sammanlagt gav näten i F3:s utloppskanal 85 öringar, som med några enstaka undantag fångats fr.o.m. november t.o.m. mitten av mars. Ett givande sportfiske i denna kanal, i utloppskanalen från Biotestsjön samt i plymen därutån började redan vid den första pumpningen av kallt vatten och pågick sedan fram till början av 1990-talet, då fångsterna avtog till följd av vikande bestånd. Fisket bedrevs under tiden oktober–maj; när temperaturen under våren närmade sig 15 °C lämnade öringen det varma vattnet. Fiskets begränsning till kanalerna och plymen talar för att det var frågan om en anlockning.

Strömmingen är i Forsmark liksom i Simpevarp den kvantitativt viktigaste fiskarten och har också varit viktig för det lokala fisket. Dess reaktioner på kylvattnet undersöktes ingående vid Simpevarp, varför studierna vid Forsmark haft begränsad omfattning. Information om dess uppträdande i utsläppens närhet har erhållits från de ovan beskrivna fiskena i utloppskanalen för F3 och med kustöversiktsnät i öppet vatten nordost om utsläppen, fisken med skötar nära dessa samt de senaste åren även fiskena i Biotestsjön. Förekomsten i skärgården nordväst om Biotestsjön följdes året runt 1975–1988 (stationslägen i figur 7.16). De nämnda undersökningarna har redovisats av Neuman (1982), Sandström & Krogh (1984), Andersson & Karås (1990) och Neuman & Sandström (2002). Speciella studier av strömmingens beteende genomförda 1983 och 1984 utanför Biotestanläggningens reservutlopp beskrevs av Sandström & Krogh (1984).

De fleråriga provfiskena visade, att strömming inte i någon större omfattning uppehöll sig i vare sig opåverkat eller varmt vatten i Forsmarksområdet under vintern utan först i april vandrar in inför leken. Fångsterna var obetydliga under 4 °C och visade en markant topp strax under det för lek optimala temperaturintervallet 6–9 °C (Sjöblom 1961); hela 71% av första halvårets fångster 1975–1983 (normerade för antalet fiskeansträngningar) gjordes i 4–6 °C. Ingen större anlockning kunde beläggas utanför det ordinarie utsläppet i de mångåriga fiskena med kustöversiktsnät och inte heller i fisket med skötar nära utsläppet. Att en viss anlockning skedde där, indikeras dock av att lek förekom, t.o.m. i yttersta delen av F3:s utloppskanal. Inte en enda strömming togs dock i näten inne i kanalen.

Under de första årens drift var fångsterna relativt små på de två stationerna i skärgården nordväst om Biotestsjön, 2,5 resp. 3,5 km från denna); på den av dem som ligger närmast anläggningen var fångsten under strömmingens vårlek aldrig större än något tiotal per nät och natt före 1980. En omfattande strömmingslek har däremot förekommit i skärgårdens yttre delar och utgjort basen för ett yrkesmässigt fiske med bl.a. ryssjor.

År 1983 öppnades reservutskovet vid flera tillfällen under februari–mars. I mitten av april påbörjades ett provfiske på en ny station strax utanför utskovet, då det återigen öppnades. Redan vid den första nattens fiske noterades där stora mängder strömming (figur 7.19). Temperaturen hade då stigit till c:a 5 °C vid reservutskovet. Strömmingen stannade kvar i skärgården resten av våren, trots att utskovet periodvis stängdes, sannolikt beroende på att temperaturen inte sjönk tillräckligt under de perioder kylvattentillförseln stoppades. Om lek förekom studerades ej.



Figur 7.19. Strömmingsfångster utanför reservutskovet våarna 1983 och 1984.

Påföljande år påbörjades fiske redan i februari i samband med ett c:a två veckor långt öppnande av utskovet. Ingen strömming förekom då i utsläppsområdet. Den 23 mars skedde nästa öppning, varefter det hölls öppet en längre tid för att göra det möjligt att studera anlockningen samt rädda eventuell strömmingslek. Trots att temperaturen snabbt steg i provfiskeområdet, var fångsterna små fram till början av april. Då steg de till ungefär samma höga nivå som under april–maj 1983 och låg kvar på en hög nivå under hela provfiskeperioden (figur 7.19). Den första observationen av strömmingslek i utskovsområdet gjordes andra veckan i april, då dykare fann bottarna täckta med ett tjockt lager av rom från c:a 0,5 m bottendjup ner till c:a 3 m.

Det dröjde c:a 10 dygn, innan strömmingen reagerade på kylvattenutsläppet. Sannolikt berodde detta på, att det varma vattnet måste passera trösklarna mot den öppna Öregrundsgrepen, innan det kom i kontakt med lekvandrande strömming. Ekolodningar visade, att avsevärda mängder strömming vandrat in i skärgården, där också ett givande yrkesfiske med skötar bedrevs.

En samlad bild av de första driftårens inverkan på förekomsten av strömming under våren kan fås genom att jämföra fångsterna på de tre ordinarie stationerna med kustöversiktsnät (figur 7.16) 1980–1988 med dem 1975–1979. På stationen nordost om Biotestsjön minskade de med 17%, medan de nordväst om denna ökade med 48% på stationen längst bort och med 180% på den närmaste. Endast i det sistnämnda fallet är skillnaden signifikant och uppstod åren 1981–1985, då reservutskovet oftast var öppet. Liksom i Simpevarp har alltså en tydlig anlockning observerats, men den har här varit begränsad till lektiden och i huvudsak till reservutloppet.

Kallvattenarten nors är vanlig i Forsmarksområdet under våren och försommaren (Neuman 1982), men någon anlockning har inte observerats.

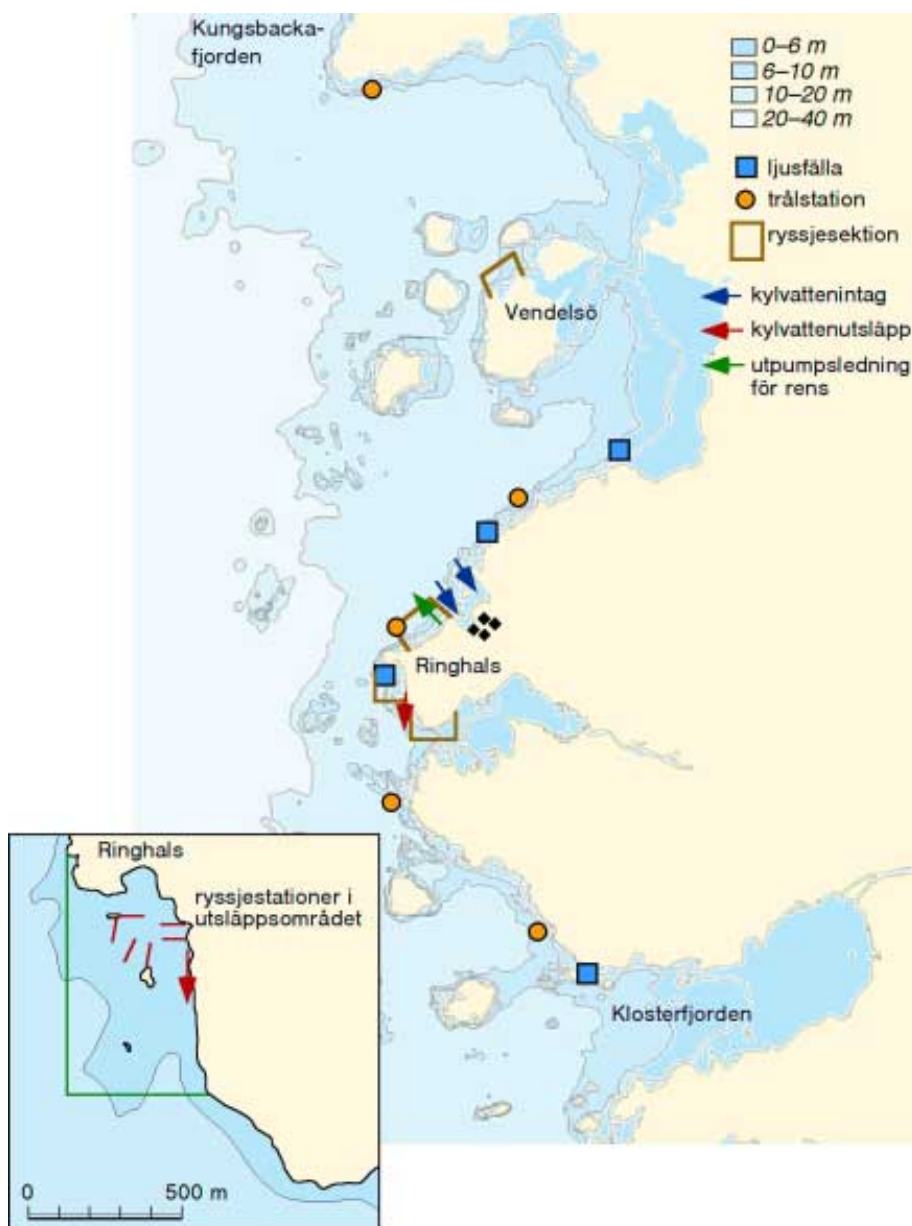
7.3.1.3 Ringhals

De fyra reaktorerna vid Ringhalsverket togs i kommersiell drift 1975, 1976, 1981 och 1983. Kylvattenutsläppet sker via två utloppskanaler, som mynnar i ett grundområde innanför Stalpeskären, söder om Ringhals udde (figur 7.20). De två kanalerna är riktade åt söder nästan parallellt med strandkanten.

Bottenlevande fisk

I utsläppens omedelbara närhet kan inga fisken bedrivas p.g.a. stark ström. Observationer har dock gjorts av dykare och från båt. Stensnultor och berggyltor förekommer och enstaka skrubbskäddor och ålar (Grimås m.fl. 1988) samt även tjockläppad mulle. På senare år har man också observerat havsabborre. Den är liksom multen en varmvattenart med sydlig utbredning och är relativt sällsynt i svenska vatten.

Förekomsten av bottenlevande fisk har undersökts med hjälp av småryssjor i fyra områden: nära utsläppet, i Båtfjordens mynning, nära kylvattenintagen samt i ett opåverkat område vid Vendelsö (figur 7.20). Fisket i utsläppsområdet, nedan benämnt "Ringhals", inleddes 1974 och det på övriga lokaler 1976. Efter 1980 lades undersökningarna i Båtfjordens mynning och i intagsområdet ner, då SMHI:s mätningar visat på liten respektive ingen påverkan i dessa områden. De första åren fiskades det under alla månader utom i januari och februari, fr.o.m. 1983 bara i april och augusti. Anlockning och skyende har analyserats



Figur 7.20. Intag och utsläpp av kylvatten samt stationer för provfisken.
(Sjöfartsverkets K-Bas.)

för det första någorlunda stabila driftskedet 1976–1979, för de första åren med full drift 1984–1987 samt för perioden 2002–2006. Analyserna baseras på Neuman (1980 och 1988) samt på bearbetningar av Bergström m.fl. (2009).

Skillnaden mellan botten temperaturerna vid Ringhals och Vendelsö var i genomsnitt i april 0,9 °C och i augusti 1,7 °C under den första perioden och 3,1 respektive 2,5 °C under den sista (tabell 7.3).

Tabell 7.3. Medeltemperaturer vid ryssjorna i Ringhals och Vendelsö.

	April			Augusti		
	Ringhals	Vendelsö	Skillnad	Ringhals	Vendelsö	Skillnad
1976–79	7,0	6,1	0,9	20,4*	18,7*	1,7
1984–87	7,1	4,5	2,6	19,5	17,4	2,1
2002–06	9,5	6,4	3,1	22,6	20,1	2,5

* endast 1976–1978

Fångsterna i utsläppsområdet efter verkets idrifttagande har jämförts med dem före start och med dem vid Vendelsö. Varmvattenarterna (se figur 4.1) skärnsultra och gulål visade en positiv reaktion på uppvärmningen vid jämförelser i såväl tid som rum (tabell 7.4). Under 1976–1979 gällde detta med något enstaka undantag alla månader med nämnvärda fångster; i de flesta fall var skillnaderna signifikanta. Så var också fallet i både april och augusti de första åren med full drift.

Tabell 7.4. Kvoter mellan fångster i påverkat och opåverkat område.

	Skärnsultra	Stensultra	Gulål	Oxsimpa	Skrubbskädda	Torsk	Tånglake	Rötsimpa
1976:1974 ¹⁾	2,3	2,5	3,3	²⁾	³⁾	1,0	0,9	²⁾
Hela året 76–79	2,5	0,7	2,1	3,7	³⁾	0,9	0,3	0,5
April 84–87	4,9	0,7	2,3	2,3	1,9	0,7	0,4	0,2
Aug 84–87	1,5	1,0	2,8	5,5	1,2	0,2	0,1	0,1
April 02–06	9,3	1,2	4,8	2,2	0,8	0,7	0,2	0,1
Aug 02–06	0,5	0,7	1,1	0,2	0,6	0,1	0	0,0

¹⁾ Påverkat område före och efter start , hela året

²⁾ Registrerades 1974 endast som "simpa"

³⁾ Små fångster

Fångsterna av stensultran, som är en varmvattenart, ökade signifikant i det påverkade området efter kraftverkets start men var ändå inte högre där än i referensområdet (tabell 7.4). Att denna varmvattenart inte givit större fångster i det påverkade området än i det opåverkade, kan bero på att stora kvantiteter av artens pelagiska ägg och larver sugts in i kraftverket och sannolikt till stor del omkommer (se 6.5.2), vilket kan påverka förekomsten i utsläppsområdet. Ökningen i utsläppsområdet efter verkets start kan tolkas som att provdriften med långvarig kylvattenpumpning redan påverkat beståndet, men att en förväntad anlockning delvis kompenserade förlusterna.

Av fångsternas fördelning över temperaturskalan att döma, har oxsimpan en otydlig temperaturpreferens (figur 4.1). Den fungerade dock som en varmvattenart i det att fångsterna vid Ringhals under den första driftperioden var signifikant större än de vid Vendelsö hela året och vid full drift i april och augusti (tabell 7.4).

Vad gäller kallvattenarterna var fångsterna av skrubbskädda mycket små de första åren med påverkan. Perioden 1984–1987 verkade den anlockas till varmvattnet i april och inte undvika det i augusti (tabell 7.4). Sett över hela året förändrades fångsterna av torsk och tånglake i Ringhals inte vid kraftverkets start (tabell 7.4). För torsken var skillnaden mellan

områdena de första driftåren relativt små flertalet månader, men i juni och augusti var de signifikant mindre och i november större vid utsläppet. Vid full drift sjönk kvoterna i både april och augusti.

Fångsterna av tånglake och rötsimpa var vid utsläppet signifikant lägre än i Vendelsöfjorden alla månader. Sedan kraftverket tagits i full drift, fångades ett betydligt mindre antal av dessa kallvattenarter i såväl april som augusti i det påverkade området jämfört med det opåverkade.

Under en stor del av året ligger temperaturen även i Ringhals under kallvattenarternas preferenstemperatur. Det är därför överraskande, att anlockning av torsk, tånglake och rötsimpa i stort sett uteblivit. Rötsimpan, som förlorar larver i kylsystemet (se 6.5.2), kan ha påverkats på liknande sätt som stensnultran. I övrigt kan man misstänka försämrade födo-tillgång, men belegg för detta saknas. I augusti var reaktionerna däremot de förväntade utom för skrubbskädda; frånvaren av ett skyende av utsläppsområdet talar, liksom resultat från andra områden (Neuman 1983), för att den inte är en utpräglad kallvattenart.

I huvudsak reagerade de vanligaste arterna på den tidiga driften i enlighet med klassificeringen i varm- och kallvattenarter. Den observerade anlockningen till det uppvärmda området överdrivs något av att rörelseaktiviteten där är högre, men effekten är måttlig, då temperaturskillnaden mellan de jämförda områdena inte var mer än 2–3 °C.

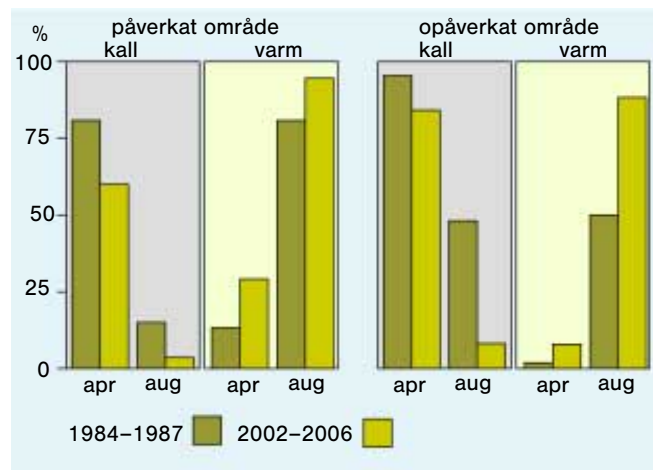
Under de senaste åren, 2002–2006, har kvoten mellan fångsterna i april i Ringhals och i Vendelsö stigit för varmvattenarterna, varit oförändrad för oxsimpa och torsk och minskat för övriga kallvattenarter; för skrubbskädda har en tidigare indikation på anlockning upphört (tabell 7.4). I augusti har kvoterna minskat för alla arter, och ingen anlockas längre till utsläppsområdet. Om man bortser från skrubbskädda, fångades där endast enstaka exemplar av kallvattenfiskar och oxsimpa.

Såväl temperaturens nivå som skillnaden mellan områden var i både april och augusti högre under de senaste åren än tidigare. De olika arternas reaktioner i april är alltså i stort sett de förväntade. De sänkta kvoterna i augusti orsakades för skärsnultra och ål av att fångsterna i Vendelsö ökat från 1984–1987 men varit i stort sett oförändrade i Ringhals. Förekomsten av stensnultra minskade signifikant i båda områdena men något mer i Ringhals, medan den av skrubbskädda förändrades rätt lite. Fångsterna av oxsimpa, rötsimpa och tånglake har minskat under flera år och i Ringhals nästan upphört i augusti. Fångsterna av torsk har varit variabla utan trend.

Trots skilda temperaturpreferenser och olika beståndsutveckling uppvisar alla arter i augusti en negativ utveckling vid Ringhals relativt Vendelsö. Den rimligaste förklaringen är att temperaturen nu stigit med c:a 3 °C, vilket innebär att även varmvattenarternas preferenstemperaturer ofta överskrids; medeltemperaturen var nära 23 °C och den högsta uppmätta över 27 °C. Biologiska förändringar orsakade av den långvariga påverkan av värme och ström spelar rimligen också in; så har t.ex. den fastsittande vegetationen förändrats starkt genom bl.a. introduktionen av sargassotång (se 7.2.1.3).

Artgruppernas olika reaktioner på varmvattnet påverkar artsammansättningen dramatiskt (figur 7.21). Kallvattenarterna utgjorde t.ex. 1984–1987 hela 95% av fångstvikten i april i Vendelsöfjorden mot endast 15% vid utsläppet i augusti. De senaste åren med ett varmare klimat har dessa andelar sjunkit till 84 respektive 4%.

Figur 7.21. Fångstvikts fördelning mellan kall- och varmvattenarter 1984–1987 och 2002–2006. Mindre vanliga arter är inte klassificerade i dessa kategorier.



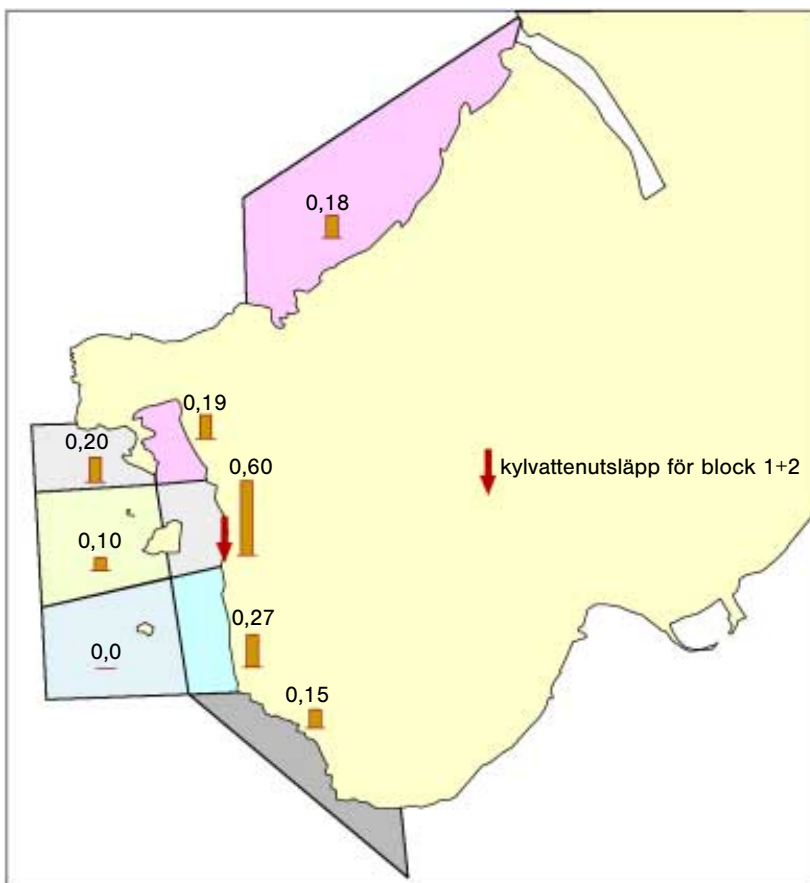
Pelagisk fisk

Öringen är som nämnts inte någon typisk pelagisk fisk, men uppträder ofta i fritt vatten, vilket ökar sannolikheten för att den skall komma i kontakt med uppvärmt kylvatten. Under perioden 1976–1980, då två reaktorer var i drift, undersöktes dess förekomst i närheten av kylvattenutsläppet och i opåverkade områden norr om Ringhals udde med hjälp av flytnät i december–april, då denna kallvattenart kan förväntas anlockas till varmvattnet (Neuman 1980). Trettio nät lades från land, varav 22 i påverkade områden.

Vid bearbetningen av resultaten jämfördes åtta delområden, varav sju var åtminstone tidvis värmepåverkade (figur 7.22). Fångsten per nät och fisketillfälle ökade med närheten till utsläppet och var tre gånger så hög närmast detta jämfört med det opåverkade området. Temperaturens betydelse för de höga fångsterna närmast utsläppet har studerats genom parvisa jämförelser mellan samtida fångster och temperaturer i utsläppsområdet och i de övriga. För de fyra områdena närmast utsläppsområdet har antalet fall då högst temperatur (skillnad $>0,1$ °C) givit störst fångst (skillnad $>0,1$ per nätansträngning) varit signifikant större än då motsatsen gällt. För de övriga områdena var tendensen likartad men antalet samtida fisken med tydliga skillnader var för få för statistisk signifikans. Den observerade anlockningen kan ha förstärkts av en positiv reaktion på ström.

Ålens pelagiska yngel, glasålen, driver in mot Kattegats kuster under vinter och tidig vår. Tätheten av yngel på olika avstånd från utsläppet undersöktes 1978–1980 för att belägga en eventuell anlockning (Andersson & Jacobsson 1980). Åltätheten nära utsläppet, speciellt i bakvattnet söder om detta, kunde med hjälp av observationer med ljus konstateras vara avsevärt högre än i omgivande vatten. Trålningar längre från land (stationslägen i figur 7.20) visade en högre täthet på tidvis värmepåverkade stationer än på andra. Fångster i ljusfällor i strandnära vatten var dock lägre i påverkat vatten än i opåverkat såväl norr som söder om kraftverket. Detta har tolkats som att ålen där attraheras till doftämnen från sötvattenutflöden.

De små fångsterna i ljusfällorna i varmt vatten och en avsaknad av samband fångst–temperatur ledde med stöd av teoretiska överväganden till slutsatsen, att någon mer betydande temperaturbetingad anlockning ej skedde. Den främsta orsaken till de höga tätheter som observerats ansågs vara en transport med kylvattnet. Nära utsläppet kunde konstateras, att en stor andel av ålarna var sådana som färgmärkts i intaget och oskadda passerat kylsystemet. Att de koncentreras i området kan tänkas bero på att de går ner till botten eller har en tendens att simma mot strömmen för att hålla sig kvar nära land. Den höga tätheten på de kylvattenpåverkade trälstationerna förklarades med att åltätheten nära stränderna är betydligt högre än längre ut, där trålningen kan ske, och att kylvattnet delvis sugas in från strandnära områden.



Figur 7.22. Antal öringar per nät och natt i områden med olika kylvattenpåverkan vid Ringhals.

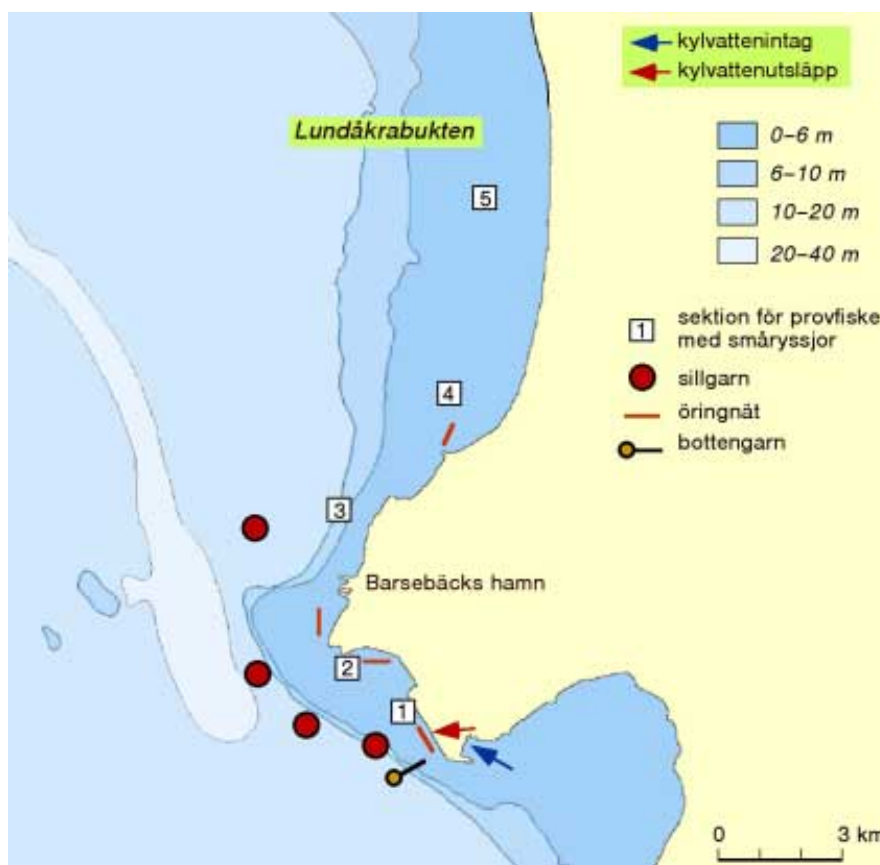
Förekomsten av sill och skarpsill har studerats med ekolod längs banor, som sträckte sig från utsläppets närhet till opåverkat vatten (Jacobsson 1980). Tendenser till anlockning till området nära kylvattenutsläppet förelåg under 1970-talet alla årstider på 0–5 m djup och vintertid även på 5–10 m djup. Det är inte sannolikt att sillen, som är en kallvattenart, attraheras av varmvattnet sommartid; ekona denna årstid kan till stor del härröra från skarpsill. Den anlockning som verkar förekomma har varit av ringa omfattning, vilket kan bero på att sill- och skarpsillsbestånden i Kattegatt var svaga. Ekolodningarna fortsatte t.o.m. 1987 men har ej rapporterats för 1980-talet, då fiskförekomsten fortfarande var liten. Resultaten verkar dock överensstämma med tidigare observationer (Grimås m. fl. 1988).

7.3.1.4 Barsebäck

Det första blocket, B1, togs i drift 1975 och det andra, B2, 1977. I december 1999 stängdes B1 och i maj 2004 B2. Kylvattnet leddes västerut mot öppna Öresund i en muddrad, c:a 100 m, lång kanal. Denna gick från kajkanten vid verket ut till cirka 2 meters djup.

Bottenlevande fisk

I utsläppskanalen och dess omedelbara närhet var det p.g.a. den starka strömmen mycket svårt att studera fiskars beteende. Observationer gjorda från båt och av dykare har dock visat ansamlingar av varmvattenarterna id, abborre och mört, främst under våren. Också tjockläppad mulle observeras ofta här (Neuman 1981) och har också fångats i provfisken något längre ut. Den är vanligast under sommaren, men vissa individer verkar stanna kvar över vintern. Multen är en varmvattenart med sydlig utbredning och är sällsynt i svenska vatten.

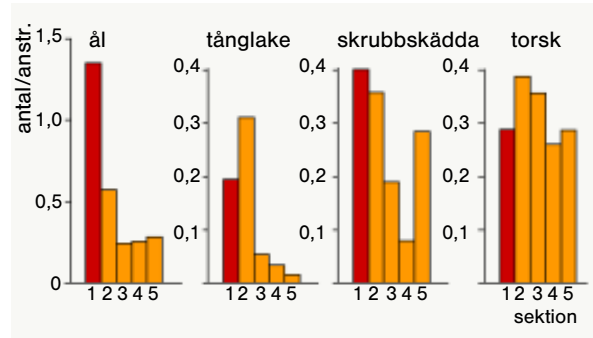


Figur 7.23. Provfiskestationer. (Sjöfartsverkets K-Bas.)

Bottenlevande fiskars reaktioner i förhållande till kylvattnet har undersökts med hjälp av småryssjor på 2–4 m djup i fem områden (figur 7.23) belägna i en gradient åt norr från utsläppets närhet (sektion 1) till opåverkat vatten (sektion 5). De två områdena närmast utsläppet nåddes alltid av varmvatten vid full drift, medan sektionerna 3 och 4 endast påverkas vid nordgående ström. Fisket inleddes sommaren 1977. De första åren fiskades alla månader, fr.o.m. 1983 bara i april och augusti. Under åren med full drift var botten-temperaturen på sektion 1 och 2 i april i genomsnitt (1988–1999) drygt 3 °C högre än på sektion 5, men i augusti, då en reaktor ibland varit avställt, endast drygt 1 °C högre.

Presentationen av ryssjefiskena baseras på Neuman (1981, 1983) samt Andersson (2008). Endast fyra arter fångades i någon större utsträckning: varmvattenarten gulål samt kallvattenarterna tånglake, torsk och skrubbskädda. Sett över hela året fångades 1978–1980 fyra gånger så många ålar på sektion 1 och dubbelt så många på sektion 2 jämfört med referensen (figur 7.24). Nämnvärda mängder togs endast under maj–september; de små fångsterna under den kalla årstiden gjordes nästan helt på sektionerna 1 och 2. Fångsterna där var större än på övriga i alla månader, men skillnaden var relativt liten i juli–september. Jämför man sektion 1 med 5, var skillnaderna signifikanta i april, maj, juni och oktober. Anlockningen av ål kan delvis orsakas av god födotillgång i utsläppsområdet. En undersökning av ålens näringsval visade att andelen tomma magar var lägre här än på en referenslokal och konsumtionen av det dominerande födoslaget, gammarider, ungefär fem gånger så hög (Karås 1981).

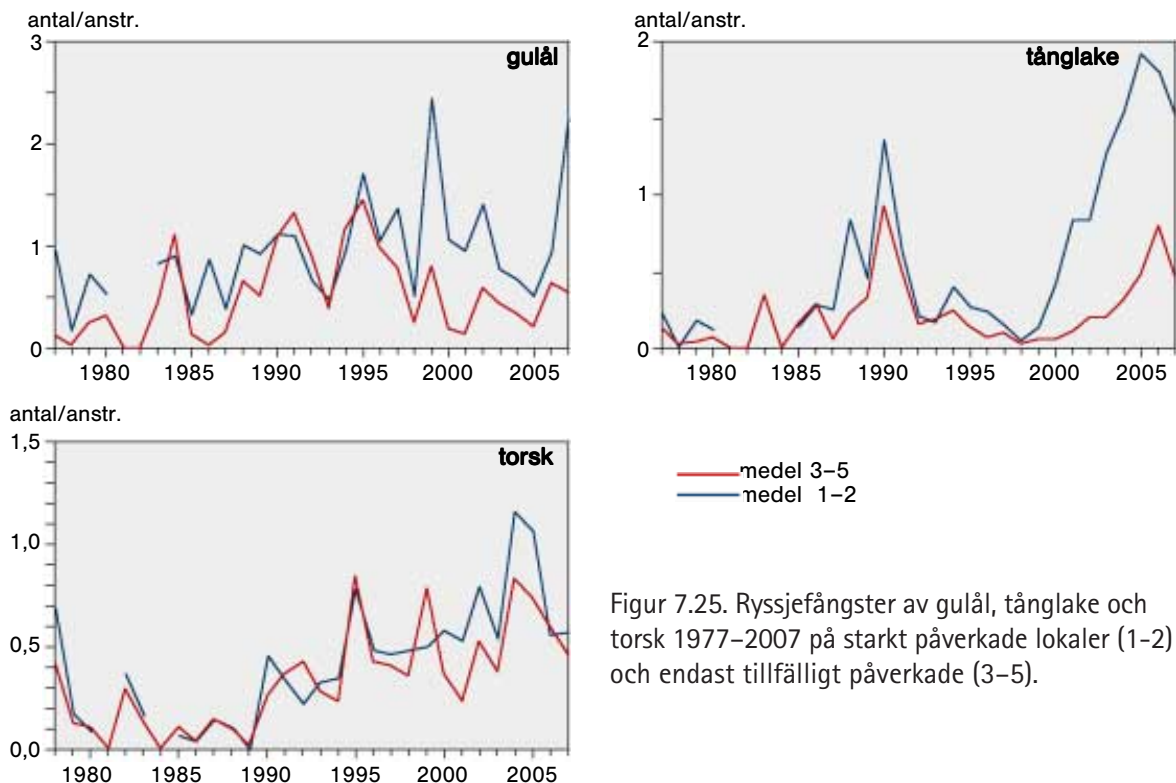
Figur 7.24. Årsmedelfångster 1978–1980 i en gradient från utsläppets närhet (sektion 1) till opåverkat vatten (sektion 5).



Årsfångsterna av skrubbskädda och torsk skilde sig inte mycket mellan sektionerna 1 och 5 (figur 7.24). I januari–mars var dock fångsterna av båda arterna signifikant större på den påverkade sektionen, vilket även gällde torsk i november. Skrubbskäddan verkade inte undvika varmvattnet någon månad, torsken däremot i maj–september.

De ovan behandlade arterna uppträdde i stort sett som förväntat med tanke på deras temperaturpreferenser. Detta gällde dock ej kallvattenarten tånglake, som gav klart störst fångst på sektion 2 och näst störst på sektion 1 (figur 7.24); årsmönstret gällde alla årstider. Dessutom var fångsterna störst under sommaren. Den höga tätheten i påverkat område kan bero på att stenar med rik vegetation där är vanliga, medan nakna sandbottnar dominerar på sektion 5. En trolig orsak till de förvånansvärt goda fångsterna på sommaren är att arten leker i augusti och då har hög rörelseaktivitet.

De fångstmönster som etablerades de första driftåren har med avvikelser enstaka år i stort sett bestått trots stora variationer i beståndstäthet; för gulål, tånglake och torsk ökade tätheten starkt från låga nivåer på 1970-talet (figur 7.25). Mönstren förstärktes fr.o.m. år 2000, då en reaktor stängts. I augusti fångades tidigare i genomsnitt tre gånger så många ålar per ryssjenatt på de två starkt påverkade sektionerna 1 och 2 som på de övriga opåverkade eller endast tillfälligt påverkade. Kvoten mellan fångsterna på de två grupperna av sektioner



Figur 7.25. Ryssjefångster av gulål, tånglake och torsk 1977–2007 på starkt påverkade lokaler (1–2) och endast tillfälligt påverkade (3–5).

hade under perioden haft en tendens att sjunka från höga värden de första åren, men åren 2000–2005 med en reaktor i drift steg den från 3 till nästan 5 (tabell 7.5). De sista två åren helt utan varmvattenutsläpp sjönk den åter till den tidigare nivån.

För tånglaken steg kvoten kraftigt efter 1999 och sjönk ej tillbaka till den tidigare nivån efter verkets stängning (tabell 7.5). Skrubbskädda och torsk fångades främst i april, då någon nämnvärd anlockning till varmvattnet ej ägde rum. Torsken verkar ha reagerat positivt på det första blockets stängning (tabell 7.5, figur 7.25) men inte skrubbskäddan.

Tabell 7.5. Kvoter mellan fångster i områden med stark (sektion 1–2) och svag (sektion 3–5) kylvattenpåverkan.

	<i>Gulå, aug.</i>	<i>Tånglake, aug.</i>	<i>Skrubbskädda, april</i>	<i>Torsk, april</i>
1977/78–1999	3,1	2,0	1,3	1,1
2000–2004/5	4,7	6,1	1,3	1,6
2004/5–2007	2,7	3,2	1,2	1,1
2000–2007	3,3	5,0	1,3	1,5

Ålfångsternas utveckling talar för, att någon större temperaturberoende anlockning i augusti inte förelegat vid driftens avveckling. En tänkbar förklaring är att temperaturen på senare år varit för hög även för denna varmvattenfisk; i utsläppsområdet har medeltemperaturen i augusti under 1980- och 1990-talen ofta överstigit 20 °C och maximivärdena ibland 25 °C. Ökningen av kvoterna för tånglake och torsk måste rimligen tolkas som att dessa kallvattenarter tidigare skytt varmvattnet, vilket, som ovan noterades, inte har gällt skrubbskädda med dess mindre uttalade temperaturpreferenser.

Allmänt sett talar de relativt höga kvoterna efter 1999 för att andra livsbetingelser än temperaturen är gynnsamma i utsläppsområdet. Det faktum att kvoterna genomgående var lägre efter driftens upphörande än med ett block i drift bör inte ännu tillmätas så stor vikt, eftersom de endast baseras på tre år i april och två i augusti. Om tendensen skulle stå sig, kan man spekulera om att kylvattnet bidragit till de goda betingelserna i utsläppsområdet.

Provfiske med ett stort ålbottengarn (figur 3.3) inleddes 1971 c:a 500 m utanför kylvattenutsläppet (figur 7.23) och 1974 på en referenslokal söder om kraftverket. Fram till 1985 fiskades från islossningen till senhösten, och därefter endast i september och oktober till fiskets nedläggning 1989. Ingen tydlig anlockning eller skyende av bottenlevande fisk har belagts, vilket sannolikt beror på att den yttre delen av redskapet med själva fångstanordningen oftast ligger utanför kylvattenplymen (Neuman 1981, Neuman & Jacobsson 1988).

Pelagisk fisk

Nätfiske efter öring genomfördes 21 gånger hösten 1979–våren 1980 på fyra strandnära stationer i en nordlig gradient från utsläppet (figur 7.23) i syfte att belägga en förväntad anlockning under den kalla årstiden. En viss sådan verkade föreligga, eftersom klart flest öringar fångades på de två mest påverkade stationerna (Neuman 1981). Den torde dock ha varit av ringa omfattning, eftersom totalfångsten endast var 35 individer.

En eventuell anlockning av sill undersöktes 1979–1980 med fiske med nät på fyra lokaler i en nordlig gradient från utsläppet; den närmaste låg så nära utsläppet strömmen tillät (figur 7.23). Om möjligt bedrevs fisket fyra dagar i veckan under två veckor varje månad. Ingen anlockning noterades, vilket kan bero på att sillen dessa år inte i någon större utsträckning gått nära land. Varken då eller senare har nämnvärda mängder sill förekommit i silstationen, vilket talar mot att någon större anlockning förekommer.

Fisket med sillgarn indikerade en anlockning av horngädda, som är en varmvattenart, till utsläppets närhet i april–maj, men fångsterna var små (Neuman 1981). Arten uppehåller sig på grunt vatten främst i samband med leken i maj. Stora stim har då ofta observerats i det mest uppvärmda området, där många horngäddor dött av gasblåsesjuka (se 7.3.3.6). Under några år på 1980-talet uppskattades mängden död fisk i utsläppsområdet till 3–4 ton årligen, vilket indikerar en betydande anlockning.

Passagen av glasål och dess förekomst i kylvattenrecipienten har studerats med samma metoder som i Ringhals. Tätheterna var avsevärt lägre än där, och en hög andel fastnar i silarna (se 6.6.2). Indikationer på en förtätning i värmepåverkat vatten förekom (Westerberg 1979, Andersson 1981). Denna har föreslagits kunna orsakas av temperaturen, doftämnen från sötvatten transporterade med kylvattnet eller en mekanisk koncentration.

Ålbottengarnen fångar även pelagisk fisk, men har inte påvisat någon anlockning av sill eller horngädda. Huvudsyftet med detta fiske var dock att undersöka om blankålsens vandring norrut genom Öresund stördes av kylvattenplymen. Såväl en anlockning som ett skyende skulle påverka det då betydande bottengarnsfisket norr om Barsebäck. Frågeställningen har här liksom vid Oskarshamnsverket varit en av de viktigaste i bedömningen av kylvattenutsläppens effekter. Den har studerats förutom med provfiskegarnen även med daglig registrering av fångster i yrkesfisket med likadana redskap (Neuman & Thoresson 1981, Neuman & Jacobsson 1988) samt märkningar med ultraljudsändare (Westerberg 1980).

Förekomsten av en storskalig påverkan har undersökts genom att jämföra årsfångster i olika områden före och efter verkets start. Jämförelserna försvårades av en stor försämring av åltillgången under 1960- och 1970-talen och en därav följande minskning av fiskeinsatsen.

Någon av kraftverket betingad nedgång i fångsterna kunde dock ej iakttas.

Provfisket påvisade inte någon anlockning av blankål till utsläppets närhet; såväl fångstnivå som fångstutveckling överensstämde med referensgarnet. Inte heller märkningsresultaten tydde på någon anlockning. Analyser av fångster enskilda dagar med avseende på fångster i yrkesfiskegarn söder och norr om verket samt variationer i kylvattenplymens läge och verkets drift gav inte några indikationer på fångststörningar till följd av varmvattenutsläppet.

Låga övertemperaturer, ytliga och oftast mycket landnära plymer (figur 5.9) och som regel svaga temperaturgradienter utanför närområdet (tabell 5.4) gör att sannolikt endast en liten andel av den ål som vandrar förbi Barsebäck förnimmer gradienterna. Ålsens starka vandringsdrift motverkar naturligtvis också eventuell anlockning eller skyende. Inte heller vid Oskarshamnsverket (se 7.3.1.1) eller Karlshamnsverket i Blekinge (Neuman & Jacobsson 1977) har kylvattnet visats påverka blankålsens vandring.

Konstateranden och slutsatser

- Områdena med för fisken märkbara övertemperaturer är små vid de svenska kärnkraftverken, speciellt vad gäller bottenarna, och de horisontella temperaturgradienterna svaga, varför anlockning och skyende i huvudsak har relativt liten omfattning.
- Varmvattenfiskar anlockas generellt sett hela året utom när preferenstemperaturerna klart överskrids under varma sommarperioder. Anlockningen har liten omfattning under vintern, då dessa arters aktivitet i regel är låg.
- Beroende på bl.a. ström och starka vertikala temperaturgradienter är anlockningen relativt svag till Hamnefjärden och sannolikt även Biotestsjön; effekterna av dess öppnande kan dock ännu ej slutligt bedömas.

- Kallvattenarterna undviker uppvärmda områden under den varma årstiden men anlockas i flera fall under senhöst, vinter och tidig vår; i Hamnefjärden, Biotestsjön och F3:s utloppskanal saknas de dock nästan helt hela året.
- De bottenlevande arternas olika beteende innebär, att andelen varmvattenarter i uppvärmda områden ökar. Förändringen är störst vid västkusten, där bottnarnas naturliga fisksamhälle domineras av kallvattenarter i betydligt högre grad än vid ostkusten.
- De pelagiska arterna strömming och horngädda anlockas framför allt i samband med vårens lek, då stora mängder fisk kan uppehålla sig i och leka i de små varma områdena. För strömmingen har detta varit särskilt påtagligt i Simpevarp, för horngäddan i Barsebäck.
- Ålens vandringar störs inte i nämnvärd grad av kylvattenplymerna, vare sig det pelagiska ynglets – glasålens – eller den lekvandrande blankålsens.

7.3.2 Effekter på fysiologiska funktioner

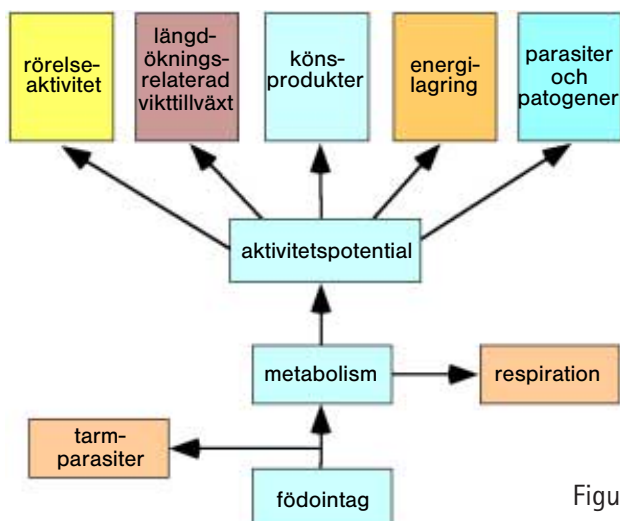
Temperaturen har direkta effekter på alla fysiologiska funktioner hos växelvarma djur. Ämnesomsättningen är temperaturkänslig liksom enzymatiska processer och hormonella reaktioner. Basalmetabolismen, d.v.s. energikostnaden för de livsuppehållande basfunktionerna, är starkt styrd av temperaturen. Det är också mycket som talar för att leken kan utlösas av temperaturhöjning genom att könsorganen blir känsligare för hormonpåverkan, när temperaturen stiger. Fysiologiska reaktioner, som leder till tillväxt, är också temperaturstyrda.

Tidigare studerade man temperaturens fysiologiska betydelse på enskilda funktioner, t.ex. hur den påverkar tillväxten. Det fanns också en tydlig tendens att betrakta organismen som passiv i förhållande till omvärldsvariationer, men i början av 1970-talet etablerades ett nytt synsätt, som utgick från att fisken har förmåga att reglera fysiologisk status genom energi-allokering. Den energimängd en fisk disponerar utöver den för basalmetabolismen nödvändiga miniminivån, "aktivitetspotentialen", kan användas till rörelseaktivitet, tillväxt och könsprodukter (Fry 1971, Van Winkle m. fl. 1997). Genetiska anpassningar gör, att den i sin naturliga miljö kan fördela aktivitetspotentialen på ett ur livsstrategisk synvinkel effektivt sätt inom och mellan år. Fisken söker optimera energiutnyttjandet, så att maximalt antal avkomor produceras under livet. Detta kräver avvägningar, t.ex. mellan kroppstillväxt och köns-cellsproduktion.

Inom bas- och kontrollundersökningarna studerades rörelseaktiviteten genom omfattande provfiskeri med stillaliggande redskap, vilkas fångster speglar fiskens rörelser. Ålders- och tillväxtprover insamlades från flera fiskarter, samtidigt som könsorganens status noterades. De tidiga observationerna av värmeeffekter gjordes i öppna system, där det var svårt att få god information om fiskens temperaturexponering. I sådana system är det också svårt att bedöma rörelseaktivitet utifrån fångster, då tätheten av fisk kan variera. När Biotestsjön stod färdig, med de system för temperaturmätning som där sattes in, skapades unika förutsättningar för studier av de olika aktiviteter, som ingår i aktivitetspotentialen.

Till en början analyserades som nämnts aktivitetspotentialens olika delar oberoende av varandra, men i början av 1980-talet stod det klart, att en djupare förståelse av kylvattenutsläppens effekter krävde ett samlat angreppssätt. En begreppsmodell för energifördelning skapades därför som stöd för datainsamling och analys (figur 7.26); (Sandström & Svensson 1990).

Modellen beskriver energins väg från den intagna födan till de olika aktiviteterna. Födan passerar tarmen, där en del förloras till inälvsparasiter, varefter energi och material förs ut i kroppen. Där åtgår energi för nedbrytning och ämnesomsättning, respiration. Det som kvarstår, aktivitetspotentialen, är den energimängd som är tillgänglig för rörelseaktivitet, tillväxt och könsprodukter. Begreppet tillväxt delas upp i "egentlig tillväxt", d.v.s. den



Figur 7.26. Begreppsmodell för energifördelning.

viktökning som sker när fisken växer på längden, och den viktökning, "energilagring", som beror av att fisken bygger upp fett- och muskeldepåer inför svältperioder. Under sådana, blir energilagringen negativ.

I syfte att utveckla energifördelningsmodellen till en kvantitativ modell föreslogs ett forskningsområde för kraftindustrin för perioden 1984–1987. Efter en provotid för att klarlägga den praktiska nyttan för industrin avbröts finansieringen, varefter projektet fortsatte med finansiering från Naturvårdsverket. En stor del av modellutvecklingen gjordes på data från Biotestsjön, men material insamlades även i Hamnefjärden. Abborren valdes som modellart för undersökningarna, men en hel del studier gjordes även på ål, som satts ut i Hamnefjärden och Biotestsjön (se 7.3.6.1).

7.3.2.1 Bioenergetisk modell

För att kunna genomföra energifördelningsprojektet krävdes en del grundläggande forskning. Tillväxten är en av de viktigare fysiologiska processerna. Den styr i hög grad fortplantningen och påverkar överlevnaden, särskilt hos den unga fisken, med effekter på rekryteringen. Grundad på resultat, som delvis togs fram under forskningsperioden 1984–1987, utvecklades därför en bioenergetisk modell för abborre (Karås 1987, Karås & Thoresson 1992), som möjliggör beräkningar av konsumtion och tillväxt i relation till temperatur och årstid.

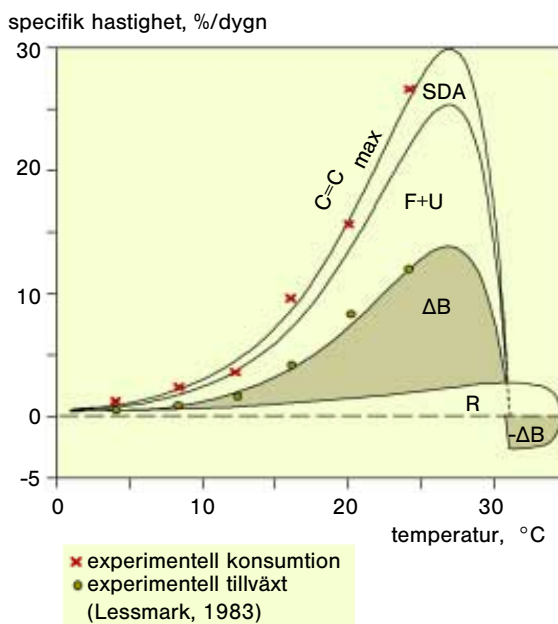
Bioenergetiska modeller sammanfattar fördelningen av ett djurs energiintag till olika metaboliska aktiviteter baserat på en bioenergetisk ekvation, som beskriver förändringen i biomassa (B), d.v.s. tillväxten (dB), som en funktion av konsumtionen (C), respirationen (R), fekalieproduktionen (F) och urinproduktionen (U) enligt formeln:

$$dB/Bdt = C - (R + F + U)$$

Respirationen, R, omfattar dels kostnaden för att upprätthålla liv samt för att bryta ner och omvandla födan (SDA), dels kostnaden för rörelseaktivitet. Hur den totala konsumtionen (C) fördelas mellan komponenterna vid olika temperatur visas i figur 7.27. Den temperatur vid vilken utrymmet för tillväxt (ΔB) är störst kallas optimumtemperaturen. Ett intressant faktum är, att optimumtemperaturen är hög för små fiskar och sjunker i takt med att de tillväxer. Då optimi- och preferenstemperatur ligger nära varandra varierar alltså anlockningseffekten till ett kylvattenutsläpp med fiskens storlek.

Kitchell m.fl. (1977) utvecklade en bioenergetisk modell för nordamerikansk gulabborre, en art som anses stå vår abborre mycket nära fysiologiskt. Simuleringar med denna modell jämfördes med yngeltillväxtdata på vår abborre insamlad från Biotestsjön 1978–1983 och Hamnefjärden 1976. Även om arterna är närbesläktade, visade sig avvikelserna från modellen

Figur 7.27. Fördelningen av konsumerad energi till tillväxt (ΔB), respiration kopplad till basalmetabolism (R), fekalier och urin ($F+U$) samt kostnaden för att bryta ner och omvandla födan (SDA) i relation till temperaturen. Figuren gäller årsyngel av abborre.



vara stora, varför anpassningar krävdes (Karås 1987). Det fanns goda laboratoriedata över abborrens tillväxt och konsumtion i olika temperaturer, som kunde användas för anpassningen (Karås & Thoresson 1992). Karås (1990) studerade också tillväxt och basalmetabolism i konstanta temperaturer under olika årstider, och fann att förhållandet till temperaturen inte var konstant, utan att det sänks vintertid. Modellen kompletterades därför så, att den arbetar med lägre metabolism under vintermånaderna. En ytterligare justering gjordes, då han noterade att födointaget reducerades, när nätterna var långa samtidigt som temperaturen var hög; abborren kräver ljus för att äta.

När den nya modellen tillämpats på olika material har man konstaterat, att den fungerar väl på juvenil fisk, men att det är svårare att använda den vid prediktioner för äldre, köns mogna fiskar. En jämförande studie visade dock att denna modell t.o.m. för gulabborren förklarar konsumtion och tillväxt på ett mycket bättre sätt (Schaeffer m. fl. 1999) än den som Kitchell m. fl. (1977) tagit fram. En viktig iakttagelse, som gjorts med den reviderade modellen, var att abborren under naturliga förhållanden den första tillväxtsången ligger nära C_{max} , d.v.s. den maximala konsumtion som är möjlig vid rådande temperatur. I temperaturer över 20°C får dock ynglet svårt att äta tillräckligt och ju högre temperaturen var, desto längre från C_{max} låg ynglet (Sandström & Karås 2002). Äldre fisk har ännu svårare att vidmakthålla maximal konsumtion över längre tid i höga temperaturer.

7.3.2.2 Rörelseaktivitet

Fisken använder en tidvis betydande del av sin energi till att simma. Denna "rörelseaktivitet" har många syften, varav de viktigaste är att söka föda men även undfly rovdjur samt, för den vuxna fisken, genomföra leken. Mängden rörelseaktivitet beror av varaktighet och simhastighet. Det är mycket svårt att direkt mäta dessa variabler i fält. Om man undantar några telemetriundersökningar, har den i de svenska kylvattenundersökningarna endast studerats genom provfisken. En förutsättning för denna metodik är dock att mängden fångstbar fisk, "fisktätheten", i redskapens närhet är konstant eller dess variationer möjliga att uppskatta.

Samband mellan fångst och temperatur har redovisats i de många arbeten som behandlats i 7.3.1. Rörelseaktiviteten har främst diskuterats i de tidiga rapporterna om provfisken bedrivna året runt (Neuman 1974, 1979 a, b och c, 1980, 1981, 1982). Enligt teorin bör fångsten öka med temperaturen upp till preferenstemperaturen och, om det som i kustvattnen är möjligt,

därefter minska till följd av att fisken uppsöker kallare vatten. Positiva korrelationer under preferenstemperaturen skapas genom en samverkan mellan ett uppsökande av varmt vatten och ökad rörelseaktivitet, medan negativa endast uppstår genom att fisken lämnar varma områden.

I naturliga förhållanden överskrids sällan preferenstemperaturen för varmvattenarter (minst c:a 20 °C). Korrelationerna har därför varit positiva för dem utom under vintern, då aktiviteten är mycket låg. I Hamnefjärden har fångsterna under värmepåverkan dock stigit med temperaturen ända upp till nära letalnivån. Detta har tolkats som att fisken i vikens inre del i en stressituation inte tar sig förbi utsläppen. För kallvattenarterna förekommer ofta positiva korrelationer i låga temperaturer men negativa, när preferenstemperaturen (högst c:a 15 °C) överskrids.

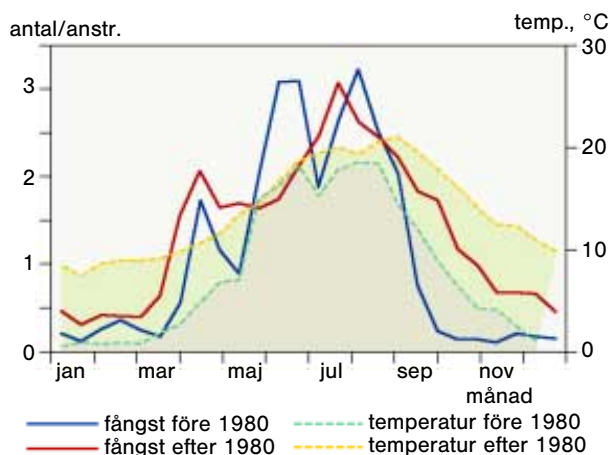
Rörelseaktiviteten är i detta kapitel intressant främst genom dess koppling till konsumtionen och som en del av energianvändningen. Dessa har endast studerats närmare för abborre och ål. Djupare analyser av varmvattenutsläpps inverkan på rörelseaktiviteten har bara kunnat göras för Hamnefjärden och framför allt Biotestsjön, där inverkan av variationer i fisktäthet kunnat bedömas.

Abborre i Biotestsjön

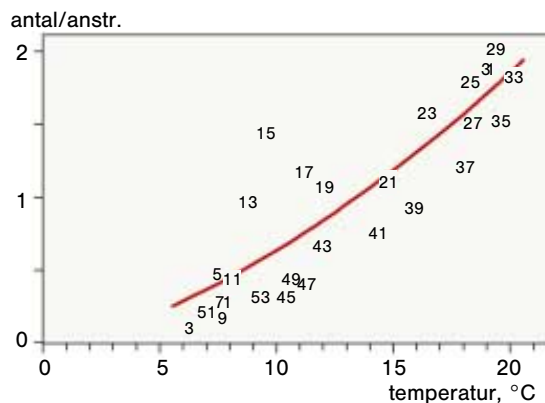
Enligt laboratorieförsök styrs simhastigheten i huvudsak av temperaturen, medan aktivitetens varaktighet under dygnet bestäms av daglängden (Craig 1977, Eriksson 1978); abborren är dagaktiv och alltså inaktiv i mörker. Genom att tätheten av vuxen fisk i Biotestsjön, medan den ännu var stängd, förändrades relativt lite inom år, ansågs fångsterna i nät spegla rörelseaktivitetens årstidsvariationer. Relativt omfattande fisken bedrevs varannan vecka året runt perioden 1978–1990, vilken inkluderade två år utan värmepåslag. Vid analysen gjordes alla år jämförbara genom att alla fångster normerades med hänsyn till respektive års medelfångst (Neuman m. fl. 1996).

Aktivitetens fördelning över året förändrades förvånansvärt lite av den nära tiogradiga temperaturhöjningen med en förlängd höst och tidigare vår. Fångsterna var mycket låga under vintern, steg under våren snabbt till en topp i april, varefter de åter steg till en ännu högre nivå under högsommaren för att så under hösten falla tillbaka till den låga vinternivån (figur 7.28). Den största förändringen var att en större del av årsfångsten i varmt vatten gjordes under den kalla årstiden, då temperaturhöjningen var störst. Korrelationen mellan fångst och temperatur var mycket god och av allt att döma bröts den inte i temperaturer över den prefererade. Detta gäller både totalmaterialet och, om vårtoppen utesluts, alla enskilda år utom 1982, då massdöd störde fångstmönstret (se 7.3.2.6).

Figur 7.28. Normerade medelfångster av abborre i Biotestsjön beräknade för tvåveckorsperioder före och efter kraftverkets start.



Figur 7.29. Normerade medelfångster av abborre i Biotestsjön 1978–1990 beräknade för tvåveckorsperioder i relation till motsvarande medeltemperaturer.



Temperaturen är korrelerad med daglängden men släpar efter denna med 1–2 månader, vilket innebär att dagen vid en viss temperatur är längre under första halvåret än under andra. Daglängdens positiva inverkan på aktiviteten blir tydlig, om man jämför fångsten under veckor med samma temperatur de båda halvåren (figur 7.29). Utesluter man vårtoppen, är fångsterna signifikant korrelerade med även daglängden.

Vårtoppen i mars–april var dåligt korrelerad till temperaturen; toppen inföll i temperaturer varierande mellan 1,5 och 11,4 °C men i tid med endast någon veckas variation. Denna variation var ej kopplad till uppvärmningen, men däremot började aktivitetsökningen någon vecka tidigare i uppvärmt vatten. Utvecklingen under våren har kopplats till leken, vilken i många undersökningar visats ge hög rörelseaktivitet. Här föreligger dock inget enkelt samband med själva romläggningen; till skillnad från aktivitetstoppen tidigare lades den två till fyra veckor och kunde börja samtidigt med aktivitetsökningen samt blev betydligt mer utdragen (Karås 1987).

Det är en vanlig uppfattning att, leken undantagen, den största delen av rörelseaktiviteten används för födosök. Fångsterna borde alltså kunna spegla konsumtionen. Ett försök att korrelera dem med konsumtionen uppskattad enligt den bioenergetiska modellen gav en mycket god överensstämmelse för alla år sammantagna (lektoppen utesluten) för fiskar kring såväl 15 ($r^2=0,97$) som 20 cm ($r^2=0,94$) längd; sambandet var starkare än dem för både temperatur och daglängd.



Bild 7.5. Undersökningar av abborre vid Biotestlaboratoriet i Forsmark.
Foto: A. Sevastik, Kustbild.

Abborre i Hamnefjärden

Abborrens aktivitet i Hamnefjärden (Neuman 1974, 1979 a, b) visade ett annat årstidsmönster än i Biotestsjön med toppar under lektiden och hösten men små fångster under sommaren. Den rimligaste förklaringen till avvikelserna är utvandring denna tid. Liksom i Biotestsjön låg årstidsmönstret kvar i stort sett oförändrat efter kraftverkets start, och nivån på fångsterna inne i viken steg, vilket främst bedömdes vara en effekt av ökad aktivitet. Det kan noteras, att aktiviteten i uppvärmt vatten började stiga i mitten av mars, d.v.s. något tidigare än normalt och vid samma tid som i Biotestsjön.

Studiet av fångsterna i fällan i Hamnefjärdens utlopp visade, att antalet in- och utgående fiskar var korrelerat för samma dag och med upp till fem dagars tidsförskjutning åt båda håll. Starkast samband förekom under den stora nettovinndring för lek som skedde våren innan verket togs i drift. Förflyttningen till lekområdena hade alltså en till synes oriktad och slumpartad karaktär. Flertalet av dessa korrelationer upphörde redan när pumpning av kallt vatten började.

Fångsterna i vandringsfällan visade ett klart årstidsberoende i storleksfördelningen: under sommaren översteg andelen individer kortare än 15 cm 70% men nådde ej ens 10% under vintern. Genom att relatera fördelningen till både temperatur och daglängd såväl före som efter verkets start kunde fastställas, att temperaturen och inte daglängden ökade andelen små fiskar. En viktig förklaring torde vara att abborren som varmvattenart har en relativt låg simkapacitet i kallt vatten och att detta blir mer märkbart hos de små fiskarna. Vidare har dessa en högre optimitemperatur, vilket gör dem relativt sett mer aktiva i högre temperatur. En liknande tendens kunde ses i Biotestsjön.

Ål

Provfisken delvis riktade mot gulål pågår vid alla kraftverken, men de i detta sammanhang intressantaste är de som de första driftåren drevs året runt (Thoresson & Neuman 1979, Neuman 1979 c, 1980, 1981). Inga eller mycket små fångster gjordes i temperaturer under 6 °C och nämnvärda sådana först vid 10 eller 12 °C, varefter de stiger ända upp till de högsta uppmätta temperaturerna (figur 7.30). Fångstmönstret orsakas främst av rörelseaktivitetens temperaturberoende, även om en anlockning till uppvärmt vatten medverkar vad gäller rymssjefiskena i Ringhals och Barsebäck (se 7.3.1.3, 7.3.1.4).

Sannolikt som en följd av temperaturberoendet gjordes stora fångster av gulål endast i maj–september, medan fångsterna var obetydliga i november–mars. I Hamnefjärden fångades dock enstaka ålar hela vintern, och i november och mars nästan lika många som i oktober och april. Enligt laboratorieförsök (Nyman 1972) är gulålen inaktiv vintertid i temperaturer under 10 °C. Fältobservationerna visar dock att den kan vara aktiv även i lägre temperatur,

Figur 7.30. Normerade fångster av gulål i förhållande till temperaturen.

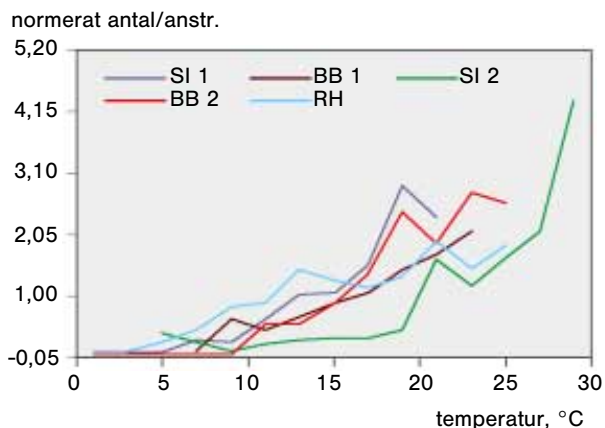
Simpevarp 1: av varmvatten tämligen opåverkat ålflytgarn.

Barsebäck 1: tämligen opåverkat ålbottengarn.

Simpevarp 2: ålryssjor i starkt påverkade Hamnefjärden.

Barsebäck 2: ålryssjor, både påverkade och opåverkade.

Ringhals: ålryssjor, både påverkade och opåverkade.



och att den aktiva årstiden kan förlängas av en temperaturhöjning, dock inte mer än c:a en månad under vår och höst. Att en sådan förlängning endast är tydlig i Hamnefjärden kan bero på att ålen i de öppna recipienterna i Barsebäck och Ringhals inte upplever lika höga övertemperaturer. Dessutom kommer den troligen under hösten här lättare i kontakt med kallt vatten, som kan initiera vinterdvala, och under våren nås inaktiv fisk inte av varmt vatten, förrän den naturliga aktivitetsperioden börjar.

7.3.2.3 Tillväxt

Tillväxtkontroll har nästan enbart genomförts vid ostkusten, eftersom dess stationära varmvattenarter har större sannolikhet att exponeras under längre tid. Under basundersökningarna och de första årens kontrollundersökningar insamlades i Simpevarp och i Biotestsjön årligen prover för analys av årsringar (figur 3.4) från flera arter, men därefter begränsades kontrollen till de två dominerande stationära arterna, abborre och mört; abborren övervakas också utanför Biotestsjön. För att utvärdera utsättningar av ålyngel i Hamnefjärden och Biotestsjön har ålens tillväxt studerats inom forskningsprojekt.

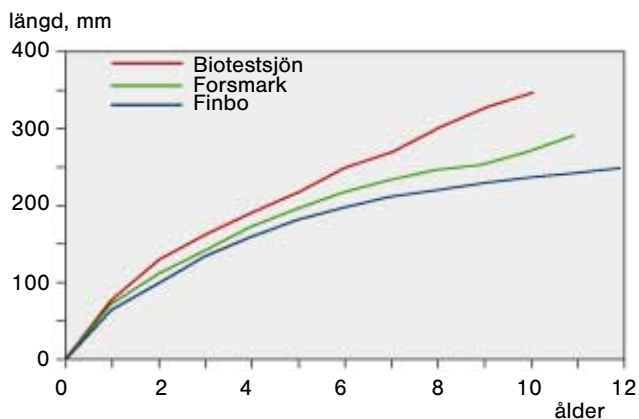
Tillväxten under första levnadsåret har undersökts genom mätning av längd och vikt hos årsyngel. Sådan kontroll har länge pågått i Hamnefjärden i Simpevarp och i Biotestsjön samt på referenslokaler i kraftverkens närhet. Flera arter fångas med den använda sprängtekniken, men främst har abborre och mört studerats.

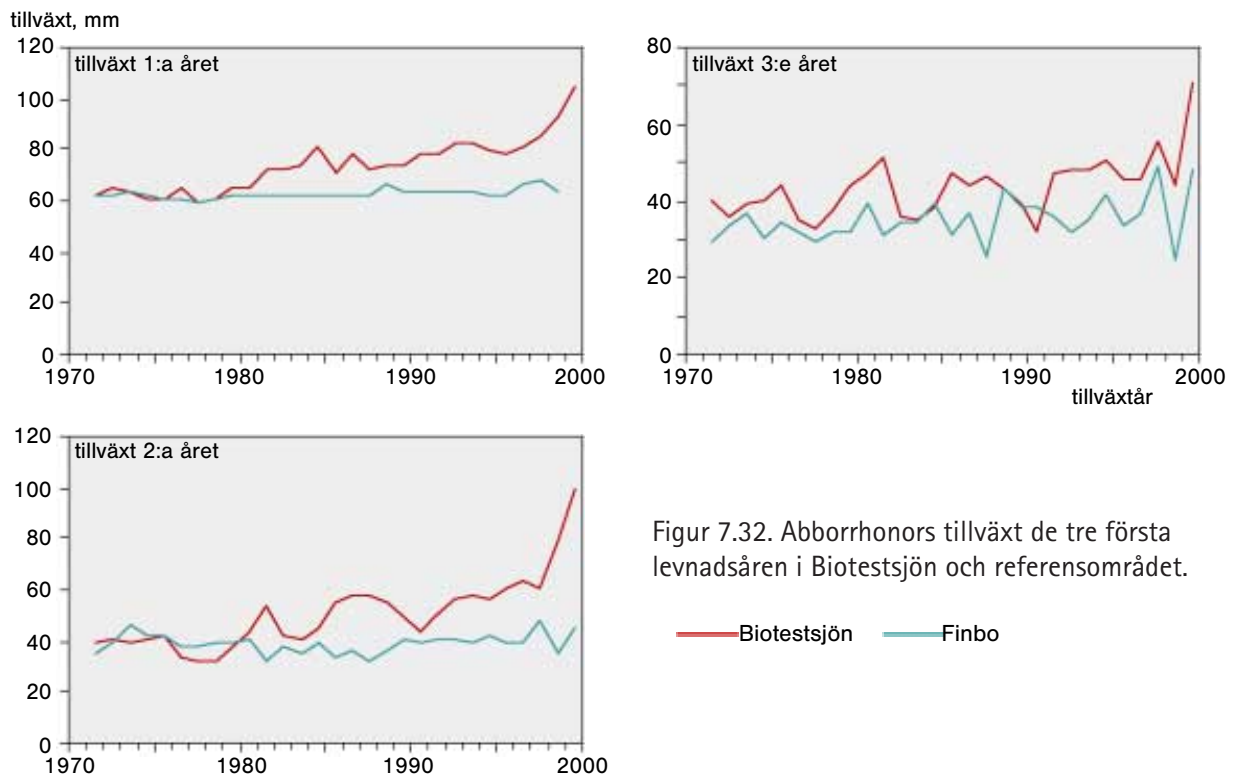
Kunskap om effekten av kontinuerlig påverkan av förhöjd temperatur under hela livscykeln har erhållits från undersökningarna i Biotestsjön. Resultaten därifrån kan jämföras med dem från Simpevarp, där fisken har möjlighet att förflytta sig mellan olika temperaturer. Abborren har studerats mest ingående, och flera undersökningar har visat, att dess tillväxt under naturliga förhållanden gynnas av hög sommartemperatur (bl.a. Neuman 1976, Karås & Neuman 1981, Karås 1987).

Abborre

Tillväxten hos Biotestsjöns abborrar har behandlats av främst Sandström (1990), Mo m.fl. (1996) och Sandström m.fl. (2002). Som förväntat har den hos denna varmvattenart gynnats av uppvärmningen; tillväxthastigheten var högre i alla åldrar och avtog ej som normalt vid fyra eller fem års ålder (figur 7.31). För vuxen fisk överskrider dock tidvis optimitemperaturen, vilken ligger något över 20 °C, med försämrad tillväxt som följd. För små fiskar med betydligt högre optimum sker dock detta sällan, varför deras tillväxt svarar mer positivt på hög temperatur (figur 7.32 och 7.33).

Figur 7.31. Abborrhonors längdtillväxt under 1980-talet i Biotestsjön jämförd med den i opåverkade vatten utanför anläggningen och i referensområdet.



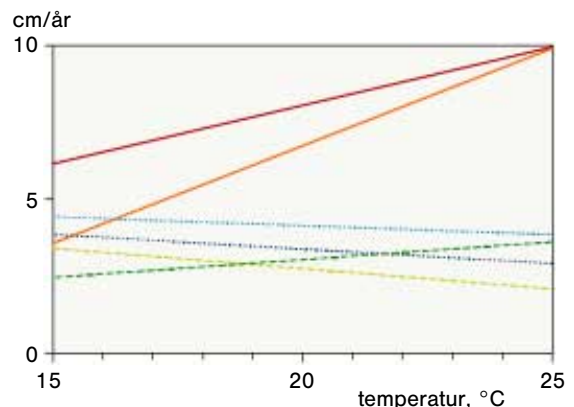


Figur 7.32. Abborrhonors tillväxt de tre första levnadsåren i Biotestsjön och referensområdet.

— Biotestsjön — Finbo

Figur 7.33. Årlig tillväxt under 1980-talet hos abborrhonor i Biotestsjön i olika åldrar i relation till temperaturen.

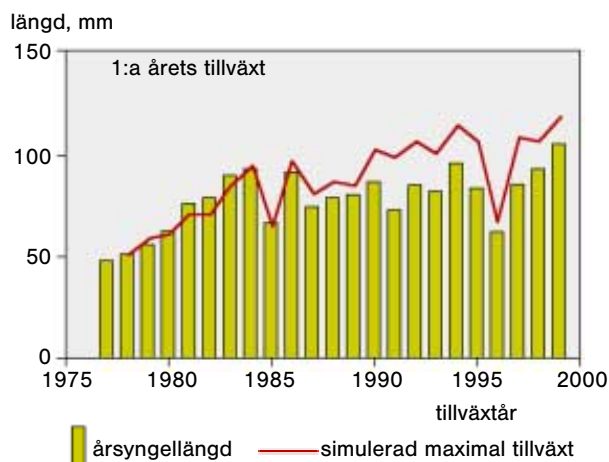
— 1:a året — 4:e året
— 2:a året — 5:e året
— 3:e året — 6:e året



Abborrens tillväxtmönster avviker från ett enkelt temperaturberoende på ytterligare ett sätt. Fram till att den blir könsmogen, för honorna vid c:a två års ålder, är tillväxten klart positivt temperaturberoende. Att bli vuxen tycks dock ha negativa konsekvenser för fisken, eftersom tillväxten under de första åren efter könsmognaden hämmas av hög temperatur. En återhämtning sker sedan när fisken blir äldre, och från och med sex års ålder har vi återigen ett klart positivt samband mellan tillväxt och temperatur (figur 7.33).

En djupare analys av temperaturens betydelse för tillväxten de båda första levnadsåren har gjorts med hjälp av den bioenergetiska modellen (Sandström m.fl. 2002). Enligt simuleringar var abborrens tillväxt under första levnadsåret som regel den maximalt möjliga under 1970- och 1980-talen men inte under 1990-talet (figur 7.34). Troligen var temperaturen denna varma period tidvis för hög; redan något över 20 °C får ynglet svårt att hinna äta tillräckligt för att nå maximal tillväxt (Sandström & Karås 2002). Tillgången på lämplig föda kan också ha spelat in. Under 1980-talet fanns god tillgång på energirika kräftdjur, vilka 1990–1991 minskade kraftigt (se 7.2.2.2).

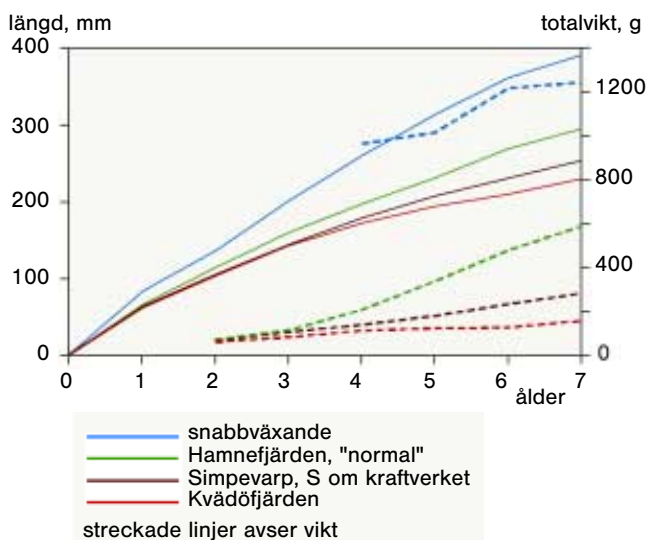
Figur 7.34. Jämförelse mellan längd hos årsyngel insamlade i september–oktober och simulerad maximal tillväxt hos abborre i Biotestsjön.



Tillväxten under andra levnadsåret låg också nära den maximalt möjliga under 1970-talet och början av 1980-talet, om man antar att födan bestått av bottendjur (Karås 1979). Därefter nåddes inte maximal tillväxt fram till mitten av 1990-talet, då tillväxten ökade kraftigt. Detta kan bara förklaras av att abborrarna övergått till att äta fisk, som har högt energiinnehåll; sannolikt har tillgången på småfisk, bl.a. löjyngel, ökat. En annan möjlighet är att de under flera år allt högre temperaturerna, vissa år ibland närmare 30 °C, genom selektion gjort beståndet bättre anpassat till höga temperaturer.

Redan starten av Oskarshamnsverkets första reaktor medförde i **Hamnefjärden** en ökning av abborrens tillväxt första levnadsåret (Karås & Neuman 1981). Efter 1980-talet har tillväxten i såväl Hamnefjärden som i referensen ökat som en följd av högre omgivningstemperaturer; både utvecklingen och nivån överensstämmer med Biotestsjön (Franzén 2008).

Hos äldre fisk påvisades under 1970-talet ingen signifikant ökning av tillväxthastigheten i Hamnefjärden, endast en tidigare start av tillväxtsången (Neuman & Thoresson 1979). Detta torde bero på att insamlingen ägde rum i maj–juni, då fisk, som tillbringar tillväxtsången i andra områden, vandrar in för lek. Sedan insamlingen flyttats till sensommaren och därmed sannolikt mer stationär fisk, visade sig tillväxten i Hamnefjärden under 1980-talet vara klart snabbare än i skärgården söder om Simpevarp och i referensområdet (figur 7.35; Neuman & Andersson 1990).



Figur 7.35. Tillväxt hos abborrhonor i Simpevarp och referensområdet (längd 1979–1988, vikt 1988–1989).

Det finns betydligt fler mycket stora abborrar, över 1 kg, i Hamnefjärden än i skärgården söder om Simpevarp och i Kvädöfjärden. Tillväxten visade sig ha varit exceptionellt snabb hos de stora fiskarna från Hamnefjärden; en sexårig "storabborre" var t.ex. nära tio gånger så tung som en jämnårig från Kvädöfjärden (figur 7.35). En orsak till den genomgående goda tillväxten hos abborre i alla storleksgrupper i Hamnefjärden är, förutom temperatureffekten, att det där liksom i Biotestsjön blivit vanligare än normalt att unga men könsmogna fiskar vissa år inte producerar rom och därmed sparar energi (se 7.3.2.4). Tillväxten hos Hamnefjärdens "storabborrar" är dock så avvikande, att det måste finnas också någon annan orsak. Troligen är den viktigaste förklaringen, att dessa individer till skillnad från Biotestsjöns abborrar både haft möjlighet till och utnyttjat att de kunnat välja temperatur för att optimera tillväxten, "termoreglerat". Det kan noteras, att många liknande, stora och mycket snabbväxande abborrar också fångats strax utanför gallren i Biotestsjöns utlopp, men inte inne i sjön.

Det finns en tendens till att abborren i skärgården söder om Simpevarp i högre åldrar växer snabbare än i Kvädöfjärden (Neuman & Andersson 1990, Andersson m. fl. 1996 och 2005). Avvikelsen, som uppstått under 1980-talet, beror ej på att temperaturerna i Simpevarp skulle stigit i förhållande till dem i Kvädöfjärden. Den troligaste förklaringen är att utbytet av fisk mellan det uppvärmda området i Hamnefjärden och närmast därutanför och det omgivande mindre påverkade vattnet ökat. Det är inte ett fåtal mycket snabbväxande individer, som orsakar den goda medeltillväxten i Simpevarp, utan måttliga avvikelser hos många; troligen utnyttjas de uppvärmda områdena av många fiskar under kortare perioder.

I forskningsprojektet "Utnyttjande av kylvatten för fiskrekrytering" (se 7.3.6.2) gjordes ett experiment syftande till att förbättra tillväxt och överlevnad hos årsyngel av varmvattenarter, framförallt abborre. Reservutskovet från Biotestsjön hölls öppet under april–oktober 1990 och 1991 för att höja temperaturen i skärgården. Övertemperaturen i arternas huvudsakliga rekryteringsområden uppgick som mest till 4–5 °C under vår och sensommar. I genomsnitt var dock överskottet ett par grader lägre, och under juni, juli och fram till mitten av augusti förekom inget överskott.



Bild 7.6. Fripreparering av otolit (öronsten) från abborre vid Biotestlaboratoriet i Forsmark.
Foto: A. Sevastik, Kustbild.

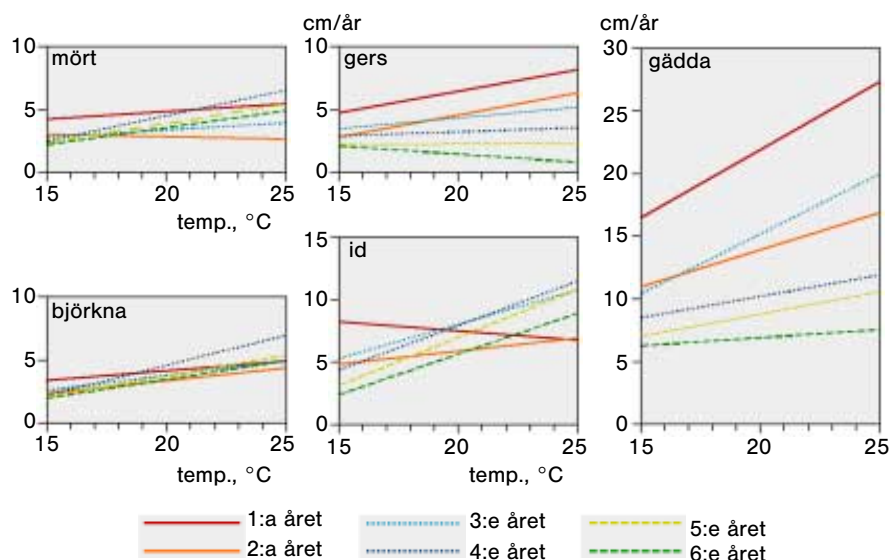
Hos abborren åstadkoms tidigare lek, vilket förlängde första tillväxtsäsongen med ungefär en månad (Svedäng & Karås 1993). Detta tillsammans med relativt stort temperaturöverskott under sensommar och höst gjorde att ynglet inom det påverkade området blev nära dubbelt så stort, i vikt räknat, som inom det opåverkade vid tillväxtsäsongens slut. Födointaget beräknades vara nära maximalt.

Andra limniska varmvattenarter

De fiskarter som överlevde uppvärmningen av Biotestsjön kan karaktäriseras som varmvattenarter, d.v.s. fiskar som växer snabbast vid relativt höga temperaturer. Till dem hör gädda och gers. De, i synnerhet gersen, liknar abborren i det att sambandet tillväxt–temperatur blir svagare med stigande ålder och därmed storlek, vilket sannolikt beror på att temperatur-optimum sjunker med storleken och tidvis överskrids (figur 7.36; Sandström 1990).

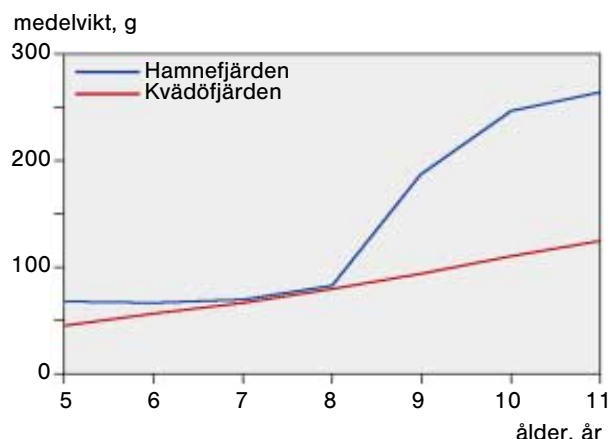
Mört, björkna och id har höga optima även som vuxna. Hos äldre fiskar finns också klara samband mellan tillväxt och temperatur (figur 7.36). Däremot saknas sådana för de två–tre första levnadsåren, då de vuxit lika långsamt som fiskarna utanför Biotestsjön. Förklaringen är att dessa arters förekomst i Biotestsjön huvudsakligen baserats på invandring genom utloppsgallren av några år gamla fiskar, något som även styrks av låga tätheter i de årliga yngelundersökningarna. Många av de fiskar som fångas har alltså levt i ett kallare vatten under sina första år.

Så fort Oskarshamnsverket togs i drift, ökade tillväxten hos årsyngel av mört i Hamnefjärden (Karås & Neuman 1981), och 1984–89 blev de c:a tre gånger tyngre än i en referensvik (Neuman & Andersson 1990). För äldre fisk har det dock liksom för abborren tagit långt tid, innan tydliga skillnader uppkommit; utan tvivel är utbytet med omgivningen den viktigaste förklaringen här till. Avvikelse från Kvädöfjärden kan i Hamnefjärden spåras fr.o.m. 1982, och fr.o.m. 1986 är de stora hos fisk äldre än åtta år (figur 7.37). Att de inte syns hos yngre mörtar, beror rimligen på att dessa inte uppehåller sig i viken under längre tid. För vattnen utanför Hamnefjärden kunde inga avvikelser från Kvädöfjärden beläggas.



Figur 7.36. Årlig tillväxt under 1980-talet hos varmvattenarter i Biotestsjön i olika åldrar i relation till temperaturen.

Figur 7.37. Medelvikt (g) hos mört av olika ålder i Hamnefjärden och referensområdet 1988 och 1989.



Ål

Ålen är en varmvattenart, som anlockas till kylvattenutsläpp (se 7.3.1) och där borde få en snabb tillväxt. För att undersöka möjligheten att utnyttja kylvattenutsläpp för att öka tillväxten och därmed överlevnaden fram till könsmognad har det därför gjorts försök att sätta ut yngel i Hamnefjärden och Biotestsjön (se 7.3.6.1). Som ett led i experimenten har ålarnas tillväxt följts. Tillbakaräkning av tillväxten är inte möjlig, utan den får beräknas med hjälp av längd och ålder vid fångst. Det är svårt att åldersbestämma ål, men bedömningen av de utsatta ålarnas tillväxt liksom deras exponering för varmvatten underlättades av att en del av ynglen var radioaktivt märkta.

I Hamnefjärden gjordes 1982, 1984 och 1989 utsättningar av sammanlagt c:a sjuttiotusen märkta yngel. Tack vare märkningen kunde konstateras, att ålen höll sig kvar i eller i närheten av varmvattnet under flera år. Samtliga ålar som könsbestämts har varit honor. Tillväxten uppvisade liksom i andra ålbestånd mycket kraftiga individuella variationer men uppgick i medeltal till c:a 7 cm per år räknat från utsättning till fångst (3–7 år) (Andersson 1990, Andersson m. fl. 1991). Det kan jämföras med c:a 4 cm enligt samtida undersökningar av naturliga förhållanden vid ostkusten (Svedäng m.fl. 1996).

I Biotestsjön gjordes en mindre utsättning 1984, och 1989 sattes c:a 500 000 ålyngel ut. I en första utvärdering, som behandlade tillväxten, konstaterades att den varit "anmärkningsvärt hög jämfört med äldre åldersklasser", d.v.s. ålar som vandrat in i anläggningen efter att tillbringat sina första år i naturliga temperaturer (Mo m. fl. 1996). Tillväxthastigheten verkar ha varit likartad den i Hamnefjärden.

7.3.2.4 Könsmognad

Könsmognad noteras rutinmässigt i övervakningsprogrammets individprovtagningar. Analyser av temperatureffekter har gjorts på två arter, abborre och ål. Huvuddelen av abborrundersökningarna skedde i Biotestsjön, medan ålstudierna gjordes i Hamnefjärden och Biotestsjön tillsammans med ytterligare fyra kustområden samt en insjö.

Könsmognaden kan, enligt litteraturen, påverkas kraftigt av fiskens tillväxt. En accepterad princip är, att fisken strävar efter att köns mogna så tidigt i livet som möjligt (Policansky 1983) och att tillväxten under juvenilstadiet bestämmer när det är möjligt. Laxhanar kan köns mogna redan innan de fyller ett år, om de får exceptionellt goda tillväxtbetingelser (Thorpe 1994). Vid fortplantningsstudier på såväl abborre som ål har därför data över ålder och tillväxt säkerställts.

Abborre

Abborren har s.k. gruppssynkron äggutveckling, vilket innebär att alla ägg utvecklas med samma hastighet. Fekunditeten, d.v.s. antalet mogna ägg som produceras, fastställs därför i

Bild 7.7 Kontroll av könsorganens tillväxt samt konditionsfaktor hos abborre från Biotestsjön.
Foto: A. Sevastik, Kustbild.

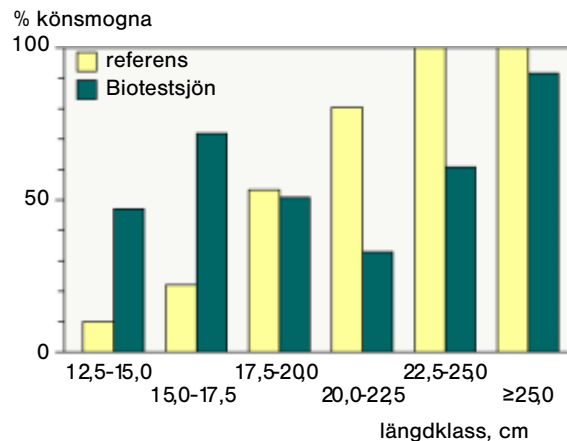


ett tidigt skede av äggutvecklingen. Studier av äggets normala utveckling (Treasurer & Holiday 1981) visar, att en abborrhona inte kan bli könsmogen första sommaren. Äggutvecklingen måste genomgå två faser, med ett års mellanrum, innan honan blir fullt könsmogen. Under första sommaren är det fysiologisk möjligt att äggets utveckling kan ta ett första steg, om honan har tillräckligt god status. Äggutvecklingen avstannar därefter fram till nästa sommar, då det vi normalt kallar könsmognad kan ske, om honan fortfarande har tillräckligt god fysiologisk status. För många fiskar i tempererade områden gäller, att det finns ett förmodligen ganska kortvarigt "könsmognadsfönster", då det bestäms om äggen skall utvecklas mot mognad eller om könsorganet skall vila ytterligare ett år. För abborre i svenska kustvatten visar undersökningarna i Biotestsjön och Hamnefjärden med jämförelseområden att detta fönster sannolikt ligger under juli månad.

I naturliga kustvatten i Östersjön saknas observationer av könsmogna ettåriga abborrhonor. Under 1980-talet, då flertalet undersökningar gjordes, var det vanligast att könsmognaden inträffade vid tre och fyra års ålder. Undersökningarna i Biotestsjön visade dock, att nära 50% av honorna könsmognade redan som ettåringar, d.v.s. så tidigt som det är fysiologiskt möjligt (Sandström m. fl. 1995). Processen hade alltså tidigare lagts med c:a två år jämfört med i naturliga vatten.

Hanarnas könsutveckling skiljer sig från honornas. Spermieutvecklingen kan starta redan efter att fisken passerat det första könsmognadsfönstret, varefter gonaden växer till nära full storlek redan under första hösten. Spermieutvecklingen sker sedan under våren i samband med leken. De yngsta könsmogna hanarna i området utanför Biotestsjön under 1980-talet var ettåringar. I Biotestsjön observerades dock en hög andel hanar, som högst 26%, som könsmognat redan första sommaren, vid c:a 55 mm längd och en ålder av c:a tre månader (Sandström m. fl. 1995). Observationer av så tidig könsmognad i andra svenska kustvatten saknas.

Figur 7.38. Andelen köns mogna abborrhonor i olika längdklasser i Biotestsjön och referensområdet 1984–1985.



Den tidiga köns mognaden i Biotestsjön berodde sannolikt på en tidig födsel. Undersökningar av romsträngar och utlekt fisk visade, att leken var upp till två månader tidigare i Biotestsjön än i jämförelseområdet utanför (Karås 1987). Den goda tillväxten under yngelstadiet bidrog sannolikt också.

Abborren leker normalt varje år efter att den blivit köns mogen. I naturliga populationer innebär detta, att nära 100% av de äldre fiskarna har utvecklade könsorgan under hösten (figur 7.38). Det förekommer dock ibland, att fiskarna uppskjuter leken ett år, t.ex. om leken varit så sen att fisken inte hunnit återhämta sig när den når köns mognadsfönstret. Sådana fiskar brukar kallas gallfiskar. I Biotestsjön var andelen små honor med utvecklade könsorgan mycket större än i referensområdet beroende på den tidiga köns mognaden, men den sjönk hos de medelstora fiskarna (figur 7.38). Resultaten indikerar, att en hög andel förstagångslekande honor tvingats uppskjuta nästa lek. För riktigt stora honor fanns ingen skillnad. Liknande förhållanden syntes råda i Hamnefjärden; andelen romproducerande två-, tre- och fyraåringar var 1988 och 1989 signifikant lägre än i Kvädöfjärden.

Ål

Relationerna mellan storlek, ålder och köns mognad hos ål undersöktes 1992 och 1993 på material från en insjö och sex kustlokaler, två av dem Hamnefjärden och Biotestsjön (Svedäng m.fl. 1996). Utsättningar av ålyngel hade då gjorts 1982, 1984 och 1989 i Hamnefjärden samt 1984 och 1989 i Biotestsjön. Hög temperatur förväntades ge snabb tillväxt och god överlevnad, men det fanns farhågor att köns mognaden hos utsatta ålar skulle inträda tidigt och vid liten storlek, vilket kunde påverka blankålens kvalitet som livsmedel.

Ålens livshistoria har varit ett intressant studieobjekt för fiskeribiologerna. En vanlig hypotes har varit, att ålhonorna försöker maximera storleken för att därmed öka äggantalet. Det skulle då vara en adaptiv fördel, att växa till stor storlek innan köns mognaden inträder, även om detta sker på bekostnad av en längre generationstid. Denna hypotes prövades på de ovan nämnda materialen.

Ålar från Västkusten och Viskan köns mognade tidigare och vid mindre storlek än de från Ostkusten (Svedäng m.fl. 1996). Biotestsjön och Hamnefjärden avvek från ostkustmönstret. Ålarna därifrån var både yngre och mindre vid inträdet i blankålsstadiet än de från respektive referensområde. Man kunde alltså konstatera, att den snabba tillväxten hos ålar utsatta i kylvattenrecipienterna lett till en tidigare köns mognad vid mindre storlek. Slutsatsen var, att den ofta framförda hypotesen om storleksmaximering inte fann något stöd. Liksom majoriteten av undersökta fiskarter är åldern vid köns mognad hos ål negativt korrelerad till tillväxthastigheten.

Att fetthalten, som man tidigare antagit, har betydelse för den första delen av könsmognaden förkastades efter en studie, där Hamnefjärden och Biotestsjön ingick tillsammans med flera andra områden (Svedäng & Wickström 1997). Positiva korrelationer mellan fetthalt och övergång till blankål saknades. Sannolikt behövs ytterligare signaler, innan ålen kan genomgå den slutliga metamorfosen fram till en vandringsfärdig och helt könsmogen blankål.

7.3.2.5 Könsoorganens tillväxt

Den relativa storleken hos abborrhonans könsoorgan, d.v.s. relationen mellan dess vikt och fiskens längd, undersöktes i Biotestsjön och dess referensområde de första åren efter kraftverkets start. Måttet kan påverkas av både äggantal och äggstorlek och förändras i takt med att könsoorganet tillväxer fram till leken. Studierna visade, att skillnaderna var små för unga, förstagångslekande, fiskar, men att de ökade och blev signifikanta för större fisk. Skillnaden orsakades av att det relativa äggantalet för speciellt större fisk var signifikant lägre i Biotestsjön (Wicklund 1983, Sandström m.fl. 1995). En 25 cm hona hade c:a 10 000 romkorn, jämfört med 14 000 hos en lika stor hona i referensområdet. Inga skillnader noterades för äggstorleken. Avvikelsen berodde alltså på, att färre antal äggceller utvecklades hos den varmvattenexponerade fisken.

Temperaturen kan påverka den slutliga äggmognaden och därmed tidpunkten för lek. Karås (1987) undersökte abborrleken i Biotestsjön och ett referensområde. Den första leken i Biotestsjön noterades i mitten av mars, att jämföra med början av maj i referensområdet. Leken i Biotestsjön var mer utdragen och i medeltal c:a en månad tidigare.

7.3.2.6 Energilagring

Fisk bygger normalt upp fett- och proteindepåer som beredskap för svältsituationer och som byggnadsmaterial för det växande könsoorganet. Energilagringen mäts ofta som konditionsfaktor (Cf; relationen kroppsvikt/längd). Stora material för kontroll av konditionsfaktorn har insamlats för många arter, men djupare analyser har endast gjorts av abborre i Biotestsjön och av ål i Hamnefjärden, Barsebäck och Ringhals.

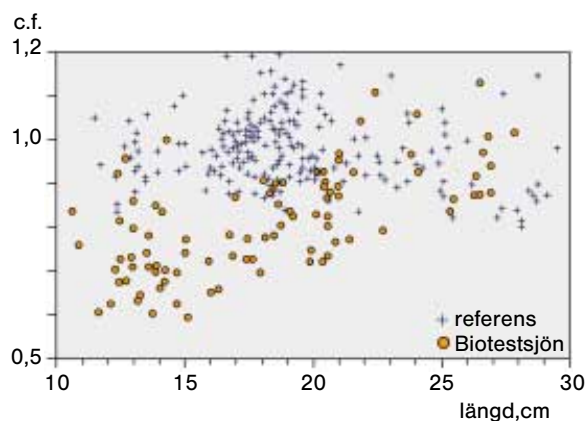
Abborre

Karås (1987) undersökte konditionen hos årsyngel av abborre för att analysera relationen mellan storlek, kondition och dödlighet under vintern. Fältstudien, som gjordes i Biotestsjön och ett referensområde, visade, att konditionsfaktorn föll till mellan 0,65 och 0,75 i båda områdena fram till våren. I laboratorieförsök minskade svältande yngel i vikt motsvarande kostnaden för standardmetabolism. Denna sänktes dock, när daglängden minskade under en kritisk gräns, vilket bör vara en anpassning för att motverka effekten av försvårat födosök i naturlig kall miljö. Den sänkta standardmetabolismen kan dock vara negativ i varmt vatten, om den också medför en vintervila då födosöket avstannar.

När konditionsfaktorn närmade sig 0,5 i försöken började ynglen dö. Svälteffekten var tydligt negativt korrelerad till fiskens storlek, och gränsen för att överleva vintern beräknades till c:a ett gram. Små yngel har högre standardmetabolism än stora och är därför känsligare för svält.

Konditionen hos könsmogna abborrar varierar normalt under året, med lägsta värde på våren i samband med leken. Detta mönster fanns även i Biotestsjön 1984 och 1985, men nivån var mycket lägre än i ett referensområde (Sandström m.fl. 1995). Särskilt bland unga, förmodligen förstagångslekande, fiskar var observationer av mycket låg kondition vanliga (figur 7.39). Cf-värden nära 0,7 indikerade att dessa fiskar svultit. För att utröna om denna låga kondition ökar risken för att dö gjordes laboratorieförsök, som visade att vuxen abborre inte överlever, om värdet sjunker under 0,6. Sannolikt dör fiskar i naturen redan innan denna gräns nåts.

Figur 7.39. Konditionsfaktor (cf) hos abborrhonor fångade i Biotestsjön och referensområdet i maj 1984.



Beräkningar gjordes för att analysera om svälten orsakat ökad dödlighet i Biotestsjöns abborrbestånd (se 7.3.4.1). Det kunde då konstateras, att dödligheten ökat markant sedan kraftverket startade. Kopplingen till sänkt kondition var sannolik, då dödligheten var särskilt stor under den period under våren då konditionen var som lägst. Snabb tillväxt och därmed tidig könsmognad vid liten storlek hade tydligen resulterat i problem för fisken att försörja könsorganet under vintern, vilket orsakat kraftigt konditionsfall och därmed ökad dödlighet.

Ål

I samband med en uppföljning av ålutsättningen i Hamnefjärden 1986–1988 analyserades kondition och fetthalt på prov som bestod av både utsatta ålar och naturligt rekryterade. Resultaten jämfördes med motsvarande data från Barsebäck och Ringhals samt från referensområden. Inga skillnader i kondition eller fetthalt noterades mellan Ringhals och referensområdet. Barsebäck hade lägre fetthalt än referensen (Andersson m.fl. 1991). I Hamnefjärden förekom observationer av både signifikant högre fetthalt och bättre kondition än i referensområdet, även om variationerna var stora inom proven. Ett tydligt säsongsmönster noterades i såväl fetthalt som kondition med stigande värden från vår till sommar.

Det tar lång tid att bygga upp energidepåer, varför skillnader i exponeringssituationen måste beaktas. Hamnefjärden är ett område, där åtminstone en del av ålarna kan förväntas vara anlockade till hög temperatur under lång tid. I Barsebäck och Ringhals är områdena med tydlig övertemperatur jämförelsevis små och helt öppna, varför sannolikheten är större att fisk vandrar in och ut ur det påverkade området.

Ytterligare insamlingar gjordes 1992 i Kvädöfjärden och 1993 i Hamnefjärden. Fetthalten var även då högre i Hamnefjärden, dock inte signifikant (Svedäng & Wickström 1997). Denna undersökning riktades mot ålar som närmade sig blankälsstadiet. Andelen utsatta ålar i proven, d.v.s. sådana som med säkerhet varit långtidsexponerade, torde ha varit liten.

7.3.2.7 Livshistoria

I begreppet livshistoria sammanfattas relationerna mellan rörelseaktivitet, tillväxt, energilagring, ålder vid könsmognad, produktion av ägg eller spermier, dödlighet mm samt de val som är möjliga vid fördelningen av energi mellan aktiviteter i olika situationer under olika skeden av livet. Djuren har anpassningar, som i en naturlig miljö optimerar energianvändningen för att minimera dödlighet och maximera fortplantning. Om miljön förändras, t.ex. vid utsläpp av kylvatten, är det inte säkert att anpassningarna klarar den nya situationen.

Abborre

Studierna av abborrens energifördelning kan användas för att ge exempel på en arts livshistoria och hur den kan hantera förändringar i en naturlig omgivningsvariabel, temperaturen.

Observationerna har därför relevans inte bara för kylvatten utan även för att ge prognoser inför klimatändring.

I Biotestsjön gav den förhöjda temperaturen en ökad rörelseaktivitet och tidigarelagd lekaktivitet. Rörelseaktiviteten under övrig tid var starkt kopplad till födointaget. Fisken kunde inte alltid tillgodogöra sig den höga temperaturens positiva effekt på tillväxt, trots att den ökat rörelseaktiviteten och därmed också konsumtionen. Tillväxten hade visserligen ökat för alla åldrar, men inte så mycket som den bioenergetiska modellen förutsett och mest för de unga fiskarna. Årsynglen var den grupp som svarat bäst på värmen; deras tillväxt var maximal enligt modellen med undantag av riktigt varma perioder. Den hämning av tillväxten som drabbade äldre fiskar orsakades delvis av att temperaturen tidvis över-skred optimum och delvis på att en stor del av aktivitetspotentialen används för produktion av rom eller mjölke; andelen för tillväxt blir lägre hos könsmogen fisk.

Den tidiga leken gav tidig kläckning, vilket tillsammans med snabb tillväxt hos ynglen gav tidig könsmognad. Detta är en förväntad reaktion enligt livshistorieteorin. Snabb generations-växling ökar det reproduktiva resultatet. Tidig könsmognad vid liten storlek innebar dock, att fisken hade svårt att klara energikostnaden för könsuppbyggnad och övriga nödvändiga kostnader för överlevnad under vintern. Den gruppsynkrona äggutvecklingen gjorde det svårt för fisken att gynna vissa ägg på andras bekostnad för att minska energibehovet och öka chansen för överlevnad. Resultatet blev kraftigt minskad kondition och hög dödlighet under våren. Abborren var alltså inte riktigt anpassad för den varma vintermiljön, vilket till stor del beror på att den söker föda med hjälp av synen och alltså inte kan äta tillräckligt under den mörka årstiden. Den sänkta ämnesomsättningen och därmed även aktiviteten vid kort daglängd, vilket är en god anpassning för mörka och kalla vintrar, kan också vara en mindre bra strategi i hög temperatur.

Hos de abborrhonor som överlevde första leken hämmades könsorganens utveckling, vilket gav dem möjlighet att återhämta sig och växa bättre. När de blev äldre, kunde äggutvecklingen börja igen, men då hade äggantalet sänkts, vilket minskat risken för energibrist under vintern. Detta är exempel på anpassningar, som hjälper fisken att klara även kraftiga förändringar i temperaturmiljön.

Den samlade effekten av reproduktion och dödlighet blev en betydligt sänkt nettoreproduktion. Hos honor som lekt minst en gång beräknades totala äggproduktionen under livet till c:a 9 000 i medeltal under åren före kraftverkets start. Efter att kylvattenpåverkan kommit till, sjönk detta värde till c:a 3 000. Den mest produktiva åldern sjönk också från 5–9 år till 2–3 år. Trots denna negativa effekt på fortplantningen ökade tätheten i beståndet, sannolikt beroende på värmens positiva inverkan på tillväxt och överlevnad hos årsynglen (se 7.3.4.1).

Trots den mycket extrema temperaturmiljön tycktes abborren ha anpassningar, som klarade allokeringen av energi tillräckligt bra för att säkerställa överlevnad och reproduktion. Så var också fallet i Hamnefjärden och i Ignalinaverket kylsjö, där många av de i Biotestsjön observerade reaktionerna på värme noterades. Arten har alltså en avsevärd plasticitet, vilket kan vara en förklaring till dess stora utbredning från svenska fjällvatten ner till sydeuropeiska sjöar, och troligen har den kapacitet att klara de temperaturförhållanden som förväntas vid klimatändring. Den extremt snabba tillväxten hos vissa abborrar i Hamnefjärden illustrerar dessutom en förmåga att optimera tillväxten genom att förflytta sig mellan olika temperaturklimat, något den inte kunde göra i den stängda Biotestsjön.

Ål

Kunskapen om ålens livshistoria är inte lika fullständig som för abborren. Man kan dock konstatera, att det finns stora likheter, t.ex. att tillväxten stimuleras av värme och att detta leder till en tidigarelagd könsmognad. Rörelseaktiviteten är klart temperaturberoende, och har även för denna art sannolikt kopplingar till näringsintaget. Vad den tidiga könsmognaden vid liten storlek betyder för reproduktionsutfallet är okänt, men det är dock helt klart att en avkortad generationstid åtminstone reducerar effekten av att en liten individ producerar färre ägg än en stor. Snabb tillväxt och tidig könsmognad minskar också risken för död, innan individen hinner fortplanta sig.

Konstateranden och slutsatser

- Samtliga komponenter i fiskens energifördelning påverkas av temperaturen
- Rörelseaktiviteten ökar med temperaturen, men dess årstidsmönster förändras ej
- Rörelseaktiviteten är, med undantag av lekperioden, starkt kopplad till födointaget
- Längre tids anlockning till kylvattenutsläppen leder till effekter på tillväxt, fortplantning och energilagring och därmed också konsekvenser för de samband som beskriver artens livshistoria
- Hos alla undersökta arter har kylvattenutsläppen haft en positiv effekt på tillväxten
- De öppna kylvattenutsläppen ger möjlighet att välja temperaturer nära de optimala, vilket abborren utnyttjat för att maximera sin tillväxt
- Snabb tillväxt hos juvenil fisk leder till tidig könsmognad vid liten storlek
- Tidigt könsmogen vårlekande fisk, som exponeras för kylvatten under vintern, löper risk att förlora kraftigt i kondition och dö i samband med leken
- Abborre, som könsmognat tidigt under kylvattenpåverkan, anpassar fördelningen av energi så, att fortplantningen hämmas, vilket ger möjlighet till återhämtning och återupptagen fortplantning
- Effekterna av kylvatten på varmvattenfiskarnas energifördelning kan allmänt sett anses vara positiva för rekryteringen
- Den mest studerade arten, abborre, har anpassningar som hjälper den att överleva och fortplanta sig även i extrema temperaturklimat som det i Biotestsjön

7.3.3. Sjukdomar och parasiter

En bred studie av sjukdomar och parasiter hos fisk gjordes inom basundersökningarna i Ringhals, Barsebäck och Marviken (Degeby 1975). Ål, skrubbskädda, torsk, gädda och abborre undersöktes. Ett stort antal parasitarter och sjukdomssymptom identifierades. Virusinfektioner och bakteriesjukdomar, t.ex. blomkålssjuka och rödsjuka hos ål förekom, dock i låg frekvens. Gälparasiter var vanliga hos skrubbskädda i Ringhals och Barsebäck, och man noterade också förekomst av ögonparasiter. Höga frekvenser var ovanliga för alla symptom, och påverkan på fisken var ringa. Resultaten ansågs väl representera naturliga förhållanden vid de aktuella kuststräckorna.

Arbetet med att översiktligt beskriva parasit- och sjukdomsförekomst hos fisk fortsatte i ett projekt som stöddes av Naturvårdsverket 1982. Ekonomiskt betydelsefulla arter undersöktes i första hand. En betydande del av materialet insamlades vid kärnkraftverken och i deras referensområden samt vid den forskning som bedrevs i skogsindustrirecipienter inom Miljö/Cellulosaprojektet under 1980-talet. Resultaten sammanfattades i en bok, som beskriver fisksjukdomar i kustvatten (Thulin m.fl. 1989). Denna bok har sedan dess använts som stöd vid diagnosticering av parasiter och sjukdomar i provfiskeprogrammen.

Sjukdoms- och parasitkontroller har utförts vid samtliga kraftverk ända sedan de togs i drift. Med tiden utvecklades en rutin för en enkel allmän kontroll av sjukdomssymptom och parasitförekomst, som började tillämpas vid mitten av 1980-talet i samtliga provfiskeprogram.

I detta kapitel redovisas också observationer av temperaturberoende fiskdöd, d.v.s. fall där letaltemperaturerna överskridits, samt gasblåsesjuka och temperaturberoende skador på fiskars könsorgan.

7.3.3.1. Allmän sjukdomskontroll

Den allmänna kontrollen av yttre sjukdomstecken sker genom okulärbesiktning av samtliga fiskar i provfiskefångsterna, om inte fångsterna är så stora, att man tar stickprov. Symptomen redovisas fördelade på sex olika kategorier: hudsår, skelettdefekter, tumörer, fenröta, *Lymfocystis* och "övriga" (Thoreson 1992). *Lymfocystis* är en virussjukdom, som orsakar druvliknande hudtumörer hos främst flundra.

Resultaten redovisas i årsrapporter och i större sammanställningar. Ett flertal symptom brukar observeras, men ytterst sällan i hög frekvens. Det är också ovanligt, att de kylvattenpåverkade områdena avviker från referenserna. Som exempel kan nämnas, att den totala fångsten i sommarens fiske 2007 med nätlänkar och biologiska länkar i skärgården söder om Simpevarp uppgick till 5 001 fiskar (Franzén 2008). I motsvarande fisken i Kvädöfjärden fångades sammanlagt 4 080 fiskar. Femton individer (0,3%) i Simpevarp uppvisade yttre tecken på sjukdomar eller skador. Sju av dessa var abborrar med fenröta. Inga symptom förekom i Kvädöfjärden.

Resultaten vid de andra kraftverken har varit likartade. Under perioden 1994 till 2007 har man t.ex. i Forsmark granskat tiotusentals fiskar. Endast 80 fiskar från Biotestsjön och 23 fiskar från provfisket i Formarks skärgård noterades ha någon form av sjukdom eller parasit.

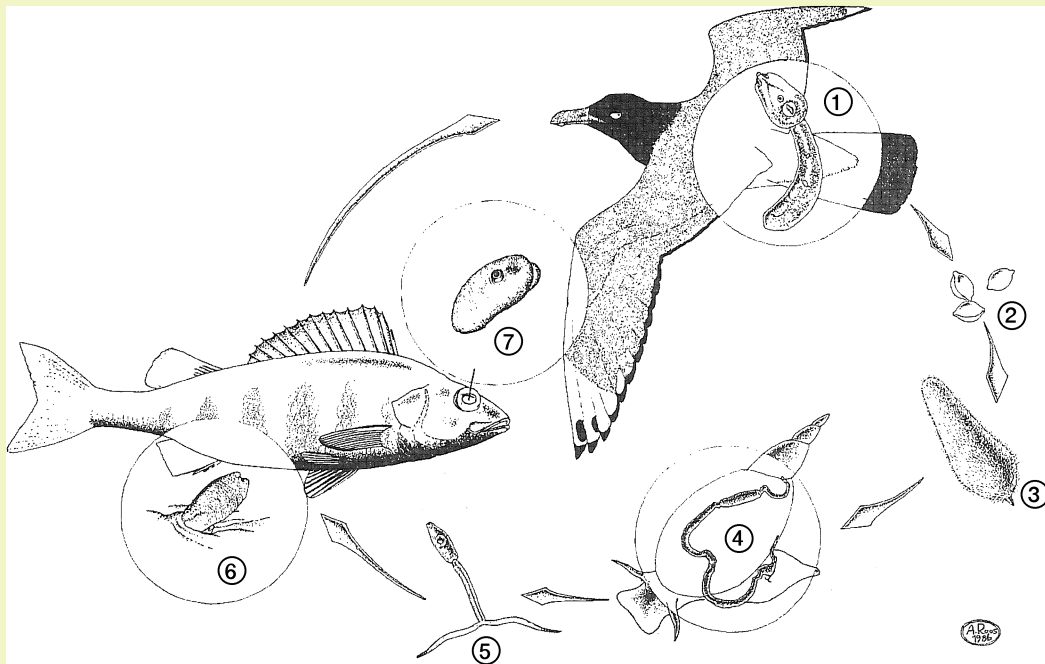
7.3.3.2. Ögonparasiter

I de tidiga undersökningarna i Simpevarp riktades en stor del av intresset mot ögonsugmaskar av släktet *Diplostomum*. Parasiterna kan ge upphov till synnedsättning och t.o.m. blindhet hos fisk. Symptomen orsakas främst av parasitlarver, som lever i ögats lins. Dessa parasiter har en komplicerad livscykel, och man beförde att värmen skulle gynna alla led i denna och på så sätt bidra till att det skapades "groddcentra" för spridning till fisk i omgivningen. Snäckor av släktet *Lymnea* är en av mellanvärdarna. Prognosen var, att dessa skulle öka i täthet och att reproduktionssäsongen skulle förlängas. Nästa mellanvärd är fisk. Värmen leder till anlockning och ökad täthet, vilket ytterligare skulle kunna gynna parasiten. Slutligen hamnar parasiten i en fiskätande fågel, där dess utveckling avslutas och den fortplantar sig. Mycket fisk leder naturligtvis till många fiskätande fåglar. Scenariot var alltså hotande.

En av de tidiga insatser som gjordes i Hamnefjärden var att inventera de snäckarter som kan fungera som mellanvärdar. Man studerade även förekomsten av larver i snäckorna (Stenbäck 1977, 1979 a, Storå 1978). Resultaten visade en ökad täthet av snäckor samt en något ökad parasiteringsfrekvens i fisk (Stenbäck 1979 b). Efter några års drift av kraftverket hade emellertid infektionen återgått till normala nivåer (Höglund & Thulin 1988). Den förväntade utvecklingen med utbrott av *Diplostomum* hade alltså uteblivit, men man visste inte orsaken och om detta var allmängiltigt. Arbetet med ögonsugmaskarna fortsatte därför inom forskningen i Biotestsjön perioden 1984–1987 (Höglund & Thulin 1988, Höglund & Thulin 1990). Här utredde man systematiken för de maskar som förekom och visade, att det fanns fyra olika arter. Årstidsrytmiken undersöktes, och man fann att larvernas svärmsperiod var tidigarelagd och förlängd i Biotestsjön i förhållande till referensområdet. Infekteringsförloppet var dock detsamma i båda områdena. Även om den hastighet med vilken larverna ackumulerades i fiskens ögon var högre i Biotestsjön, var inte tätheten i äldre fisk högre där än i referensområdet. En orsak kunde vara, att dödligheten hos infekterad fisk var högre i Biotestsjön.

Den kanske största faran med ögonsugmaskar är att de vid höga tätheter kan ge dödlighet hos fiskyngel. Om flera larver samtidigt tränger in i små yngel, kan de ge allvarliga skador på huden och de inre organen när de söker sig mot ögonen. Detaljerna i detta förlopp var dock ofullständigt kända, och man gjorde experimentella studier med fiskyngel, som exponerades för larver av ögonsugmask. Resultaten visade ett tydligt samband mellan larvtäthet och dödlighet samt att detta förstärktes vid hög temperatur.

FAKTARUTA



Livscykeln hos ögonsugmask

De vuxna individerna (1) parar sig och producerar ägg i tarmen hos slutvärd, en fiskätande fågel. Äggen (2) kläcks till frilevande miracidielarver (3), som tränger in i en snäcka där de utvecklas till sporocyster (4), som förökar sig asexuellt och producerar frilevande cercarier (5). Dessa tränger in i 2:a mellanvärd (6), en fisk, tappar svansen och vandrar till ögat där de uppsöker linsen (7) som metacercarier. Om fisken äts av en fågel är livscykeln sluten.

7.3.3.3. Ålens simblåsemask

Vid en kontroll av ål i Hamnefjärden 1988 (Höglund m.fl. 1989, Höglund & Andersson 1993) noterades för första gången i Sverige den parasitiska nematoden *Anguillicola crassus*, ålens simblåsemask. Den infördes till Europa i början av 1980-talet från Nya Zeeland och befarades ha kommit till Sverige genom illegal import av ål från Polen. Parasiten etablerades mycket snabbt. Redan påföljande vår var mer än hälften av ålarna i Hamnefjärden infekterade, och våren 1990 var sju av tio ålar bärare av parasiten. Efter detta år tenderade infekteringsfrekvensen att minska, men den var fortfarande 2007 c:a 60% (Svedäng 1996, Franzén 2008). När man kontrollerade parasitförekomsten i Kvädöfjärden, fann man även där hög infekteringsgrad.

Simblåsemasken observerades första gången i Forsmark i augusti 1990 i en av 84 ålar, som insamlats från Biotestsjön. I december samma år hade frekvensen stigit till över 50% (Svedäng 1996). I fortsatta kontroller 1993–1996 låg den genomgående mellan 50 och 60%. Även i Forsmark var det små skillnader när man jämförde med referensområdet. Insamlingar gjordes även i F3:s utsläppskanal, med liknande resultat. Trots att mängden parasiter kan bli så stor, att simblåsan blir nästan helt fylld, har man inte kunnat visa

några negativa effekter på ålarnas kondition; man kan dock inte utesluta risken att hårt infekterade ålar inte klarar att simma tillbaka till Sargassohavet.

Observationerna av hög infekteringsfrekvens i kylvattenpåverkade områden ledde till farhågor att en hög temperatur skulle kunna öka risken för spridningen av parasiten till ålar i utanförliggande vatten. Inventeringar visade dock, att den etablerat sig snabbt utmed stora delar av Östersjökusten och att infekteringsgraden kunde vara hög även långt utanför kylvattenrecipienterna, vilket talar mot att kylvattenutsläppen haft någon nämnvärd påverkan på artens spridning (Svedäng 1996). Simblåsemasken tycks inte tolerera hög salthalt, varför den haft svårt att etablera sig vid Västkusten. I Barsebäck har som mest 6% infekterade ålar noterats.

7.3.3.4. Övriga parasiter och sjukdomar

Parasitära spordjur

Med anledning av beslut om borttagande av fiskspärren i Biotestsjöns utlopp i maj 2004 genomfördes en hälsoundersökning på fisk av Statens veterinärmedicinska anstalt (SVA) 2003 och 2004. Kontrollen av gädda, mört, sarv, björkna och ål indikerade inga negativa avvikelser. Patologiska förändringar noterades dock på abborre, där 36% av individerna hade skador framförallt i njuren men även i hjärtmuskulaturen. Dessa skador hade sannolikt orsakats av parasitära spordjur, myxosporidier (Alfjorden m.fl. 2006). Man konstaterade att parasitinfectionen inte var begränsad till abborrarna i Biotestsjön, eftersom man också hittade infekterade fiskar i närområdet. Dessa spordjur hade inte tidigare beskrivits hos abborre i svenska vatten.

Med anledning av resultaten genomfördes en fördjupad studie under 2006, där man även undersökte mer avlägsna lokaler. Även detta år hade en stor andel av abborrarna ansvälld njure i Biotestsjön, vilket indikerade myxosporidieangrepp, men detta förekom också i de andra provtagningsområdena. Vid den mikroskopiska undersökningen kunde konstateras att trophozoiter (utvecklingsstadier av myxosporidier innan parasiten utvecklats till sporer) förekom i varierande omfattning hos nästan alla fiskar med ansvälld njure men även hos sådana utan symptomet.

Resultaten indikerade, att en ansvällning av njuren orsakad av myxosporidier var vanligt förekommande under vår och försommar och att sjukdomen inte enbart var lokaliserad till Biotestsjön eller dess närområde.

Temperaturberoende fiskdöd

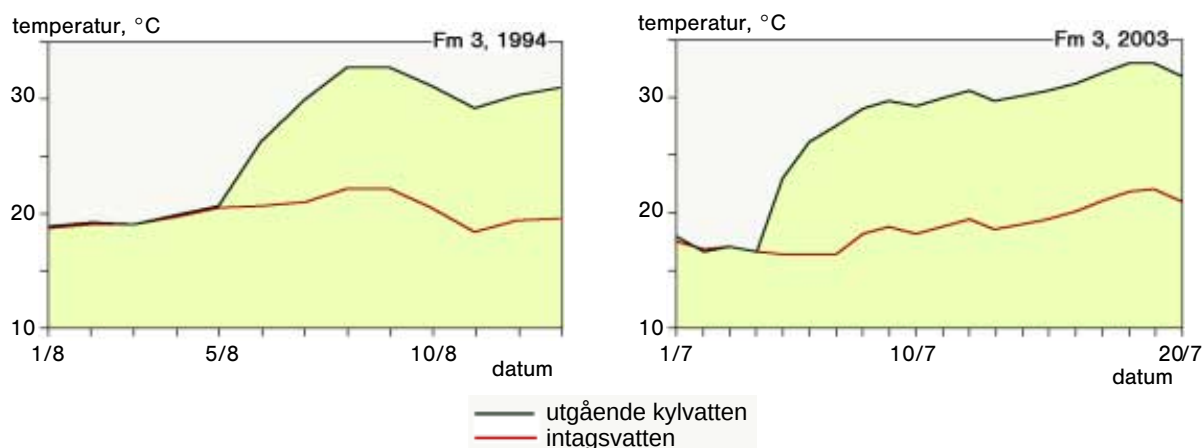
Anlockning av fisk till kylvattenutsläppen kan innebära en risk för temperaturberoende fiskdöd, om fisken inte kan fly undan om temperaturen stiger över kritiska gränser. Detta gäller speciellt för fisk som vandrar in i slutna utsläppsområden som Hamnefjärden, Biotestsjön och F3:s utsläppskanal. Här blir temperaturgradienterna svaga, vilket gör det svårt för fisken att hitta ut till kallare områden om temperaturen stiger. Särskilt besvärlig är situationen i inre Hamnefjärden, där fisken måste vandra mot utsläppen för att komma till kallt vatten.

Letaltemperaturerna för vuxna exemplar av våra varmvattenarter ligger vanligen något över 30 °C (se figur 2.3), d.v.s. temperaturer som riskerar överskridas i recipienterna under sommaren. För yngel är gränserna något högre. Kallvattenarter har lägre letaltemperaturer, men de riskerar inte drabbas, eftersom de undviker det varma vattnet under sommaren. Döden inträffar inte omedelbart när temperaturen når letalnivån. Hos lax är det visat, att fisken under en kortare tid (någon timme) kan vara "resistent" mot temperaturer som stiger över letalnivån, vilket ger den en möjlighet att passera genom allt för varma områden ut till kallare vatten om detta kan ske snabbt. Fisk kan leva länge i temperaturer nära den letala

utan några större problem, vilket ökar risken för fiskdöd, om temperaturen plötsligt stiger.

Mer omfattande fiskdöd, som sannolikt berott på hög temperatur, har observerats i Hamnefjärden. Den första inträffade 1975, då 47 gäddor i storlekar mellan två och fyra kilo observerades (Neuman 1979). Med säkerhet var det totala antalet döda betydligt högre. Vid tillfället var temperaturen 31–32 °C.

Fiskdöd beroende på hög temperatur har också observerats vid två tillfällen i F3:s utsläppskanal i Forsmark (Mo m.fl. 1996). Det första tillfället var 1994, då sommaren var osedvanligt varm. När man startade aggregatet efter revision, var intagstemperaturen så hög som 22–23 °C, vilket innebar att utsläppstemperaturen nådde över 30 °C med ett maximum vid 32,6 °C. Fiskarna i kanalen tycktes inte ha kunnat reagera genom att vandra ut och på så sätt undkomma värmechocken. Stora mängder död fisk observerades dagarna efter att temperaturen stigit. Temperaturer över 32 °C uppmättes även sommaren 2003, utan att fiskdöd då observerades (Mo 2004). Vid omstart av F3 1994 skedde temperaturhöjningen inom c:a tre dygn, medan det tog c:a tio dygn sommaren 2003 (figur 7.40) innan de högsta temperaturerna nåddes. Sannolikt påverkar alltså hastigheten i den temperaturökning, som sker när reaktorn startas efter revision, fiskens möjligheter att överleva extrem värme. Fisken behöver tid för att antingen kunna fysiologiskt aklimatisera sig till hög temperatur eller hinna vandra ut till kallare vatten.

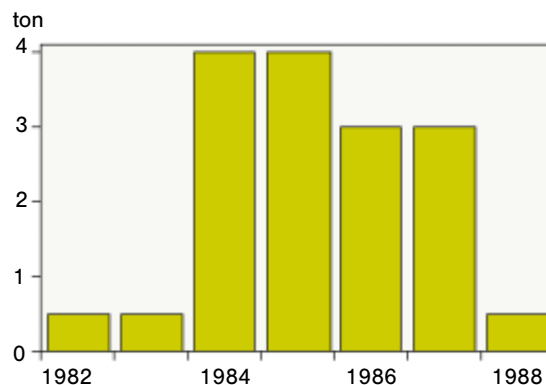


Figur 7.40. Temperaturutvecklingen vid start av reaktor 3 i Forsmark efter revision 1994 och 2003.

Gasblåsesjuka

Fiskar, som anlockas till kylvattenutsläpp, kan drabbas av gasblåsesjuka. Den orsakas av att gasers löslighet i vatten minskar vid ökande temperatur och sjunkande tryck (Thulin 1985 a). Särskilt under våren, då intagsvattnet kan vara mättat med syre och kväve, medför uppvärmningen och tryckförändringarna i kondensorn, att vattnet blir gasöversättat. Talrika experiment har visat, att framför allt kväve men även syre eller kombinationen av gaser kan orsaka gasblåsesjuka (Thulin 1985 a). När fiskar andas sådant vatten, bildas gasbubblor i blodbanorna, vilket ofta leder till döden. I Sverige har vi främst observerat fenomenet hos pelagiska fiskar, t.ex. horngädda i Barsebäck, som kunde dö i avsevärda mängder (Jacobsson 1981, Thulin 1985b). De pelagiska fiskarna simmar ofta nära ytan, där det låga trycket gör att risken för skador är störst. Under åren 1982–1988 räknades antalet döda fiskar inom ett 1 000 m² stort område utanför kylvattenutsläppet i Barsebäck, men problemet observerades redan 1978 (Jacobsson 1981). Utgående från denna räkning skattades den årliga totala dödligheten i området till mellan 0,5 och 4 ton (figur 7.41; Neuman & Jacobsson 1988).

Figur 7.41. Dödlighet hos horngädda under perioden 1982–1988 i Barsebäck.



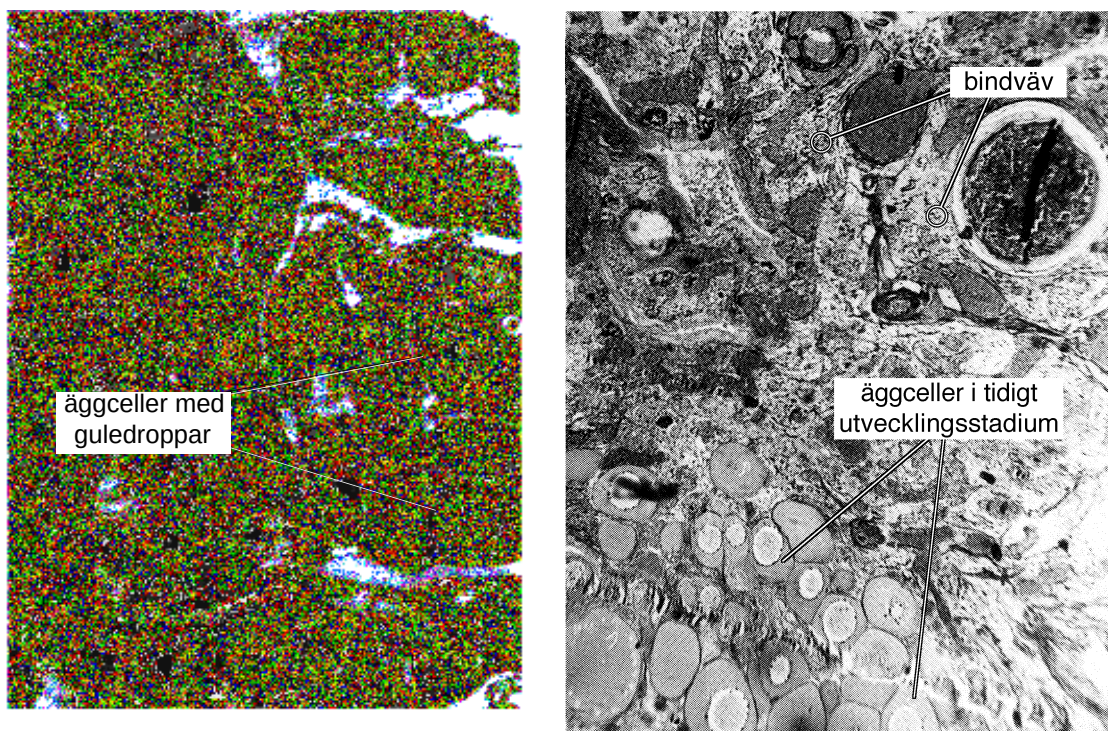
Fiskdöd beroende på gasblåsesjuka har också rapporterats från Hamnefjärden, i detta fall strömming (Andersson 1984). Här noterades också stor dödlighet hos lax och öring i ett odlingsförsök. En undersökning av symptom på gasblåsesjuka hos fisk gjordes i Biotestsjön 1982–1984, kompletterad med analyser av vattnets gasinnehåll (Thulin 1985 a). Syrgasmätnaden varierade under året med övermättnad, upp till 120%, under våren. Trots detta observerades bara ett fåtal fiskar med symptom på gasblåsesjuka. Den art som verkade känsligast var svart smörbult. Hög dödlighet i gasblåsesjuka förekom även i en försöksodling med regnbåge i F3:s utloppskanal i Forsmark. Gasblåsesjuka observerades även på glasål i en undersökning utanför Ringhals 1980 (Andersson & Jacobsson 1980). C:a 1% av de insamlade ålarna var skadade.



Bild 7.8. Horngädda. Foto: Biopix.

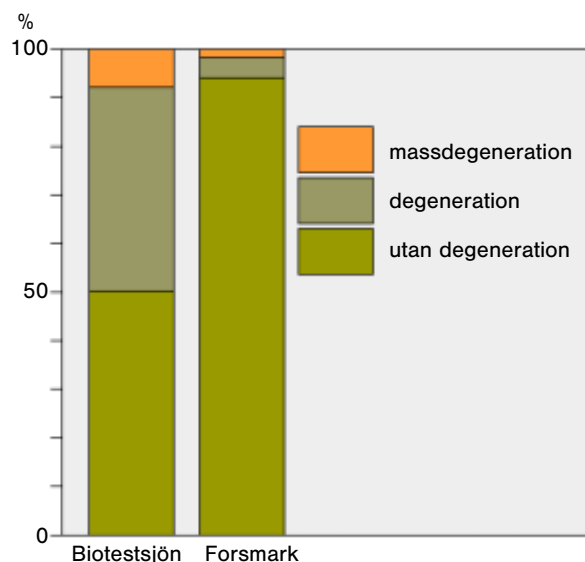
Skador på könsorgan

Inom ramen för ett svensk-sovjetiskt forskningsutbyte inleddes 1989 ett samarbete mellan Naturvårdsverkets kustvattenenhet och den grupp inom Litauens Vetenskapsakademi, som arbetade med effektforskning i Ignalinaverkets kylsjö Drūkšiai och i andra kylvattenrecipienter. Här hade man gjort observationer av skador på fiskens könsorgan, som föranledde uppföljande undersökningar även i de svenska recipienterna. Mikroskopiska analyser av romsäckar från mörtar i Biotestsjön visade, att c:a 50% hade sådana skador att en normal fortplantning tycktes omöjliggjord (Lukšienė & Sandström 1994). Effektbilden liknade den man sett i Litauen. Mörtarna från Biotestsjön hade könsorgan med romkorn i olika stadier av utveckling



Figur 7.42. Skador på könsorgan hos mört i Biotestsjön. Den vänstra bilden visar ett snitt av en normal romsäck, med äggceller som utvecklats synkront utan tecken till resorption av döda ägg. Till höger visas en romsäck där en stor del av äggen dött och ersatts av bindväv. En ny celldelning har startat, på fel årtid, och man ser en mängd äggceller i tidigt utvecklingsstadium.

Figur 7.43. Frekvensen mörthonor med degenererade äggceller i Biotestsjön och ett referensområde.



samtidigt, och en stor andel av fiskarna bar döda eller döende romkorn (figurerna 7.42, 7.43). Dessa observationer kunde mycket väl förklara, varför mörttyngel i stort sett saknats trots att beståndet av vuxna fiskar varit stort (se 7.3.4.1).

Undersökningarna fortsatte på andra arter och i andra områden förutom Biotestsjön (Andersson m.fl. 1996, Lukšienė m.fl. 2000). Frågan var om även fiskar, som kan simma fritt till och från det uppvärmda området, påverkas och om fiskar generellt drabbas, eller om bara vissa arter är känsliga. Analyserna visade, att skador förekom på abborre, gädda och mört i utsläppskanalen till Forsmarks tredje aggregat och i Hamnefjärden. Skadorna i de öppna

områdena var av mindre omfattning men av samma karaktär som i Biotestsjön och Drüksiai. Vid denna undersökning observerades också ibland massiva infektioner av en encellig parasit, som invaderar äggen och orsakar att de dör. Mörten var den art som tydligast påverkades. Parasiten förkom även i referensområden, varför den inte kunde kopplas till exponering för kylvatten.

Trots möjligheten att vandra tycktes alltså fisken ha haft svårt att uppsöka kallare vatten för att undvika skador på könsorganen. Effekten var tydligast på vårlekande arter, som har äggutvecklingen under höst och vinter, medan sommarlekande arter som gers och björkna, med äggutveckling under våren och sommaren, inte var märkbart påverkade utan snarare gynnades av värmen i form av en högre äggproduktion.

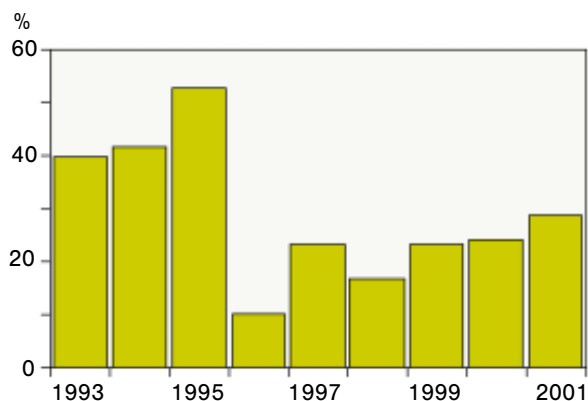
Inför borttagandet av Biotestsjöns fiskspärr upprepades den mikroskopiska undersökningen 2003. Sammanfattningsvis skilde sig inte studierna nämnvärt från varandra. Vilande könsorgan och total eller partiell degeneration av romkorn observerades vid samtliga tillfällen (Karås m.fl. 2009). Total degeneration förekom endast hos fiskar större än 20 cm, vilket även var förhållandet tidigare.

Mikroskopiska undersökningar är förhållandevis tidsödande, men det visade sig att flertalet grava störningar kan diagnosticeras vid kontroller av dissekerad fisk gjorda med blotta ögat. På prov, som insamlas under hösten, kan man se s.k. stenrom, vilket är rester av döda ägg under nedbrytning. Även andra störningar, t.ex. tecken på att celldöd har börjat, kan man se om man skär upp romsäcken och studerar dess färg och struktur.

Möjligheten att göra en enkel okulär kontroll ledde till en komplettering av programmen i Simpevarp och Forsmark med besiktning av könsorgan hos abborre och mört. I Simpevarp görs denna kontroll i Hamnefjärden sedan 1993. Kontrollen i Forsmark gjordes först i utsläppskanalen från F3, men avslutades där när fiskspärren i Biotestsjöns utlopp avlägsnades. Kontrollen i Biotestsjön har gjorts 1996, 1998 och årligen sedan 2002.

När resultaten från Hamnefjärden fram t.o.m. 2001 sammanställdes, fann man att för ögat synliga skador på könsorganen i form av stenrom och missfärgningar hade varit vanligt förekommande (Andersson m.fl. 1996, 2005). Både abborre och mört hade påverkats. Skadebilden hos mört var till synes oförändrad under kontrollperioden. För abborre indikerade resultaten en lägre nivå för skadefrekvensen hos fiskar större än 30 cm efter 1995 (figur 7.44). Mindre abborrar hade genomgående en betydligt lägre skadefrekvens. Skadorna var tydligt kopplade till exponering för kylvatten, då motsvarande defekter bara i ett fåtal fall observerades i material från referensområdet. En mer ingående analys av vattentemperaturens betydelse i Hamnefjärden indikerar att vattentemperaturen under föregående vinter var positivt

Figur 7.44. Andelen könsmogna abborrhonor med skadade könsorgan i Hamnefjärden. Medelvärde för fisk >30 cm.



relaterad till skadefrekvensen påföljande sommar. Detta kan tolkas som att gonadernas utveckling påverkas negativt under varma vintrar. Ytterligare värmeförsel genom t.ex. klimatändring eller effekthöjning skulle, om så vore fallet, förstärka effekterna.

Skadefrekvensen har varierat mellan år även vid de fortsatta undersökningarna efter 2001 (Franzén 2008). Frekvensen av skador har under hela undersökningsperioden varierat mellan 10 och 50% hos abborrar större än 30 cm, d.v.s. den undersökta grupp, som haft flest skador.

Skadorna i Biotestsjön har också varit vanligast hos stor fisk. Den totala frekvensen skador har dock varit betydligt lägre än i Hamnefjärden, hos abborre som mest 2004 med något över 5% (Karås m.fl. 2009). Den besiktning, som årligen gjordes av könsorgan hos abborre i F3:s utsläppskanal fram t.o.m. 2003, visade en hög skadefrekvens vid mitten av 1990-talet. Frekvensen skadade låg då på en nivå som var jämförbar med den i Hamnefjärden. Sedan dess har skadorna minskat till en låg nivå.

En ytterligare observation av temperaturberoende störning av fortplantningen gjordes i samband med insamling och kläckning av abborrom från Biotestsjön, utsläppskanalen för F3 och Hamnefjärden. Hos fiskar, som exponeras för hög temperatur under vintern och tiden fram till leken, kan romsträngarna falla sönder varefter romkornen faller till botten och dör (Sandström m.fl. 1997). Effekten var mycket kraftig med total romdöd hos fiskar, som hölls i en kasse i Hamnefjärden under perioden från december fram till leken. Även rom från Biotestsjön var påverkad, och nedsatt kvalitet förekom också hos rom, som insamlades i F3s öppna kylvattenkanal, där fisken sannolikt inte exponerats lika lång tid för värme.

Trots de kraftiga effekterna på fiskens könsorgan var det svårt att se förändringar i bestånden som kan kopplas till fortplantningsskador, mörtens möjligen undantagen. Den har haft svårt att producera överlevande yngel i stort sett alla år efter att Biotestsjön började påverkas av kylvatten fram till dess att fiskspärren avlägsnades (Adill m.fl. 2006). En förklaring till det förhållandevis goda rekryteringsresultatet för abborre kan vara, att främst de stora och gamla fiskarna hade tydliga skador, och att yngre fiskar mycket väl kan ha lyckats leka med gott resultat. Det är också tänkbart, att påverkan varierar mellan år, och att även naturliga temperaturfluktuationer spelar en roll.

Efter att fiskspärren i Biotestsjöns utlopp avlägsnats, kan fiskarna vandra fritt och undvika exponering för hög temperatur under känsliga perioder, och det är också möjligt att fisk som aldrig upplevt kylvattenexponering vandrat in och etablerat ett nytt rekryteringsområde. Detta kan t.ex. förklara varför mört yngel åter noterades i höga tätheter efter öppnandet av gallren (Adill m.fl. 2006).

Konstateranden och slutsatser

- Efter omfattande undersökningar har man kunnat konstatera, att farhågorna om allvarliga sjukdoms- och parasitutbrott kopplade till kylvatten inte kunnat besannas
- I de fall mer omfattande parasitering förekommit, t ex ålens simblåsemask, har förhållandena varit likartade i referensområdena
- Omfattande fiskdöd beroende på överskridande av letaltemperaturer har förekommit, då intagstemperaturen på kylvattnet varit ovanligt hög
- Gasblåsesjuka hos fisk har förekommit i ett fåtal fall, med allvarligaste konsekvenser i Barsebäck, där stora mängder horngädda dött
- Skador på äggutvecklingen har observerats på fisk, som varit instängd i Biotestsjön eller anlockats till de öppna recipienterna vid ostkusten. Skadorna har varit av allvarlig karaktär, särskilt hos äldre fisk

- För abborre som lekt i Biotestsjön, F3:s öppna kanal och Hamnefjärden har romsträngarnas kvalitet varit så dålig, att vissa av dem fallit sönder med romdöd som konsekvens
- Trots skadorna på fortplantningen har tätheten av yngel varit hög, fränsett mört i Biotestsjön

7.3.4 Effekter på bestånd

Individer av en art förekommer oftast i mer eller mindre avgränsade grupper, "populationer" eller "bestånd", med ett många gånger begränsat reproduktivt utbyte sinsemellan. Den mekanism som vanligen tycks ligga till grund för denna begränsning är att individerna i hög utsträckning återvänder till sin födelseplats, när de ska reproducera sig (leka). Sådan "homing" har konstaterats hos många undersökta fiskarter. En konsekvens av detta beteende är att individerna i första hand fortplantar sig med medlemmar av det egna beståndet, och att de därigenom i genetiskt hänseende kommer att avvika från andra bestånd. Om ett bestånd slås ut eller starkt decimeras, uppkommer därigenom en förlust av genetisk variation. Bestånd kan vara av mycket olika storlek: hos t.ex. gädda kan en enda liten viks lekpopulation bilda ett bestånd, hos extremfallet ål anses hela arten tillhöra ett enda.

Ett bestånds storlek bestäms av individernas fortplantningsförmåga och dödlighet, främst den under det första levnadsåret. I tidigare avsnitt har konstaterats, att fiskars dödlighet i kylvattenrecipienterna har påverkats av förändringar i energiomsättningen, överskridande av letaltemperaturen och gasblåsesjuka. I flertalet fall har dödligheten ökat, men bättre tillväxt första levnadsåret har minskat den. Fortplantningen kan påverkas av störningar i föräldradjurens energiomsättning och skador på rommen. För att energiomsättningen skall väsentligt förändras, krävs en längre tids exponering, medan temperaturer över de letala och gasblåsesjuka verkar snabbt.

Märkbara effekter på beståndsnivå kräver att en stor del av beståndet ifråga påtagligt påverkas. På basis av slutsatserna av de föregående avsnitten har det bedömts motiverat att analysera dels stationära varmvattenarter, som påverkas under lång tid och i alla skeden av livet, dels den vandrande strömmingen, som i stor omfattning har lekt i uppvärmda områden. De förra bildar små bestånd, medan beståndsstorleken inte är känd hos strömmingen.

Biotestsjön och Hamnefjärden har slagits ut som rekryteringsområden för kallvattenarter. Effekterna på berörda bestånd har dock inte undersökts. Detsamma gäller horngäddan i Barsebäck, som i samband med leken i stor omfattning dött av gasblåsesjuka i kylvattenplymen.

Eftersom bestånden påverkas av ett komplicerat samspel mellan olika faktorer, kan uppvärmningens effekter förändras över tid. Analysen baseras därför huvudsakligen på de ännu pågående provfiskerna, som har som främsta syfte att identifiera effekter på beståndsnivå. Eftersom provfiskerna mäter inte bara beståndstäthet utan även effekter av anlockning och skyende, kan tolkningen av resultaten vara svår.

7.3.4.1 Stationära varmvattenarter

Alla stationära varmvattenarter, som är vanliga i kylvattenrecipienterna, är limniska. Belagda effekter på beståndsnivå finns endast från de starkt påverkade Biotestsjön och Hamnefjärden samt från skärgårdsområdet utanför reservutskovet från Biotestsjön. De mest omfattande studierna har gjorts i Biotestsjön, där fisken hållits instängd under maximal värmepåverkan, och de längsta tidsserierna finns från Hamnefjärden.

Biotestsjön.

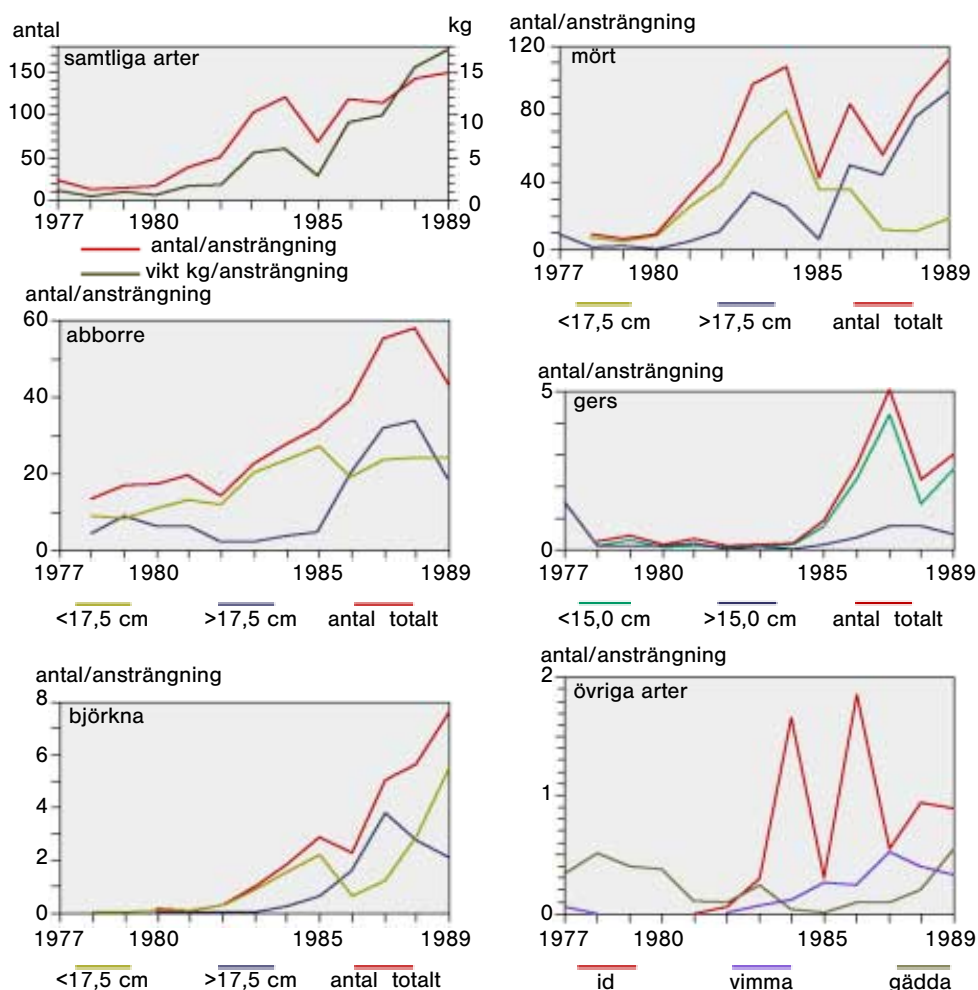
Biotestanläggningens invallning fullbordades våren 1977, och sedan dess har utbytet av fisk med omgivningen varit begränsat till de små individer som kunde passera genom

gallren i utloppet. Fisk mindre än c:a 10 cm längd kunde troligen tämligen obehindrat simma ut ur anläggningen, medan det p.g.a. den starka strömmen var svårare, men förmodligen ej omöjligt, för små fiskar att simma in. Omfattande provfiske har bedrivits, och bedrivs fortfarande, för att följa beståndsutvecklingen hos fisk, som under hela livscykeln utsatts för maximal värmepåverkan, d.v.s. en övertemperatur på c:a 10 °C. Årsyngel och småvuxna arter har följts med sprängningar. Under 1980 inleddes en oregelbunden drift, men fr.o.m. 1981 var den stabil med vissa avbrott i samband med revisioner under sommaren. Gallren i Biotestsjöns utlopp togs bort våren 2004. Det är ännu för tidigt att bedöma effekterna på beståndsnivå av detta.

Tabell 7.6. Fångster (antal/ansträngning) i Biotestsjön 1980.

Abborre	Mört	Gers	Gädda	Björkna
14,0	5,2	0,3	0,3	0,1

Kallvattenarterna lämnade i huvudsak anläggningen redan innan invallningen fullbordades och fångades inte längre 1980, då den naturliga årstidsvandringen till och från kustzonen hade blockerats av fiskspärren (Karås m.fl. 1984). Det kvarvarande samhället var artfattigt och helt dominerat av abborre och mört och troligen löja, som dock är för liten för att i större utsträckning fångas i näten (tabell 7.6). De första åren efter kraftverkets start började



Figur 7.45. De vanligaste varmvattenarternas fångstutveckling i Biotestsjön 1977–1989, hela året. Anläggningen stängdes 1977, och kraftverket startades 1980.

fångsterna av mört, abborre, björkna, id och vimma öka och i slutet av 1980-talet även av gers och gädda; dessförinnan minskade gäddan (figur 7.45; Sandström 1990).

Av yngelsprängningar att döma har endast abborre, gädda och löja haft en god rekrytering i Biotestsjön (tabell 7.7). För abborren var den efter verkets start anmärkningsvärt stabil med relativt höga tätheter alla år utom 1995 och de två sista före gallrens borttagande. Gäddungar fångades i tätheter, som kan anses vara normala till höga. Löjans rekrytering tycks inte ha lyckats alla år men var ibland mycket stark. De andra karpfiskarna lyckades sämre; efter de första åren med värmepåverkan var fångsterna av yngel av mört, id och elritsa små alla år, medan björknans rekrytering verkar ha lyckats två år (1993 och 1996). Sarv blev under de sista åren vanligare i provfisket efter större fisk, men inga yngel påträffades.

Trots den svaga rekryteringen har mörtens tillsammans med abborren hela tiden varit den dominerande arten i provfiskefångsterna. Populationen upprätthölls uppenbarligen genom invandring av yngel; en sådan måste ha orsakat den dramatiska ökningen under 1980-talets början. Ett bevis för yngelinvandring är att tillväxten hos fångade mörtar i Biotestsjön låg på samma nivå som i naturliga vatten under de två första levnadsåren, men sedan växte den betydligt snabbare (se 7.3.2.3). Samma förhållande gällde för björkna och id, sannolikt även sarv. Beroendet av rekrytering utifrån har gjort, att karpfiskarna inte bildat egentliga bestånd i anläggningen.

Tabell 7.7. Fångsten av årsyngel (åy) och småfisk i Biotestsjön (antal per skott).

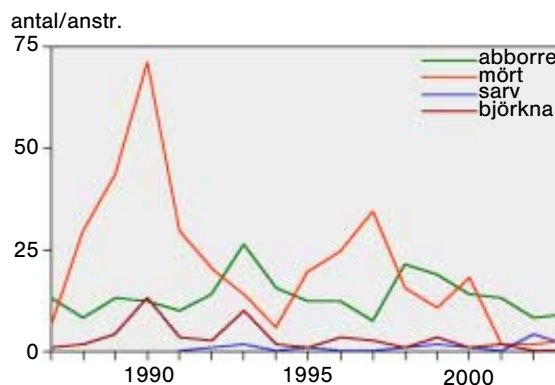
++: mycket höga tätheter.

	antal skott	åy abborre	åy mört	åy gers	åy gädda	åy id	björkna	löja	elritsa	spigg	stubbar	åy strö
1974	17	5,1	3,4	0	0	0	0	0	5,4	0,1	++	++
1975	16	1,3	0	0	0,4	0	0	0	1,9	0,1	7,6	++
1976	16	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0,5	++
1977	10	5,5	0	0	1,5	0	0	0	0	1,0	++	2,0
1978	22	4,9	7,5	0	0,7	0	0	0	0,5	1,0	0	1,2
1979	34	5	1,8	0	2,8	0,1	0	0	0,7	++	4,4	6,4
1980	63	15,4	3,5	0	3,0	0,9	0,1	0	0,1	0,7	0	0
1981	29	14,2	1,9	0	1,0	2,7	0,1	0	2,1	0,1	0,2	0
1982	53	17,6	1,8	0	0,1	1,0	0,1	0	0,1	0	0	0
1983	10	15,2	0	0	0,3	0,2	0,1	0	0,1	0	0	0
1984	29	7	0	0	0,1	0,7	0	27,9	0	0	0	0
1985	33	8,3	0,5	0	0,3	0	0,1	++	0	0	0	0
1986	30	7,2	1,8	0,2	0,3	0	0	24,7	0	0	0	0
1987	29	8,2	0,7	0	0,5	0	0	3,2	0	0	0	0
1988	59	8,3	0,3	0	0,6	0	0	1,8	0	0	0	0
1989	30	7,2	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0
1990	30	12,6	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0
1991	30	42,5	0,2	0	1,8	0	10	0	0	0	0	0
1992	30	7	0	0	0,3	0	0,3	1,7	0	0	0	0
1993	30	17,8	0,1	0	1,8	0	2,9	6,7	0	0	0	0
1994	30	25,4	0	0	1,1	0	0	0	0	0	0	0
1995	30	1,2	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0
1996	30	19,4	1,1	0	0,2	0	6,1	0	0	0	0	0
1997	30	11,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1998	30	5,9	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0
1999	30	5,6	0	<1	0	0	0	5,0	0	0	0	0
2000	30	39,5	0	0	0,6	0	0	15,0	0	0	0	0
2001	30	13	0,1	0	0,6	0	0	0,3	0	0	0	0
2002	30	0,2	0,2	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0
2003	30	1,3		0,1	0,2	0,1	0	89,7	0	0	0	0



Bild 7.9. Yngelprovtagning med sprängämnen. Foto genom Kustlaboratoriet.

Figur 7.46. Abborre, mört, björkna och sarv i Biotestsjön under senhösten 1987–2003.



En orsak till karpfiskarnas problem med rekryteringen kan vara att exponering för höga temperaturer innebär en risk att könsorganen skadas, särskilt för de arter som har sin rom- och mjölketillväxt under vintern, t.ex. mört, abborre och gädda. Allvarliga skador observerades på dessa arter i Biotestsjön, där mörten var mest drabbad (se 7.3.3.7). Det verkar alltså som om Biotestsjön fungerat som en slags fälla för karpfiskar: efter att ha lockats in som yngel, har de tvingats bli kvar i en miljö, där de har svårt att fortplanta sig. Rekrytering utifrån verkar ha fortsatt, så länge anläggningen var stängd, även om antalet mörtar minskade kraftigt i provfiskena under de sista åren (figur 7.46; Abrahamsson m.fl. 2005).

Efter att fiskspärren avlägsnades 2004 har tätheten av mörtynkel ökat kraftigt enligt provtagningarna. Kontrollen hade då tidigare lagts efter analys av undersökningar, som gjordes under hela sommaren, då det visades höga tätheter av mörtynkel i juni men liten förekomst i september. Den tidigare kontrollen gjordes endast i september. Detta skulle kunna betyda, att yngel även då producerats i anläggningen, men att de vandrat ut före kontrollen (Karås m.fl. 2009). Ett annat alternativt är att invandrade föräldradjur, som inte varit instängda i hög temperatur med risk för skador på könsorganen, nu bidrar till en fungerande rekrytering.

Trots effekter på fiskens könsorgan fungerade abborrens och gäddans rekrytering. Det producerades inte bara många abborryngel, utan deras tillväxt var också mycket snabb (se 7.3.2.3) och därmed deras överlevnad fram till vuxen ålder god, vilket återspeglas i fångstutvecklingen för unga fiskar (<17,5 cm, figur 7.45).

Tidig könsmognaden i samband med hög vintertemperatur orsakade kraftigt sänkt kondition i början av 1980-talet (se 7.3.2.6), vilket ledde till ökad dödlighet. Två metoder användes för att analysera dödligheten (Sandström m.fl. 1995). Beräkningar baserade på åldersfördelningar gjordes för åren 1978/1979 fram t.o.m. 1988/1989. Det kunde då konstateras, att dödligheten i beståndet ökat markant sedan kraftverket startade.

För att närmare analysera dödlighetsmönstret gjordes märknings-återfångstförsök våarna 1980 och 1981. Under den första våren var dödligheten låg och nästan konstant. Året därpå, då fisken för första gången upplevt värmen, ökade dödligheten under lekperioden till mycket höga värden. Den årliga dödligheten steg från 54% 1980 till 92% 1981/82. En del av dödligheten kan förklaras som en effekt av märkningen, men skillnaden jämfört med den första perioden är ändå anmärkningsvärd.

Under slutet av 1980-talet återgick dödligheten till mer normala nivåer. En viktig förklaring till detta är troligen, att de unga honorna inte längre leker varje år och därmed sparar energi. Utvecklingen av dödligheten återspeglades på beståndsnivå i en minskning av fångsterna av köns mogen fisk (>17,5 cm) 1982 och en ökning fr.o.m. 1986; antalet mindre fiskar ökade kontinuerligt (figur 7.45). Extremt magra fiskar av andra arter har också observerats i Biotestsjön. I första hand gäller det gädda, för vilken också fångsterna utvecklades mycket negativt under början av 1980-talet.

Efter 1980-talet låg abborrbeståndet på en hög nivå, men fr.o.m. slutet av 1990-talet minskade det långsamt (figur 7.46; Abrahamsson m.fl. 2005). De andra arterna med egna bestånd i anläggningen, gädda och löja, har inte kunnat övervakas lika väl. Gäddbeståndets ökning i slutet av 1980-talet fortsatte dock åtminstone t.o.m. 1990-talets mitt (Mo m.fl. 1996). En orsak till minskningen av abborrbeståndet kan vara predation av storskarv och storskrake, som finns i stort antal i Biotestsjön; skarven etablerade sig i området i mitten av 1990-talet (Karås m.fl. 2009). Detta skulle också kunna vara en förklaring till att mörtfångsterna minskat kraftigt sedan dess.

Innan gallren togs bort, insamlades år 2003 prover för att undersöka den genetiska variationen hos abborren i Biotestsjön, och jämförelser gjordes med prover från området utanför och från 19 andra lokaler utmed ostkusten. Abborrarna var överlag starkt genetiskt differentierade, och de i Biotestsjön var skilda från övriga (Karås m.fl. 2009). De uppvisade vidare en lika hög variation som dessa, vilket visar att antalet individer som 1977 stängdes in var tillräckligt stort för att motverka en genetisk utarmning till följd av isoleringen. Huruvida beståndet utsatts för något genetiskt urval i den extrema miljön har inte kunnat fastställas.

Det är ännu för tidigt att bedöma beståndsutvecklingen i Biotestsjön efter att gallren avlägsnats. Provfiskefångsterna visar att abborre och mört fortfarande dominerar, och de tyder på att åtminstone abborre och björkna vandrar in för lek (se 7.3.1.2). Yngel av åtminstone abborre och mört produceras i anläggningen. Dess redan tidigare goda förutsättningar för ett lokalt abborrbestånd har nu genom den fria rörligheten rimligen ytterligare förbättrats, och en betydande potential för export av stora och därmed livskraftiga yngel finns. Den nya situationen innebär mindre risk för att karpfiskarnas könsorgan skadas, varför även de kan tänkas etablera stabila bestånd.

Hamnefjärden

Analysen av beståndsutvecklingen i Hamnefjärden baseras på nätprovfisken, yngelprovtagningar samt ålders- och tillväxtanalyser beskrivna i den senaste sammanfattande rapporten från kontrollprogrammet (Andersson m.fl. 2005), årsrapporten för 2007 (Franzén 2008) samt en sammanfattning av Neuman & Sandström (2002). Fiskförekomsten i vikens inre del har följts genom nätprovfisken sedan 1966, vilka efter att ha drivits varje vecka året runt t.o.m. 1976 begränsades till varannan vecka under lekvandningsperioden mitten av mars t.o.m. mitten av juni samt till sex fisken i augusti.

Provfiskefångsterna speglar förekomsten av både anlockad och i viken uppvuxen fisk. Som tidigare redovisats (se 7.3.1.1) förekom ingen större anlockning under det första årtiondet med varmvattenutsläpp, men under 1980-talet ökade fångsterna under mars-juni: för abborre, mört och björkna två till fyra gånger och fr.o.m. slutet av årtiondet än mer dramatiskt för de mindre vanliga varmvattenarterna gers, sarv, sutare och ruda (figur 7.11). En orsak till ökningarna var troligen att de mycket starka vertikala temperaturgradienterna strax utanför tröskeln i Hamnehålet utjämnades i och med att sundet vidgades 1981, vilket torde ha underlättat invandringen.

Efter ökningarna har fångsterna av alla arter varierat starkt mellan år utan någon trend; den av mört har dock minskat betydligt under 2000-talet. De redovisade fångsterna har gjorts före, under och, för åtminstone abborre och mört, även efter lektiden. Man får anta att fångsterna denna tid till stor del består av fisk, som kommer att leka i viken och alltså troligen fötts där. Dessa lokala bestånd är av allt att döma större än före verkets start 1972.



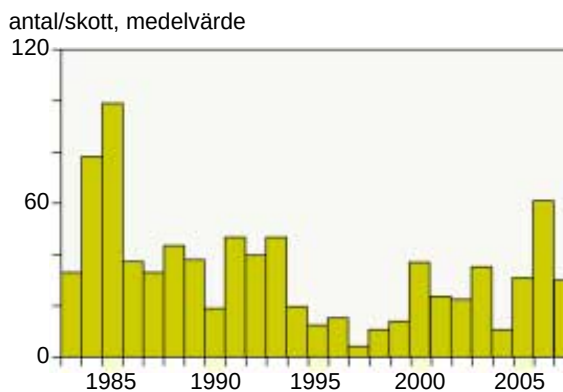
Bild 7.10. Provfiske med yngelnot. Foto genom Kustlaboratoriet.

Eftersom inga märkningar gjorts, är det svårt att bedöma hur stora förflyttningar bestånden i Hamnefjärden gör. Jämför man fångsterna i mars-juni med dem i augusti, verkar en viss utvandring efter vårens och försommarens lek ske (se 7.3.1.1). Gersen, som verkade vandra ut redan i slutet av maj, förekom inte i någon större omfattning i augusti. Också björkna och mört visar en minskning jämfört med vårperioden, som torde bero på utvandring.

Analyser av tillväxten hos abborre fångad i skärgården söder om Simpevarp tyder på att en betydande del av dem tillbringat en tid i uppvärmt vatten (se 7.3.2.3). Många fiskar finns dock kvar även i augusti trots ibland mycket höga temperaturer (se 7.3.1.1). Att vissa individer stannar kvar under en stor del av sommaren visas av att tillväxthastigheten hos särskilt abborre men även äldre mörtar är högre hos fisk fångad i augusti i Hamnefjärden än utanför (se 7.3.2.3); övriga arter har inte studerats. I vad mån fisk uppehåller sig där även under vintern är svårt att bedöma, men skador på könsorganen (se 7.3.3.7) indikerar, att åtminstone vissa abborrar, mörtar och gäddor gör så under längre perioder.

Rekryteringen i Hamnefjärden följs årligen genom att tätheten av årsyngel kontrolleras med sprängteknik. Abborre och mört är helt dominerande i proven. Abborren har följts sedan 1983, mörtan sedan 1991. Jämfört med rekryteringen i naturliga områden har tätheterna av abborre i stort sett hela tiden varit mycket höga. En kraftig topp noterades 1984–1985, då upp till c:a 100 årsyngel per skott noterades (figur 7.47). Under senare delen av 1990-talet var tätheterna låga men har därefter stigit något. Mörtan har varierat ännu kraftigare. Efter de första åren med låga tätheter ökade förekomsten kraftigt till en topp 1996, varefter tätheterna sjönk till mycket låg nivå under slutet av 1990-talet. Jämför man tätheterna av mört och abborre, finner man att abborren generellt sett är den vanligaste arten; mörtan varierar mer i täthet och kan dominera vissa år.

Figur 7.47. Abborryngel fångade med sprängteknik i inre Hamnefjärden 1983–2007.



Även om den relativt svaga strömmen i Hamnefjärdens inlopp inte torde hindra ens små fiskar från att vandra in, verkar det mindre sannolikt att abborr- eller mörtyngel födda utanför det kylvattenpåverkade området skulle ha påverkat tätheterna väsentligt. Yngel, som insamlats i Hamnefjärden, var nämligen betydligt större än de från referensområdet, en storleksskillnad som bara kan förklaras av att de levt lång tid i varma förhållanden (se 7.3.2.3). Yngelkontrollens resultat speglar alltså huvudsakligen en lokal rekrytering, och den snabba tillväxten visar att yngel producerade i Hamnefjärden torde ha goda förutsättningar att överleva till vuxen ålder (Karås 1987).

Abborrens rekrytering lyckas bra i stort sett varje år, medan mörtyngel bara förekommer i höga tätheter vissa perioder. Bland övriga arter verkar endast sarven med någon större framgång kunna utnyttja Hamnefjärden som rekryteringsområde (tabell 7.8). Att björkna och gers fångas i ofta tämligen stora mängder under lekperioden, tyder på att rekryteringen

trots allt är tillräcklig för att upprätthålla bestånd. Det kan inte heller uteslutas, att sprängtekniken inte ger helt rättvisande resultat för alla arter. Sutare och ruda är två ovanliga fiskar i kustvattnen. Under 2000-talet har lyckad rekrytering konstaterats i Hamnefjärden, vilket tillsammans med ökande nätfångster under lektiden visar att bestånd etablerats. Härtill har troligen inte bara den höga temperaturen i sig bidragit utan även den mycket täta vegetationen (se 7.2.1.1). Det kan noteras, att inga gäddyngel fångats.

Tabell 7.8. Tätheten av årsyngel i Hamnefjärden åren 1997–2001. Medelantal per skott.

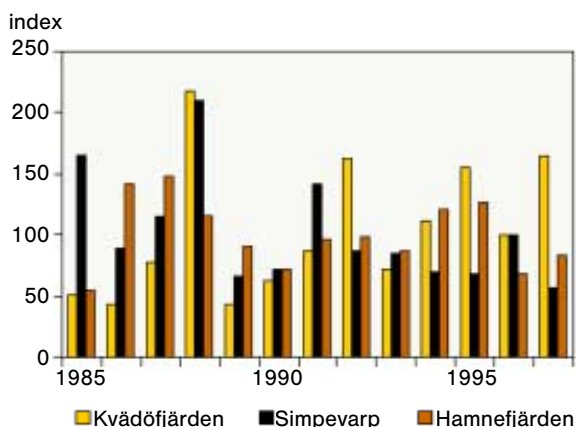
	<i>Abborre</i>	<i>Mört</i>	<i>Björkna</i>	<i>Sarv</i>	<i>Löja</i>	<i>Sutare</i>	<i>Ruda</i>
1997	4,4	23,3	0,2	1,0	0,3	0	0
1998	10,9	0,3	0	0,1	7,5	0	0
1999	13,7	0,5	0	2,3	0	0	0
2000	36,5	0	2,4	16,6	0	1,3	2,8
2001	23,8	2,3	0,2	2,3	0	0,1	0,1

De för flertalet arter låga yngeltätheterna och stora mellanårsvariationerna är något förvånande, eftersom uppvärmningen borde ha övervägande positiv effekt; bl.a. faller aldrig temperaturen under den kritiska gränsen för överlevnad hos de tidiga stadierna, för abborre c:a 10 °C. Förmodligen överskrids dock åtminstone äldre yngels optimitemperatur ofta. Dessutom har skador på könsorgan orsakade av hög vintertemperatur som nämnts påvisats hos abborre, mört och gädda; abborrens rom skadas också (se 7.3.3.7). Detta kan sammantaget ha motverkat etableringen av lokala bestånd med Hamnefjärden som lekområde.

Möjligheter att bedöma betydelsen för omvärlden av yngelproduktionen i Hamnefjärden föreligger endast för abborren. Dess årsklasstyrka följs i Hamnefjärden, skärgården söder om Simpevarp och referensområdet Kvädöfjärden. Årsklasstyrkan är ett mått på i vilken grad det enskilda årets fortplantning varit framgångsrik och beräknas på basis av åldersgruppens andel i provfiskefångsterna under flera år. Normalt föreligger ett positivt samband mellan årsklasstyrka och sommartemperatur genom att årsynglets tillväxt och därmed överlevnad gynnas av hög temperatur (Neuman 1976, Karås 1987, Böhling m.fl. 1991).

För perioden 1985–1997 var mellanårsvariationen i årsklasstyrka minst i Hamnefjärden och störst i referensområdet (figur 7.48). I det senare förelåg en tendens till positivt temperaturberoende, även om sambandet ej var signifikant. För Hamnefjärden fanns inga tydliga samband, och för skärgården söder om Simpevarp var förhållandet mellan årsklasstyrka och vattentemperatur signifikant negativt; årsklassen från det mycket kalla 1985 var en av de starkaste som uppmätts i Simpevarp, och de från de likaså kalla 1986 och 1987 var de starkaste under hela perioden i Hamnefjärden.

Figur 7.48. Årsklasstyrka hos abborre i Hamnefjärden, skärgården söder om Simpevarp och Kvädöfjärden. Värdena baseras på provfiskefångster, vilka normerats i förhållande till respektive medelvärde för perioden 1985–1997 (=100).



En förklaring till det negativa sambandet skulle kunna vara, att mängden årsyngel som vandrar ut från Hamnefjärden har en signifikant betydelse för årsklasstyrkan i omgivande skärgårdar, och att rekryteringen i viken gynnas av lägre bakgrundstemperaturer i havet utanför. Undersökningarna av skadeförekomst på abborrens könsorgan indikerade, att Hamnefjärden vissa år kan bli alltför varm för en optimal rekrytering av abborre (se 7.3.3.7). Dessutom kan äldre yngels optimumtemperatur överskridas. Denna teori stöds av att yngeltätheten i Hamnefjärden 1985–1997 förklarade 40% av variationen i årsklasstyrka i skärgården söder om Simpevarp.

Biotestsjöns reservutskov

I forskningsprojektet "Utnyttjande av kylvatten för fiskrekrytering" gjordes ett experiment syftande till att förbättra tillväxt och överlevnad hos årsyngel av varmvattenarter, framförallt abborre (Svedäng & Karås 1993, se 7.3.6.2). Reservutskovet från Biotestsjön hölls öppet under april–oktober 1990 och 1991 för att höja temperaturen i skärgården. Övertemperaturen i arternas huvudsakliga rekryteringsområden uppgick som mest till 4–5 °C under vår och sensommar. I genomsnitt var dock överskottet ett par grader lägre, och under juni, juli och fram till mitten av augusti förekom inget överskott. Tidigare lek och ett relativt stort temperaturöverskott under sensommar och höst gjorde att ynglet inom det påverkade området blev nära dubbelt så stort, i vikt räknat, som inom det opåverkade vid tillväxtsångens slut. Också antalet abborryngel påverkades positivt, men antalet yngel av mört och andra karpfiskar ökade inte på motsvarande sätt.

Rekryteringens slutresultat studerades med hjälp av kontrollprogrammets provfisken efter vuxen fisk i området. Jämför man fångsterna i Forsmark med dem i referensområdet Finbo, finner man att Finbo legat något högre än Forsmark för alla årsklasser utom 1990 och 1991, då ingen skillnad förelåg (Mo m.fl. 1996, Neuman & Sandström 2002). Det verkar alltså som om uppvärmningen skulle ha gett positiva resultat för de lokala bestånden.

7.3.4.2. Vandrande arter

Som tidigare framhållits, kan bestånd av vandrande arter knappast märkbart påverkas annat än i samband med leken. Omfattande sådan i uppvärmt vatten har främst konstaterats vad gäller strömming i Simpevarp och Forsmark.

Strömming i Simpevarp

I avsnittet "Anlockning och skyende i förhållande till kylvattnet" (7.3.1.1) konstaterades, att strömming under vinter och vår anlockas till varmt vatten utanför Hamnehålet och vissa år även in i Hamnefjärden. Lek har iakttagits i direkt anslutning till kylvattenplymen, och lekens höjdpunkt har flyttats från juni till april. Efter breddningen och fördjupningen av Hamnehålet 1981 har strömmingslek några år skett t.o.m. i Hamnefjärdens yttre del. Invandring har då skett redan i februari, och lek konstaterats i slutet av mars. Efter denna täcks botten ofta av ett flera centimeter tjockt lager rom, som drabbas av hög dödlighet. I det av lösta gaser övermättade utsläppsvattnet omkommer också en del av den till tunnelmynningarna anlockade strömmingen av gasblåsesjuka (7.3.3.6).

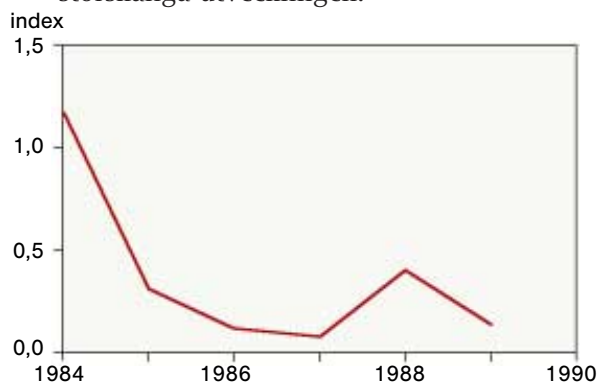
Den omfattande anlockningen under lektiden har föranlett kontroll av mängden strömmingslarver i det kylvattenpåverkade området och deras överlevnad (Andersson & Karås 1990). Trålningar efter larver genomfördes i maj–juni 1984–89 i plymområdet, norr om detta c:a 4 km från Hamnehålet och i Kvädöfjärden. I plymområdet inföll täthetsmaximat från mitten av maj till mitten av juni att jämföra med slutet av juni i Kvädöfjärden, men den riktigt tidiga leken tycktes inte ge något större utbyte. Detta berodde sannolikt främst på att de tidigt kläckta larverna vid uttransport ur plymområdet utsatts för alltför låga temperaturer, men också på att rom ofta lagts alltför tätt på de relativt små områden som har gynnsamma

temperaturer och bottenar. De totala tätheterna var högst närmast Hamnehålet, medan dödlighet och uttransport, som illustreras av minskningen av antalet larver efter täthetsmaximat, var ungefär densamma i alla områdena.

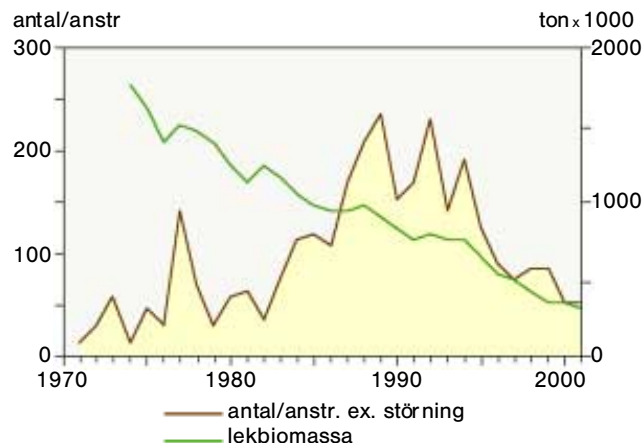
Den ökning i lekpopulationen i plymområdet som ägde rum under 1980-talet återspeglades ej i ökade larvtätheter, varför kvoten mellan larvtäthet och provfiskefångster sjönk (figur 7.49). Det verkar alltså som om varmvattnet inte gynnar överlevnaden eller, troligare, som om larverna inte kan hålla sig kvar i plymen. Andersson & Karås (1990) tolkade de högre larvtätheterna som enbart en effekt av lekbeståndets höga täthet. Anlockningen till varmvattnet synes alltså ha en övervägande negativ effekt på rekryteringen.

Vårfiskets fångster av strömming efter 1989, då larvtrålningarna upphört, har redovisats av Andersson m.fl. (2005). Efter den snabba uppgången under 1980-talet nådde de sitt maximum 1989, varefter de successivt fallit tillbaka till nivån före uppgången. Internationella Havsforskningsrådets (ICES) årliga beståndsuppskattningar visar, att mängden strömming i centrala Östersjön fortlöpande och starkt minskade från 1974 till 2001 (Anon. 2003).

En jämförelse mellan de två serierna visar alltså en motsatt utveckling under 1980-talet men därefter en rätt god överensstämmelse (figur 7.50). Det verkar alltså som om en ökande anlockning först överskuggat storskaliga negativa processer, men att de senare så småningom tagit överhanden även utanför Simpevarp. I enlighet med vad som ovan diskuterades, är den lokala rekryteringen uppenbarligen för svag för att Simpevarp skall avvika från den storskaliga utvecklingen.



Figur 7.49. Kvoten mellan larvtätheter och provfiskefångster av strömming utanför Hamnehålet 1984–1989.



Figur 7.50. Fångst av strömming i kustöversiktsnät under april och maj vid Simpevarp 1971–2001 (antal/ansträngning) och lekbio-massa i Östersjön (tusentals ton) enligt Internationella Havsforskningsrådet (ICES).

Strömming i Forsmark

Vid Forsmark uppehåller sig strömmingen inte i någon större utsträckning i kraftverkets närhet under vintern. Som redovisats i avsnittet "Anlockning och skyende i förhållande till kylvattnet" (7.3.1.2) sker i samband med vårens lek en anlockning till och lek i ett litet område nära och t.o.m. i mynningarna av kylvattenkanalerna, dock ej inne i utloppskanalen för F3. En betydligt mer omfattande anlockning ägde rum, då kylvatten leddes ut genom reservutskovet. Då lekte också många mycket nära utskovet, där botten ofta täcktes av ett flera centimeter tjockt lager rom. Lekens höjdpunkt tidigare lades, som mest från juni till april.

Leken i uppvärmt vatten föranledde kontroll av mängden strömmingslarver i det kylvatten-påverkade området och deras överlevnad (Andersson & Karås 1990). Trålningar efter larver genomfördes i maj-juni 1984-89 strax utanför de ordinarie utsläppen, nära reservutskovet och på en referenslokal strax utanför skärgården norr om detta.

Den tidiga leken i de båda påverkade områdena återspeglades några år i att täthetsmaximum inföll några veckor tidigare där än på referenslokalen. De mycket kalla vårarna 1985 och 1987 fanns ingen sådan skillnad, och dödligheten var hög i alla områden. Endast under 1984 verkade de uppvärmda områdena producera mer larver än referensen. Det fanns inga indikationer på skillnader i dödlighet mellan områdena.

Av provfiskeresultatet att döma lekte betydligt fler strömmingar i fjärden närmast reservutskovet efter verkets start än tidigare (7.3.1.2), men produktionen av larver tycks inte ha gynnats i någon högre grad. Samma erfarenhet gjordes, då reservutskovet hölls öppet längre perioder 1990 och 1991 (Svedäng & Karås 1993). Sannolikt beror detta, liksom vid Simpevarp, på att de tidigt kläckta larverna transporteras ut ur uppvärmt vatten och då utsätts för alltför låga temperaturer, men också på att rom ofta läggs alltför tätt. Utanför de ordinarie utsläppen i öppet hav är uttransporten ännu snabbare och total.

Fångsterna i de provfiskerna som efter 1980-talet bedrevs utanför de ordinarie utsläppen har minskat kraftigt, men utvecklingen har inte kopplats till kylvattenutsläppen. Då även yrkesfiskarna fått allt sämre fångster av vårlekande strömming i Öregrundsgrepen, har dock farhågor för att varmvattenutsläppen bidragit till denna utveckling genom att påverka rekryteringen uppstått. Under åren 2003 t.o.m. 2006 studerades därför förekomsten av ung strömming med hjälp av ekointegrering och trålning efter larver och yngel (Bergström m.fl. 2006, Karås m.fl. 2009). Tre lokaler jämfördes: ett kylvattenpåverkat område norr och ost om Biotestsjön samt två referensområden i Öregrundsgrepen: Gudinge i norr och Öregrund i söder. Skillnaderna mellan områdena var variabla och oftast små och gav inga indikationer på negativa effekter vid Forsmark, vare sig för yngel eller större fisk. Nivån på värdena skilde sig inte från en tidigare studie i området (Austrauskas 1994).

Mellanårsvariationerna i biomassan strömming beräknad från ekointegreringen visade sig mycket väl korrelerad med Internationella Havsforskningsrådets uppskattning av lekbiomassan i hela Bottenhavet, vilket talar för att beståndet vid Forsmark i första hand dimensioneras av storskaligt verkande faktorer. Ett hårt fiske är säkerligen en. Resultaten av omfattande märkningar av lekströmming i området tyder på, att det inte är ovanligt att strömming från Forsmark vandrar över till den finska sidan och alltså kan utsättas för det intensiva trålfiske som pågår till havs (Claesson 1990, Bergström m.fl. 2006).

Konstateranden och slutsatser

- De uppvärmda områdenas ringa storlek begränsar effekterna på beståndsnivå, eftersom endast arter med relativt små bestånd, främst limniska varmvattenfiskar, kan påverkas påtagligt.
- Vissa varmvattenarter har kunnat bilda lokala bestånd med Hamnefjärden och Biotestsjön som rekryteringsområden. Det gäller abborre, i Biotestsjön även löja och gädda och i Hamnefjärden sarv och de sällsynta arterna sutare och ruda.
- Rekryteringen av de vanliga karpfiskarna mört och björkna har i Biotestsjön och Hamnefjärden varit svag och oregelbunden, och de har sannolikt haft svårt att bilda lokala bestånd. För mört beror detta åtminstone delvis på att den höga temperaturen stör könsorganens utveckling.
- En p.g.a. snabb tillväxt hög produktion av abborre i Hamnefjärden kommer omgivningen till godo genom utvandring, speciellt vad gäller stora yngel. Liknande effekter kan förväntas för andra arter och för Biotestsjön.

- Tidig lek i uppvärmt vatten av anlockad strömming kan ha ökat produktionen av strömmings-larver i Simpevarp och Forsmark. De tidigt kläckta larverna förs dock ut i alltför kallt vatten med troligen dålig födotillgång, varför nettoeffekten på rekryteringen torde vara negativ.

7.3.5 Upptag av giftiga ämnen

Under 1970- och 1980-talen riktades stort intresse mot temperaturens inverkan på upptag och utsöndring av giftiga ämnen, inklusive radionukliderna. Forskningen bedrevs inledningsvis med stöd av Vattenfalls Miljövårdsstiftelse, varefter Nämnden för Värmekraft och Miljö övertog ansvaret. Ett viktigt motiv var att stärka lokaliseringsanalysen, då man befارade negativa konsekvenser av kylvattenutsläpp i kontaminerade områden. Problemet ansågs också vara storskaligt beroende på de vid den tiden alarmerande höga halterna av PCB och DDT i Östersjön. Det förelåg också en risk, att korrosionsprodukter från anläggningarna kunde nå utsläppsområdet och leda till upptag i biota. Sammantaget ansågs miljögiftsproblemen vara så allvarliga, att man kunde ifrågasätta förläggning av stora varmvattenutsläpp till tätorternas och industriernas närområden, där behovet av elenergi var störst.

Verksamheten, som inledningsvis hade en tydligt experimentell inriktning, fortsatte i delprojektet "Gifter och radionuklider" i den målinriktade forskningen i kylvattenrecipienter för perioden 1984–1987, nu med Biotestsjön som bas. Här kunde man utveckla den radio-ekologiska forskningen för att bättre beskriva hur radioaktiva ämnen transporteras och omsätts i naturen, med modeller för att värdera risk för människa som främsta mål. Modellerna underlättade även tolkningen av data från den omfattande radiologiska omgivningskontrollen och användes för att effektivisera denna. Resultaten av verksamheten, som bedrivs under ledning av strålskyddsmyndigheten, behandlas inte i denna rapport. Upptaget av giftiga ämnen i fisk kan ske såväl via gälarna som genom födan. Halterna i kroppsvävnaderna styrs därför av respirationen och konsumtionen, fysiologiska aktiviteter som i hög grad påverkas av temperaturen. Vissa ämnen har den egenskapen att de bioackumuleras, d.v.s. bygger upp höga halter i levande vävnad genom att utsöndringen är långsammare än upptaget.

7.3.5.1 Radionuklider

Vid normal drift innehåller kylvattnet små mängder radioaktivitet, som kommer från reningen av reaktorvattnet. Det största bidraget fås från aktiverade korrosionsprodukter, t.ex. zink och kobolt. För att kunna modellera flödet och upptaget i biota av radionuklider mättes halter i vatten, sediment, alger och andra vattenväxter, bottendjur samt fisk i Biotestsjön åren 1981–1987 (Notter & Kukulska 1983). Resultaten användes som underlag för att formulera en begreppsmodell för omsättningen av radionuklider (Notter m.fl. 1987). I denna rapport presenteras också det omfattande radioekologiska mätprogram, som genomfördes i delprojektet "Gifter och radionuklider".

Ett flertal nuklider kunde detekteras i alger (Notter & Kukulska 1983, Notter m.fl. 1987). Kobolt-60 var vanligast. Även i fisk fanns nuklider från kraftverket, främst zink-65 och kobolt-60. Halterna var dock mycket lägre än i algvegetationen; 10–100 Bq/kg torrsvikt jämfört med c:a 2 000 Bq/kg torrsvikt. Halterna i olika delar av ekosystemet varierade markant under året, dels beroende på de biologiska årstidsrytmerna, dels på att utsläppen varierade.

Ser man på anrikningen i levande vävnad, pekar resultaten på att det främst är växterna som tar upp dessa ämnen. Kiselalgerna är effektivast (Notter & Snoeijjs 1986), och man ansåg att det sker en betydande recirkulation av nuklider inom kiselalgssamhället. Bara små fraktioner av det totalt omsatta radionuklidmaterialet tar vägen från alger via bottenfauna till fisk och kan slutligen nå människan. Som en tumregel kan man säga, att halterna

sjunker med ungefär en tiopotens vid varje steg uppåt i näringskedjan. Är halten 1 000 Bq/kg i vegetationen, ligger den vid c:a 10 Bq/kg i abborre och ännu lägre i typiska rovfiskar som gädda. Regeln gäller inte samtliga förekommande nuklider, t.ex. cesium-137, men fungerar för dem som vanligen släpps ut ur kärnkraftverken. Undersökningarna visade dock, att sambandet mellan utsläppsmängder och upptaget i fisk, d.v.s. den viktigaste vägen till människan, är mycket komplext.

En ingående studie gjordes av upptag och omsättning i fisk, exemplifierat med abborre. Målsättningen var att studera hur stor del av det totala nuklidinnehållet som deponeras i olika delar av kroppen (muskel, lever, könsorgan, magsäck samt prepareringsrester, d.v.s. hud, ben, inälvor utom levern mm) och att visa hur halter och mängder varierar under året (Notter 1989). Upptaget av radionuklider samt temperaturens betydelse för utsöndringen studerades också i experiment (Notter & Nyman 1989). Fiskarna exponerades i en konstant temperatur för nuklider som tillsatts akvarievattnet, varefter de fördelades på två temperaturgrupper under utsöndringsfasen.

Utsöndringen var starkt temperaturberoende. För kobolt-60 och zink-65 var den biologiska halveringstiden mer än dubbelt så lång vid 5 °C jämfört med 15 °C. Fördelningen mellan organ varierade mellan nuklider. De vanligaste isotoperna kobolt-60 och zink-65 återfanns t.ex. främst i prepareringsresterna. En avsevärd mängd överförs till könsorganen, för kobolt-60 c:a 15% av totalinnehållet i fisken, och avgår vid leken. Cesium-137 avvek från kobolt-zinkmönstret. Denna isotop deponerades i betydligt högre grad i muskulaturen, medan mindre mängder fanns i lever och könsorgan.

I april 1986 inträffade Tjernobylolyckan med en kraftigt ökad belastning i Forsmarksområdet som följd. Olyckan medförde, att det under en tid blev svårt att skilja ut Forsmarksverkets bidrag. Då den inträffade mitt i de pågående forskningsprogrammen gavs dock utmärkta möjligheter att studera hur ett tillfälligt utsläpp påverkar miljön (Evans 1988, Grimås m.fl. 1986, 1988), vilket har värde inte minst för olycksfallsberedskapen.

Efter olyckan utvidgades provtagningsprogrammet i Forsmark med tätare mätningar och insamlingar över ett större geografiskt område. För den långsiktiga uppföljningen analyserades vatten, tre grupper av alger, tre grupper av bottendjur, fiskyngel samt flera arter vuxen fisk bestående av växtätare, planktonätare, bottendjursätare och stora rovfiskar.

Halterna av cesium i biota följde en succession, där upptaget i vegetationen skedde i stort sett momentant (Grimås m.fl. 1988). Stigande halter i bottenfauna och fisk följde med varierande grad av eftersläpning (Grimås m.fl. 1988; Evans 1988). Redan någon månad efter olyckan nåddes en topp med 100–1 000 kBq/kg torrsvikt i bottenlevande mikroalger (kiselalger). Upptaget i större alger, t.ex. grönslick, var också snabbt, men där blev koncentrationerna lägre (10–100 kBq/kg torrsvikt). Cesiumhalterna i bottenfaunan steg betydligt långsammare och till lägre nivåer. Koncentrationen i mörk, som lever på såväl växter som bottenfauna, steg till en topp efter 140 dagar (Evans 1988). Vuxen gädda, som uteslutande äter andra fiskar, följde ett betydligt långsammare upptagsmönster med maximum först efter c:a två års exponering. Utfallet visade sig stämma väl med den hypotetiska modell för ett stort katastrofutsläpp som utvecklades efter att olyckan blivit känd (figur 7.51).

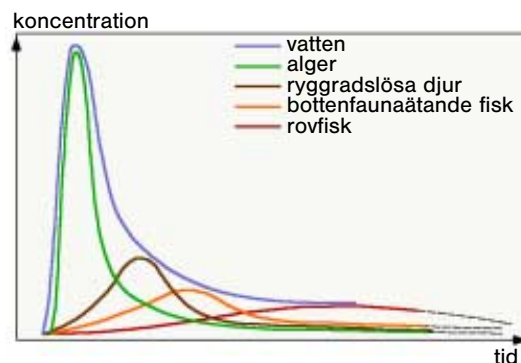


Fig. 7.51. Hypotetisk utveckling av cesiumkoncentrationen i biota på olika trofiska nivåer efter nedfallet från Tjernobyl.

Halterna av cesium i fisk var betydligt lägre än i växter och bottendjur. För mört låg den högsta halten vid c:a 1 500 Bq/kg torrsvikt och för gädda c:a 5 000 Bq/kg torrsvikt. Exponering via vatten visades svara för en mindre del av upptaget, c:a 15% av totalbelastningen. Den biologiska halveringstiden, vilken är en viktig faktor om man skall bedöma effekterna av tillfälliga utsläpp, beräknades till c:a 480 dagar för mört som lever i brackvatten med temperaturen 10 °C.

7.3.5.2 Stabila metaller

De giftiga metallerna har mycket varierande anrikningsgrad i levande organismer och kan i vissa fall bygga upp höga koncentrationer i olika vävnader. Kadmium har t.ex. en tendens att fastna i lever och njure, där det bara långsamt omsätts och kan utsöndras. Andra metaller är essentiella, d.v.s. de behövs för att fysiologiska processer skall fungera. För dessa är benägenheten att bygga upp höga halter liten, men även vissa essentiella metaller är giftiga, om koncentrationen blir för hög.

Försök med kadmium gjordes i experimentella studier på abborre och ål. Här använde man radioaktivt kadmium, vilket underlättade analysförfarandet och medgav analyser även på levande fisk. Upptaget var c:a två gånger snabbare i 15 °C jämfört med 5 °C (Edgren & Notter 1980). Utsöndringen studerades under en månad, utan att man kunde se någon signifikant sänkning av halterna.

När undersökningarna fortsatte på vild fisk i Biotestsjön, analyserades flertalet vanligt förekommande giftiga metaller. Zink och koppar valdes för en mer ingående analys av metallupptagets relation till fiskens konsumtion och tillväxt med hjälp av den modell för abborrens energiomsättning som utvecklats i ett parallellt forskningsprojekt (se 7.3.2.1). Energiomsättningsmodellen kan beskriva fiskens tillväxt- och konsumtionsmönster under året, om start- och slutvikt samt temperaturförhållandena är kända. Om upptaget av metaller till övervägande del sker via födan, är det i hög grad temperaturberoende, då konsumtionen styrs av temperaturen. Totalinnehållet av metaller skall då förändras enligt tillväxtkurvan. Modellutfallet visade också, att det bör finnas tydliga säsongsvariationer i metallhalt, med ett maximum under sensommaren och en långsam haltminskning fram till nästa sommars början. Prediktionerna verifierades med gott resultat på abborrar insamlade i Biotestsjön (Sandström & Svensson 1990). Temperaturen påverkar alltså både halt och totalinnehåll av dessa metaller hos en individ via dess effekt på konsumtionen.

Utsläppen av metaller från kärnkraftverk är jämförelsevis små och utgörs främst av korrosionsprodukter. Risken för läckage anses vara störst under tiden omedelbart efter att ett kraftverk färdigställts, och kylvattenutsläppen börjat. Under de första driftåren i Forsmark studerades förekomsten av stabila metaller i vatten i Biotestsjön och i utanförliggande område i Öregrundsgrepen (Gustavsson 1982, 1984). Halterna var genomgående låga, och påverkan från kraftverket ansågs försumbar.

7.3.5.3 Organiska miljögifter

Temperaturens inverkan på upptag och utsöndring av de organiska miljögifterna DDT och PCB studerades på abborre och ål i laboratorieförsök. De första studierna visade, att upptaget av både PCB och DDT var ungefär dubbelt så stort vid 15 °C som vid 5 °C (Edgren m.fl. 1979). När utsöndringshastigheten studerades, fann man ingen tydlig skillnad mellan hög- och lågtemperaturgrupperna. Jämfört med PCB var utsöndringen betydligt snabbare för DDT. Slutsatsen av detta försök var, att ett lokalt temperaturpåslag i Östersjön mycket väl kan leda till en ökad ackumulation av organiska miljögifter i fisk.

Laboratorieförsöken följdes upp med fältstudier i Simpevarp (Edgren m.fl. 1981). Abborre och mört fångades in varje månad från Hamnefjärden och i det opåverkade intagsområdet, med undantag av en period med dålig is i Hamnefjärden. Resultaten visade en säsongsvariation i halterna av PCB och DDT för båda arterna. Det varma området avvek från referensen med högre halter, men skillnaderna var förhållandevis små och gällde bara abborre. En liknande undersökning gjordes i Forsmark, där abborre från Biotestsjön jämfördes med Finbofjärden och intagsområdet vid kraftverket. Även i denna undersökning var det anmärkningsvärt små skillnader i halterna av DDT och PCB mellan områden (Greyertz 1997).

Konstateranden och slutsatser

- Anrikningen av radioaktiva ämnen sker effektivast hos växterna, särskilt kiselalger.
- Halterna sjunker med ungefär en tiopotens vid varje steg uppåt i näringskedjan
- Både upptag och utsöndring av radionuklider i fisk är temperaturberoende
- Erfarenheterna efter Tjernobylyckan visade, att halterna av cesium i biota följde en succession, där upptaget i vegetationen skedde i stort sett momentant till mycket höga halter. Stigande men lägre halter i bottenfauna och fisk följde med varierande grad av eftersläpning
- Upptaget av kadmium i fisk är betydligt mer temperaturberoende än utsöndringen
- Temperaturen påverkar säsongsmönstren av både halt och totalinnehåll av koppar och zink i fisk via dess effekt på konsumtionen
- Upptaget av PCB och DDT var tydligt temperaturstyrt i laboratorieförsök, medan temperatur-effekten var betydligt mindre när man undersökte fisk i kylvattenrecipienter

7.3.6 Utnyttjande av kylvatten för fiskrekrytering

Det faktum att fiskars tillväxt gynnas av hög temperatur, så länge optiminivån ej överskrids, har vid många kondenskraftverk utnyttjats för att odla fisk. Odlingen sker i slutna bassänger eller kassar och syftar till att producera antingen yngel för utsättning eller matfisk. Sådana försök har gjorts vid alla de svenska kärnkraftverken, men de redovisas inte här.

Kontrollundersökningarna visade tidigt förväntad anlockning av fisk och i flera fall snabbare tillväxt i uppvärmt vatten. Speciellt gynnades tillväxten under det första levnadsåret, vilket påtagligt ökar överlevnaden och därmed beståndens storlek. Tanken att förstärka denna effekt genom att åstadkomma en slags extensiv odling av främst yngel i recipienterna uppstod tidigt; en sådan skulle dra nytta av större kylvattenmängder än slutna system och undvika utfodring med gödande utsläpp som följd.

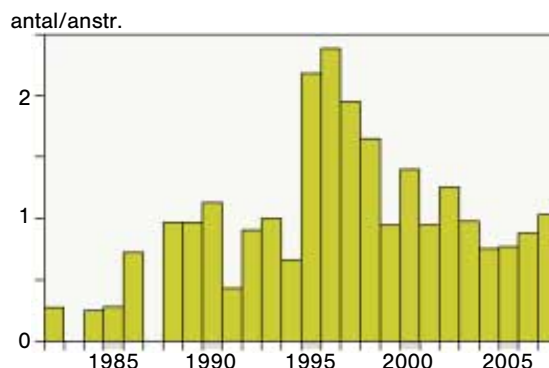
De första insatserna riktades mot ål, då den var den viktigaste arten för södra Sveriges kustfiske, och dess rekrytering till svenska vatten under lång tid försämrats. Ytterligare ett motiv var att relativt många ålar omkommer i silstationerna. Mindre utsättningar gjordes under början av 1980-talet i Hamnefjärden och Biotestsjön.

Observationer av gynnsamma effekter av kylvatten på rekryteringen av bl.a. abborre samt positiva erfarenheter av de första ålutsättningarna gjorde att kraftindustrin åren 1988–1993 finansierade projektet "Utnyttjande av kylvatten för fiskrekrytering". Det bestod av fyra delar: utveckling av rekryteringsmodeller, uppvärmning av rekryteringsområden i ett fullskaleförsök, teknik för yngelodling och utsättning av ålyngel. När det gäller effekter i recipienter, är ålen och fullskaleförsöket av störst intresse.

7.3.6.1 Utsättning av ålyngel

Den första utsättningen av ålyngel gjordes i Hamnefjärden 1982, och därefter har sådana gjorts 1984 och 1989. De två första utgjordes av yngel, som just lämnat glasålsstadiet och insamlats vid Hallandskusten. Sammanlagt c:a 21 000 sådana yngel sattes ut. En del, i det

Figur 7.52. Fångsten av gulål i småryssjor i Hamnefjärden i mars–juni åren 1982–2007. Inga fisken gjordes 1983 och 1987.



andra försöket alla, var märkta med det radioaktiva ämnet europium, vilket visade sig möjligt att detektera i åtminstone sju år. I det sista försöket utsattes femtiotusen ålyngel, som kom från Frankrike via några månaders karantän i Sverige.

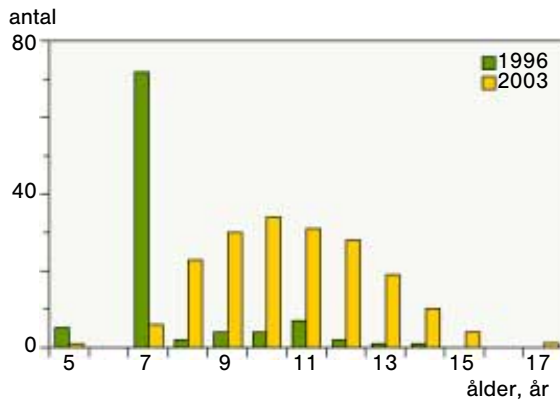
Anlockningen till Hamnefjärden var sannolikt liten under de första åren med drift, eftersom provfisket med småryssjor gav måttliga gulålsfångster (se 7.3.1.1). De relativt goda och stigande fångsterna fr.o.m. 1986 får främst tillskrivas utsättningarna (figur 7.52); detta och följande år har återfångsterna av märkta ålar varit betydande, och deras längdfördelning har motsvarat totalfångstens (Andersson 1990, Andersson m.fl. 1991). Åren 1987–89 utgjorde utsatta ålar minst 30% av beståndet. Ålen har alltså hållit sig kvar i eller i närheten av varmvattnet och haft god överlevnad. I yrkesfisket utanför det värmepåverkade området var fångstutvecklingen negativ.

De 1989 utsatta ålarna var ej märkta, men de kraftigt ökade fångsterna vid mitten av 1990-talet beror med stor sannolikhet på ett genomslag för denna stora utsättning (figur 7.52; Andersson m.fl. 2005, Franzen 2008). Fångsterna avtog successivt efter rekordåren 1995–1996 och har fr.o.m. 1999 varit obetydligt större än före uppgången.

En mindre utsättning av glasål märkt med europium (12 000 stycken) genomfördes i Biotest-sjön 1984. Återfångsterna var färre än i Hamnefjärden, vilket tolkats som att ålarna i stor utsträckning uppehållit sig i kylvattentunnlarna, men försöket ansågs ändå framgångsrikt (Andersson 1990). Inom projektet "Utnyttjande av kylvatten för fiskrekrytering" gjordes därför 1989 en utsättning av 500 000 glasålar importerade från Frankrike via karantän i svensk odling. Utsättningen var lika stor i förhållande till ytan, en ål på två kvadratmeter, som den samtidigt i den tio gånger mindre Hamnefjärden.

För att utvärdera utsättningarna provfiskades med ryssjor i Biotestsjön och även utanför anläggningen i utloppskanalen för F3 och i Forsmarks innerskärgård, och fångsternas längd- och åldersfördelningar analyserades (Mo m.fl. 1996, Karås m.fl. 2009). Resultaten av åldersanalyser i Biotestsjön 1996 visade på en stor dominans av sjuåriga individer (73%), vilket tyder på att de härstammar från utsättningen 1989 (figur 7.53). Även förskjutningen i längdfördelningen hos ålen i provfiskena visar, att utsatta ålar till stor del stannat kvar i anläggningen. År 2003 hade utsättningsålarna från 1989 till stor del lämnat anläggningen och utgjorde endast 5% av fångsterna (figur 7.53).

Ryssjeprovfisken utanför Biotestsjön 1993–1995 indikerar, att utsatt ål förekom i såväl F3:s kanal som i innerskärgården; ålen kunde alltså som väntat ta sig ut ur anläggningen. Fångstnivån i skärgården påverkades dock ej, vilket tyder på att utvandringen dit inte kan ha haft så stor omfattning. Om ålen tar sig ut i samband med lekvandringen, går den troligen inte in i skärgården.



Figur 7.53. Åldersfördelningen hos gulål fångad i Biotestsjön 1996 och 2003.

Tillväxten hos de utsatta ålarna uppvisade kraftiga individuella variationer men var, såväl i Hamnefjärden som i Biotestsjön, i medeltal betydligt snabbare än i naturliga områden (se 7.3.2.3). En tendens till bättre kondition och högre fetthalt fanns också (se 7.3.2.6).

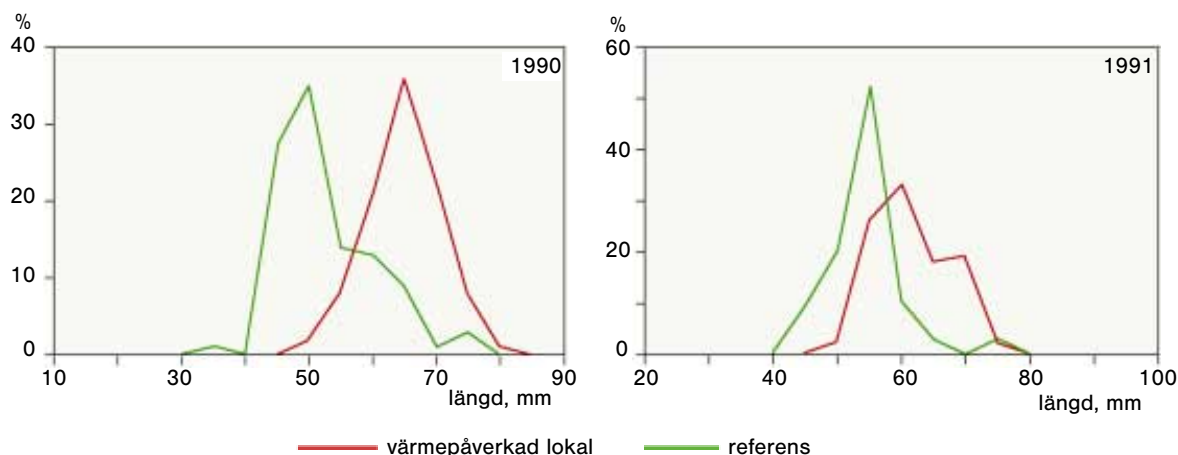
Blankål, inkluderande ål från utsättningar, fångad i kylvattenrecipienterna i Simpevarp och Forsmark, var mindre och i medeltal 6–7 år yngre än de som fångades i opåverkade områden (Svedäng m.fl. 1996). Den viktigaste förklaringen till detta är den höga tillväxthastigheten i uppvärmda områden, som påskyndar omvandlingen från stationär gulål till vandrande blankål. Samtliga könsbestämda ålar har varit honor, vilket är en fördel, eftersom de stannar kvar längre i uppväxtområdena och blir större än hanarna.

7.3.6.2 Uppvärmning av rekryteringsområden

I ett experiment syftande till att förbättra tillväxt och överlevnad hos framförallt abborre, vilket redovisats av Svedäng & Karås (1993), hölls reservutskovet från Biotestsjön öppet under april–oktober 1990 och 1991. En kylvattenmängd om c:a 70 m³/s kylvatten släpptes därigenom ut i en relativt grund skärgård (figur 7.16), där ett 6–8 km² stort område värmdes upp. Övertemperaturen avtog snabbt från utsläppspunkten, och i varmvattenarternas huvudsakliga rekryteringsområden uppgick temperaturöverskottet som mest till 4–5 °C under vår och sensommar. I genomsnitt var dock överskottet ett par grader lägre, och under juni, juli och fram till mitten av augusti förekom inget överskott. Vattentemperaturen var t.o.m. vissa perioder lägre än i opåverkat område p.g.a. reducerad elproduktion och låga intagstemperaturer.

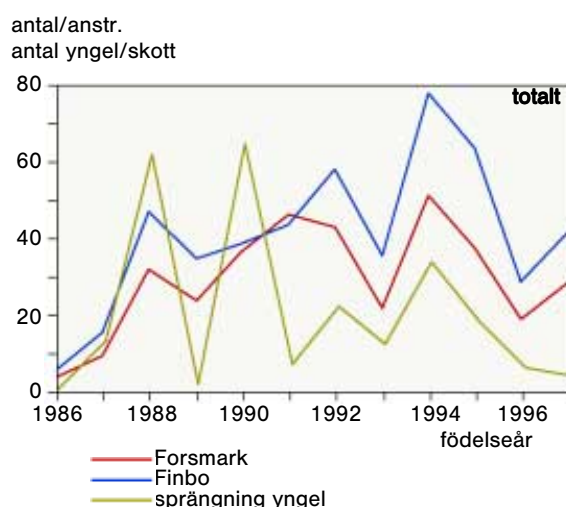
Abborrens tillväxt och överlevnad under första levnadsåret studerades mest ingående. Varmvattnet åstadkom en tidigare lek, som resulterade i en produktionstopp av nykläckta larver ungefär en månad tidigare än i opåverkade områden. Inverkan på tillväxten av denna förlängning av säsongen reducerades emellertid av avsaknaden av övertemperatur under en stor del av sommaren. Effekten blev dock slutligen positiv, eftersom temperaturöverskottet var relativt stort under sensommar och höst. Abborrynglet blev därmed vid tillväxtsåsongens slut nära dubbelt så stort, räknat i vikt, inom det påverkade området som inom ett närbeläget opåverkat område (figur 7.54). Eftersom även mörtynglens tillväxt gynnades, kan man anta att de flesta varmvattenarter reagerar likartat. Konsumtionsberäkningar för abborrynglet visade, att födointaget var nära maximalt under såväl påverkade som opåverkade förhållanden, varför tillväxtskillnaden bara kan förklaras som en temperatureffekt.

Det första året med kylvattenuppvärmning, vilket även naturligt var varmt, uppstod de högsta yngeltätheter av abborre som noterats på de mer än 20 år som yngelsprängningar skett inom experimentområdet (figur 7.55). Efterföljande år var däremot ovanligt kallt, vilket gav en låg täthet, men inte så låg som väntat. Tätheten av karpfiskarnas yngel ökade inte på motsvarande sätt.



Figur 7.54. Längdfördelning hos abborryngel efter första sommarens tillväxt (längdintervall 5 mm) i Forsmark 1990 och 1991.

Figur 7.55. Abborrens årsklasstorlekar 1986–1997 i Forsmarks skärgård, som påverkades av varmvatten 1990 och 1991, och referensområdet Finbo. Nätprovfisken i Forsmark, vilka visar årsklassernas slutliga dimensionering, kan jämföras med motsvarande i Finbo och med tätheten av årsyngel i Forsmark.

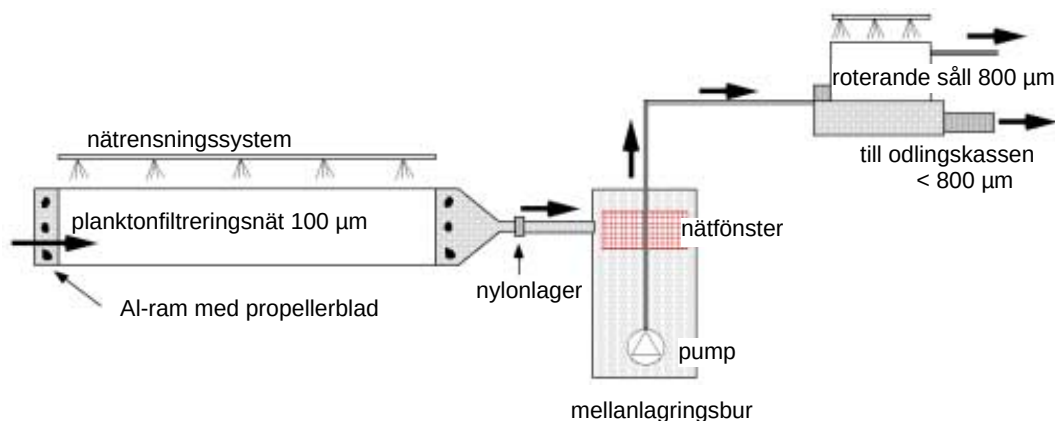


Rekryteringens slutresultat studerades med hjälp av kontrollprogrammets provfisken efter vuxen fisk i området. I stort sett samvarierar fångsterna med sprängresultaten (figur 7.55); den låga yngeltätheten 1991 gav dock en rik årsklass vuxna, vilket troligen beror på att ynglen var relativt stora. Jämför man fångsterna i Forsmark med dem i referensområdet Finbo, finner man att Finbo legat något högre än Forsmark för alla årsklasser utom 1990 och 1991, då ingen skillnad förelåg. Det verkar alltså som om uppvärmningen skulle ha givit önskat resultat.

7.3.6.3 Yngelodling

Kylvattenströmmen innebär inte bara tillgång till gratis värmeenergi, utan den för även med sig djurplankton, som utgör fiskyngels föda under åtminstone de första veckorna. Många arter kräver då levande foder, vilket är svårt att odla. Inom projektet "Utnyttjande av kylvatten för fiskrekrytering" utvecklades metoder för att koncentrera plankton ur kylvattnet (Andersson & Sandell 1993, Andersson 1995).

Under 1991 genomfördes ett försök med avsilning med 4 m långa roterande håvar satta i kylvattenströmmen i inloppet till Biotestsjön (figur 7.56). Abborre och gös användes som försöksfisk. I anläggningen producerades som bäst c:a 7 000 yngel per enhet med en längd av 3 cm. Överlevnaden från larver, vilka sattes in i odlingen, till utsättningsfärdiga yngel var c:a 30% i de bästa försöken att jämföra med kring 1% i naturen. Tillväxten var nära maximal i förhållande till temperatur och daglängd, vilket visar att födotillgången var



Figur 7.56. Avsilningsanläggning för naturligt zooplankton.

tillräcklig. Belysning av odlingskassarna under hela dygnet visades vid liknande försök i Hamnefjärden ytterligare kunna öka tillväxten hos abborren, som är inaktiv i mörker.

I inre Hamnefjärden med lugnt vatten men ändå tillförsel av plankton via kylvattnet utvecklades en gammal teknik att med hjälp av en lampa koncentrera plankton, som under natten dras till ljus. Från flera lampor pumpades vatten till en odlingskasse. Också här uppnåddes lovande resultat för abborre och gös. Försöken visade, att det är möjligt att med dessa metoder producera högvärdigt startfoder för arter med små larver, t.ex. gös, som normalt bara kan odlas i naturdammar.

Konstateranden och slutsatser

- Redan ett par graders temperaturhöjning ökar tillväxthastigheten hos varmvattenfiskar dramatiskt, vilket ger högre överlevnad hos yngel, större bestånd och högre produktion av vuxen fisk.
- Ett effektivt utnyttjande av kylvatten förutsätter dock att betydligt större skyddade områden än idag värms upp, så att större mängder ung fisk kan hållas kvar i varmt vatten.
- Utsättningar av ålyngel i kylvattenrecipienter kan gynna det lokala fisket och ålbeståndet, eftersom ålen håller sig kvar i det varma vattnet under många år och växer snabbt med tidigare könsmognad och därmed kortare generationstid som följd.
- För att få foder till intensivuppfödning av yngel har billiga metoder utvecklats för att koncentrera djurplankton, som transporteras med kylvattnet.

7.4 Fågel

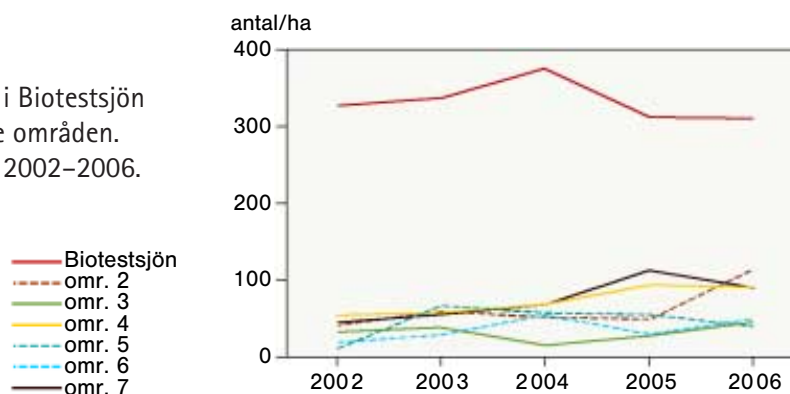
Det är väl känt bland ornitologer, att fågel attraheras till kylvattenrecipienterna särskilt vintertid. Koncentrationer av änder förekom t.ex. under 1980-talets starka isvintrar i både Ringhals och Simpevarp. Inventeringar av sjöfågel i kylvattenrecipienterna har dock endast gjorts i Forsmark.

Den första inventeringen i Forsmark gjordes 1981–1984 (Sandström 1986), d.v.s. åren efter att kylvattentillförseln till Biotestsjön startade, vilket bl.a. innebar att anläggningen blev isfri under vintern. En mer långsiktig kontroll inleddes 1999, då månatliga inventeringar började genomföras enligt punkttaxeringsmetoden, där vissa arter under en bestämd tid räknas från olika observationsplatser. Inventeringen täcker Biotestsjön samt sex delområden i den närliggande skärgården. De arter som studeras i programmet är storskarv, storskrake, häger, vigg, knipa, gräsand och knölsvan. Resultaten har rapporterats av Sandström m.fl. (2002) och Karås m.fl. (2009).



Bild 7.11. Flock av vigg i Biotestsjön. Foto: A. Sevastik, Kustbild.

Figur 7.57. Antalet andfåglar i Biotestsjön jämfört med sex angränsande områden. Årsmedelvärden för perioden 2002–2006. Källa Alf Sevastik, Kustbild.



Tillkomsten av Biotestsjön påverkade fågellivet i Öregrundsgrepen mycket kraftigt. Tillgången till öppet vatten har inneburit, att många fåglar övervintrat i anläggningen och i den vak som bildas av kylvattenplymen i stället för att fortsätta flyttningen söderut, när isen började lägga sig. Förändringen skedde inte momentant efter att kraftverket togs i drift. Vid inventeringarna i början av 1980-talet var tätheterna av änder under vintern betydligt lägre än vid de senaste årens kontroller. De vanligaste arterna var vigg, knipa, gräsand och storskrak. Jämfört med i den närliggande skärgården har tätheten sjöfågel varit betydligt högre i Biotestsjön under senare år (figur 7.57).

Den art som expanderat mest i Biotestsjön är vigg. Från att bara ha varit ett fåtal övervintrande i början på 1980-talet hade antalet ökat till mer än 1 000 individer, när inventeringarna återupptogs 1999. Sedan dess har den genomsnittliga tätheten inte förändrats särskilt mycket (Karås m.fl. 2009). En sannolik anledning till den kraftiga ökningen är den mycket goda tillgång till lämplig föda som orsakades av kylvattentillförseln. Vigg äter gärna tusensnäckor, som blev mycket vanliga på Biotestsjöns botten. Vigg utnyttjar Biotestsjön främst för övervintring och som rastplats under höst- och vårsträcket (figur 7.58).

Figur 7.58. Månadsmedelvärden för totalantalet viggas i Biotestsjön under 2006.
Källa Alf Sevastik, Kustbild.



Den i Öregrundsgrepen mycket vanliga dykanden knipa har inte förekommit i höga tätheter i Biotestsjön. Knipan äter inte små snäckor utan föredrar musslor. Den normalt dominerande musslan, östersjömussla, minskade mycket kraftigt i täthet i Biotestsjön som en effekt av värmen, vilket kan vara en förklaring till varför knipan inte gärna söker sig till anläggningen.

Mycket kraftiga förändringar har noterats även för andra arter som kunnat utnyttja Biotestsjön som rastplats och för födosök. I början av 1980-talet noterades storskarv vid bara ett tillfälle (Sandström 1986). När inventeringarna återupptogs 1999, var storskarven en fast förekommande och vanlig art i Biotestsjön. Sedan dess har 40–50 skarvar stadigvarande uppehållit sig i anläggningen under höst, vinter och vår. Fåglarna använder Biotestsjön både som viloplats och för födosök. Ökningen av skarv är inte unik för Biotestsjön, utan den är en följd av artens allmänna expansion i området.

Gräsand, häger och knölsvan har också blivit betydligt vanligare i Biotestsjön. Storskraken var en av de arter som direkt började utnyttja Biotestsjön under vinterhalvåret efter att kraftverket togs i drift. Deras antal beräknades till c:a 100 i medeltal. Senare år har tätheterna av storskrak legat på ungefär samma nivå.



Bild 7.12. Skarv i Biotestsjön. Foto: A. Sevastik, Kustbild.

Storskrak och storskarv lever på fisk. Den samlade mängd de fåglar som uppträder i Biotestsjön potentiellt kan äta har beräknats till mellan 35 och 49 ton/år under perioden 2002–2006 (tabell 7.9; Karås m.fl. 2009). Värdena är betydligt högre än den produktion som är maximalt möjlig i anläggningen. Fåglarna använder sannolikt området som rastplats, medan en stor del av födosöket förläggs till omkringliggande vatten, något som också observationer vid inventeringarna indikerar.

Tabell 7.9. Mängden fisk (ton) som skarv och skrak i Biotestsjön potentiellt kan äta per år, beräknat på 400 gram fisk per fågel och dygn och observerad fågelförekomst.

	<i>Skarv</i>	<i>Skrak</i>	<i>Total</i>
2002	12	24	36
2003	29	15	44
2004	17	21	38
2005	17	32	49
2006	15	31	46

Tätheten av sjöfågel sjunker mycket kraftigt under våren. Biotestsjön tycks inte vara någon attraktiv häckningsmiljö, och det är bara ett fåtal andkullar som kläcks.

Den stora mängden övervintrande fågel bidrar till att attrahera havsörn och andra rovfåglar. Tätheten av havsörn i Biotestsjön och dess närhet under vintern torde vara högre än i något annat svenskt kustområde (Alf Sevastik, pers. komm.).

Tillgången till goda rast- och övervintringslokaler har stor betydelse för överlevnaden och sannolikt även för fåglarnas kondition, vilket påverkar häckningsresultatet. Kylvattenrecipienterna kan därför bidra till en ökad produktion av sjöfågel långt utanför påverkansområdena.

Konstateranden och slutsatser

- Observationer av höga tätheter sjöfågel har gjorts vid samtliga svenska kärnkraftverk, särskilt under vinterhalvåret, men rutinmässiga inventeringar har bara gjorts i Forsmark.
- Tätheten av sjöfågel ökade med tiden i Biotestsjön, och har blivit mer än tre gånger så hög som i omgivande skärgård. Viggen är den dominerande arten, med ofta över 1 000 individer under vintern.
- Övervintrande sjöfågel, i första hand skarv, storskrak och vigg, konsumerar stora mängder fisk och bottenfauna.
- Tillgången till goda rast- och övervintringslokaler har stor betydelse för överlevnad och kondition, vilket torde medföra positiva effekter på fågelbestånden långt utanför kärnkraftsrecipienterna.
- De höga tätheterna av sjöfågel skapar goda förutsättningar för havsörnens födosök.

8. Sammanfattande värdering av miljöeffekter

8.1 Principer för värdering av effekter

Effekterna bedöms dels utgående från deras karaktär, dels från hur många individer eller hur stora ytor eller vattenvolymer som berörs. En effekt bedöms som ekologiskt relevant och allvarlig om den innebär risk för att populationer eller samhällen förändras. Det är naturligtvis så, att ökad dödlighet har en allvarligare karaktär än subletala effekter. Vidare är det viktigt att beakta, om effekten bara finns i ett avgränsat närområde, eller om den har en vidare spridning.

Med "närområde" menas här det område där temperaturpåverkan är så tydlig, att den kan ge mätbara biologiska effekter. Närområdet kan beskrivas dels i relation till kylvattenplymens utbredning i ytan, dels till ytan uppvärmda bottenar. Ytan är mest relevant för plankton och pelagisk fisk, botten för bottenlevande organismer. Vid avgränsningen av närområdet har förutsatts, att övertemperaturen permanent måste vara minst 1 °C eller tillfälligt minst 3 °C för att biologiskt mätbara och väsentliga effekter skall uppkomma i området. Området innanför isotermerna ifråga har alltså fått utgöra två alternativa närområden. Den senare definitionen ger klart störst område.

Bedömningarna görs för dels förluster i kylvattensystemen, dels för effekter i närområdet beroende på värmepåverkan. Förlusterna i kylvattensystemen kan påverka stora och svåravgränsade områden. Eftersom närområdena vid alla kraftverken är små, måste en effekt som uppstår här även påverka utanförliggande områden för att bedömas som väsentlig. Anlockning till varmt vatten kan dra in fisk från stora ytor med potential att orsaka skada långt utanför närområdet. Detta var ett av huvudmotiven till att fisk haft en särställning i recipientkontrollen.

8.2 Biologiska effekter av kraftverkens drift

En första sammanfattning och värdering av biologiska effekter görs samlat för alla verken med målsättningen att framhålla generella erfarenheter och att fastställa, om de olika effekterna är begränsade till närområdet eller kan påverka större områden. I ett andra steg behandlas de enskilda lägena med tonvikt på effekter, som kan spridas utanför närområdet. För att redovisningen skall bli fullständig blir en viss upprepning ofrånkomlig.

Såväl den första som den andra sammanfattningen indelas i "Plankton", "Bottenlevande organismer", "Fisk" och "Fågel". I den första behandlas även förekomsten av "Främmande arter" samlat för alla grupper av organismer, eftersom farhågor ofta framförts att arter från andra delar av världen etableras i kylvattenrecipienterna varifrån de kan spridas vidare.

8.2.1 Plankton

Temperatureffekter på planktonsamhällena i recipienterna har bara undersökts i ett fåtal fall. I Simpevarp kunde man konstatera, att ökad mineralisering beroende på höjd mikrobiologisk aktivitet i närområdet gav ökad primärproduktion. Effekten var dock märkbar endast i närområdet (Hamnefjärden).

Förluster av djurplankton vid passagen av kylsystemen har studerats vid samtliga kärnkraftverk. Djurplankton överlever normalt den tryckändring och temperaturhöjning som sker i värmeväxlaren. Undantag är de korta perioder under högsommaren då temperaturen kan överstiga letalgränser. Förluster av djurplankton sker dock genom predation från filtrerare under passagen genom kylsystemen och står i direkt proportion till dessas längd. Dessa förluster kan vara stora i både relativa och absoluta tal men bedöms inte utgöra en väsentlig skada på planktonpopulationerna utanför närområdet. Filtrerarfauna, t. ex. havstulpaner

och blåmusslor, växer naturligt i täta bestånd på hårda ytor, där vattenomsättningen är god.

Utanför utsläppet kan tätheterna i närområdet vara sänkta, men den snabba omblandningen med omgivande vatten utjämnar snabbt skillnaderna. En viss kompenstationseffekt förekommer, då filtrerarna producerar planktoniska larver, som tillförs recipienten.

8.2.2 Bottenlevande organismer

De tydligaste effekterna på fastsittande vegetation har bestått av kraftiga blomningar av kiselalger. Effekterna har dock endast observerats i Hamnefjärden och Biotestsjön samt mycket nära utsläppen vid de övriga kraftverken.

I Biotestsjön och Hamnefjärden har den makroskopiska floran förändrats kraftigt. Effekterna har yttrat sig som ändrad artsammansättning med större andel snabbväxande grönalger och fanerogamer samt en mer utbredd övervattensvegetation. Utanför dessa områden var effekterna mycket små och förekom endast nära utloppen. Vid Barsebäck och Ringhals noterades avvikelser i artsammansättning med en ökad andel grönalger och mindre andel brunalger som följd. Effekterna förelåg endast i närområdet. Biodiversiteten var inte försämrad.

Sammantaget visade resultaten, att effekter bara förekom i närområdet och då mest i utsläppens omedelbara närhet. Effekterna var inte av allvarlig karaktär, utan bestod främst av ändrad artsammansättning och i vissa fall högre biomassor.

Undersökningar av hårbottenfauna har, med undantag av en mindre studie i Biotestsjön, endast gjorts i Ringhals. I likhet med bottenvegetationen förelåg ändringar i artsammansättning mycket nära utsläppen men inga tecken på allvarliga skador.

Bortsett från Hamnefjärden och Biotestsjön har kontrollen av mjukbottenfauna aldrig visat några tydliga avvikelser, som kan tolkas som kylvatteneffekter. Förändringar har skett, t.ex. i form av ökande biomassor, men då samma mönster förelegat i referensområdena har storskaliga trender i havsbassängerna varit den mest sannolika förklaringen. Provtagningslokalerna har nästan genomgående legat utanför de bottenar som exponerats för uppvärmt vatten, vilket kan vara en anledning till frånvaron av effekter. I området nära utsläppen är bottenarna ofta rensade från sediment, vilket försvårar provtagning. Varmvattnets utbredning överskattades också, då programmen lades upp. Ett viktigt motiv för kontroll utanför det temperaturpåverkade området var, att man befarade ökad belastning med organiskt material på djupbottenarna, med risk för syrebrist. Utslagning av bottenfaunan, som kunnat härledas till syrebrist, har dock aldrig förekommit.

Den tydligaste effekten på bottenfauna utanför Ringhals och Barsebäck har bestått av höga tätheter strandkrabba nära utsläppen. Denna effekt bedöms inte som negativ, då den bl.a. ökat födotillgången för anlockad fisk.

Bottenfaunan i Biotestsjön och Hamnefjärden har förändrats mycket kraftigt. Biomassorna ökade när kraftverken togs i drift, och andelen opportunistiska arter steg. Kallvattenarter som östersjömussla minskade mycket kraftigt. I Biotestsjön, där data finns över en längre tidsperiod, har biomassorna av bottenfauna varierat mycket kraftigt. Predation från fisk och fågel har ansetts vara en förklaring till de periodvisa nedgångarna.

Effekter finns alltså i närområdet, men de har mest bestått av ökad produktion. Någon utslagning av bottenar beroende på t.ex. syrebrist har inte förekommit. Den höga botten-djursproduktionen har utgjort födounderlag för de ibland stora mängderna fisk och fågel som lockats till områdena.

8.2.3 Fisk

Vid de svenska kärnkraftverken anlockas varmvattenarter generellt sett hela året utom när preferenstemperaturerna klart överskrids under varma sommarperioder. Anlockningen har liten omfattning under vintern, då dessa arters aktivitet i regel är låg. Beroende på speciella hydrografiska förhållanden är effekterna relativt svaga i Simpevarp och Forsmark. På det senare stället kan dock följderna av Biotestsjöns öppnande ännu ej slutligt bedömas.

Kallvattenarterna undviker närområdet under den varma årstiden men anlockas i flera fall under senhöst, vinter och tidig vår; i Hamnefjärden, Biotestsjön och F3:s utloppskanal saknas de nästan helt hela året. I Barsebäck anlockades dock tånglake även under sommaren, sannolikt p.g.a. god födotillgång. Skyendereaktionen innebär en förlust av födoområden, men dess betydelse begränsas av att aktuella arter ändå uppehåller sig under termoklinen under sommaren. Födobrist är knappast heller en begränsande faktor för bestånden i fråga.

Arternas olika beteende innebär att andelen varmvattenarter i närområdet ökar. Förändringen är störst vid västkusten, där den naturliga fiskfaunan starkt domineras av kallvattenarter, medan inslaget av dessa är relativt litet i ostkustens närområden.

Med undantag av lekande strömming och horngädda har anlockningen haft liten eller måttlig omfattning, och skyendet berör ej områden med naturligt stora koncentrationer av fisk. Den omfördelning av fisk reaktionerna innebär har därför i sig mycket liten betydelse utanför närområdena. Däremot kan effekter i dessa spridas med vandrande fisk.

Fiskarnas tillväxtsång infaller under sommarhalvåret. Varmvattenarterna kan då exponeras för kylvattnet under längre perioder, vilket gynnar tillväxten för bl.a. abborre och ål. I Simpevarp verkar också närområdet utnyttjas av många individer under kortare perioder, åtminstone vad gäller abborre. Den ökade tillväxthastigheten kan leda till en tidigare könsmognad, snabbare generationsväxling och lägre dödlighet före fortplantning. För ålen ger detta positiva effekter utanför närområdet.

Vid ostkustlägena leker flera varmvattenarter och, i tidvis stor omfattning, strömming i närområdena. En positiv inverkan av tidigarelagd strömmingslek motverkas av att larverna i stor utsträckning driver ut i alltför kallt vatten. Varmvattenarterna kan leka i mer skyddade områden, där ynglen stannar kvar och får en mycket snabb tillväxt med god överlevnad som följd. Detta har lett till en export av stora och därmed livskraftiga yngel från närområdena.

En långvarig exponering för hög temperatur kan ge negativa effekter på könsorganens utveckling, särskilt under vintern för vårlekande arter. Ibland har allvarliga skador noterats på abborre, mört och gädda. De negativa konsekvenserna för rekryteringen har motverkats av den goda överlevnaden hos de yngel som kläckts. Skadorna på mört har dock varit så stora i Biotestsjön, att bara få årsyngel erhållits i kontrollundersökningarna.

Även kortare exponering för extrema temperaturer kan ha negativa effekter. Fiskdöd, vid några tillfällen omfattande, har observerats i Forsmark och Simpevarp till följd av att letaltemperaturerna överskridits. Då fiskdöd bara förekommit i enstaka fall, torde effekterna på berörda bestånd ha varit små. Exponering för gasövermättat vatten har orsakat gasblåsesjuka hos fisk, vilket i Barsebäck årligen orsakade relativt hög dödlighet hos anlockad horngädda. Effekterna på beståndet av denna vandrande art har ej undersökts.

Fiskförluster i kylvattensystemen förekommer vid samtliga kraftverk. De stora kylvattenmängderna tas från områden utanför utsläppens närområde, varför effekterna når utanför detta. Stor fisk och flertalet fiskyngel fångas upp på bandsilarna i kylvattenintagen. Förluster

av ål anses särskilt bekymmersamma beroende på att det europeiska ålbeståndet kraftigt försvagats. Fiskförlusterna kan vara omfattande, vilket vid en del anläggningar föranlett åtgärder i form av återföring av rensmassor till havet. Robusta fiskar som ål och äkta tunga anses klara återpumpningen rätt väl, medan andra fiskar bedöms dö i stor utsträckning. Erfarenheterna av djupvattenintaget i Simpevarp visar, att denna lösning ger betydligt mindre fiskförluster.

Fiskägg och fisklarver passerar silarna och transporteras vidare genom kylsystemet. Bortsett från glasål anses huvuddelen av dessa dö under passagen. Arter med pelagiska ägg och larver är betydligt vanligare i Västerhavet än i Östersjön, varför detta problem är allvarligast i Ringhals och Barsebäck. Även om stora mängder kan förloras och stora områden beröras, är effekterna på bestånden i de flesta fall små. Undantag kan vara några arter som lever tämligen stationärt i recipienterna och möjligen torsk, i den mån Kattegatts svaga bestånd berörs.

8.2.4 Fågel

Även om kontroller endast gjorts i Forsmark, kan man anta att samtliga recipienter åtminstone på något sätt utnyttjas av sjöfågel. I Biotestsjön och den omgivande skärgården har tätheterna varit höga under vinterhalvåret. Effekten ses inte bara inne i anläggningen utan även i plymområdet under den tid då is förekommer.

Anlockning av fisk och den höga produktionen av bottendjur, och för gräsand och knölsvan även vattenvegetation, ger förutsättningar för att fåglarna skall ha god överlevnad och goda förutsättningar för reproduktion, som sker utanför närområdet. Ansamlingen av stora mängder fågel på en liten yta ger också goda jaktmöjligheter för rovfåglar. Effekterna är sammantaget av enbart positiv karaktär och sträcker sig med de flyttande fåglarna långt utanför närområdet.



Bild 8.1. Havsörn som jagar i Biotestsjön vid Forsmark. Foto: A. Sevastik, Kustbild.

8.2.5 Främmande arter

Farhågor för att invasiva arter från andra delar av världen etableras i kylvattenrecipienterna har på senare tid framförts. Dessa kan hota våra inhemska arter och påverka den biologiska mångfalden, om de finner miljöer, där de kan fortplanta sig. Som exempel på sentida invasiva invandrare kan nämnas brackvattenmusslan *Mytilopsis leucocephala*, som observerades i utloppsområdet vid Lovisaverket i Finland 2003. Denna mussla har tidigare bara rapporterats som enstaka fynd i Nordtyskland, och kan bli ett problem om den etableras i kylsystemen då den är mycket svårbekämpad.

Den kontroll och forskning som genomförts vid de svenska kraftverken har varit så omfattande, att man haft mycket goda förutsättningar att upptäcka nya arter, om och när de väl etablerat sig. Här görs en genomgång av potentiellt viktiga arter, som förts eller vandrat in efter att kärnkraftverken byggts och som observerats i recipienterna.

Sargassosnärjan är en storvuxen brunalg, som härstammar från Japan. Den första observationen i Sverige gjordes 1985 utanför Fjällbacka. De kraftigaste bestånden finns nu utanför Ringhals. Den är dock utbredd över stora delar av Västkusten. Att spridningen skulle ha påverkats av utsläppen från Ringhals är mycket osannolikt, bl. a. beroende på att arten kan tolerera låga temperaturer.

Ålens simblåsemask infördes till Europa i början av 1980-talet från Nya Zeeland. Parasiten etablerades mycket snabbt, när den nådde Sverige. Våren 1990 var sju av tio ålar i Hamnefjärden bärare av parasiten. Samma år observerades den i Forsmark, där den också snabbt ökade i förekomst. Frekvensen parasiterade ålar var dock hög även i referensområdena.

Den nordamerikanska havsborstmasken *Marenzelleria neglecta* observerades i bottenfauna-provtagningar under senare delen av 1990-talet utanför såväl Simpevarp som Forsmark. Även för denna art har utvecklingen varit likartad i referensområdena.

Kräftdjuret *Hemimysis anomala* observerades 2007 i Biotestjön, där den periodvis tycks ha varit vanlig. Den härstammar från Kaspiska havet. Arten är också noterad från Stockholmsområdet. Dess vidare utbredning är ännu okänd.

Det japanska jätteostronet, *Crassostrea gigas*, har observerats under de senaste åren i kylvattenintagen till Ringhalsverket. Några fynd har ännu ej gjorts i utsläppsområdet. Arten har spritts från odlingar i Frankrike norrut till Tyskland och Danmark. Under sommaren 2007 noterades ett flertal fynd vid Sveriges västkust. Inventeringar som gjordes 2007 och 2008 visade, att arten förekom på flertalet besökta lokaler från Strömstad till Falkenberg.

Det japanska jätteostronet kan karaktäriseras som varmvattenart och kräver temperaturer över 20 °C för att leka. Den tillhör därför de arter, som skulle kunna etablera reproducerande bestånd i kylvattenpåverkade områden. Som filtrerare skulle den även gynnas av strömmen; den ständiga tillförseln av näring med kylvattnet förklarar etableringen i intagskanalerna i Ringhals.

Varmvattenarter, som invandrat naturligt söderifrån, kan anlockas till utsläppen. Detta har skett för den *tjockläppade multen* i Barsebäck och Ringhals. Effekten bedöms dock som ringa och begränsad till närområdet, då arten inte reproducerat sig i recipienten. Även om det varit svårt att studera anlockning allra närmast utsläppen i Ringhals, är det känt att multe och *havsabborre* gärna uppträder i närområdet; den senare fångas i ryssjeprovfiskena. Inte heller i detta fall torde någon nämnvärd effekt finnas utanför närområdet.

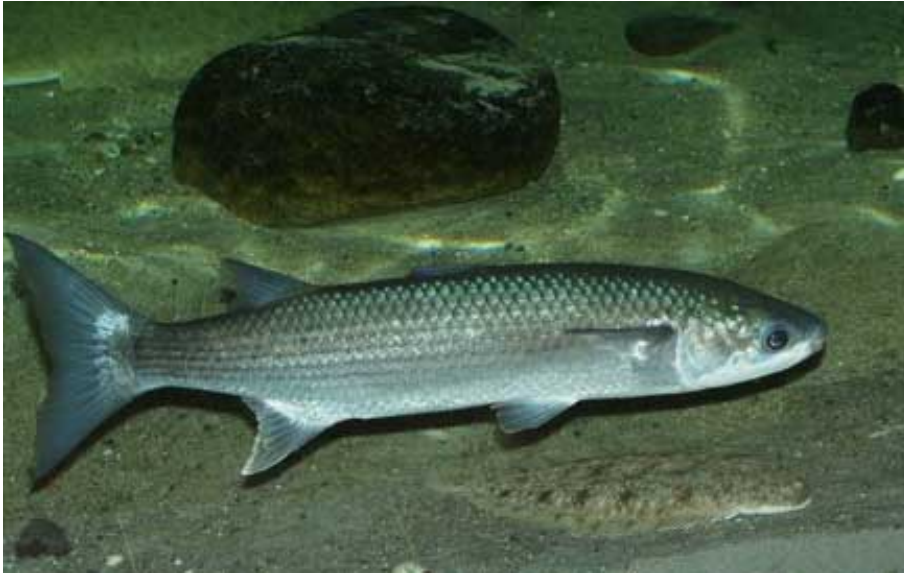


Bild 8.2. Tjockläppad multe. Foto: Biopix.

Sammanfattningsvis kan man konstatera, att risken för att recipienterna skall fungera som groddcentra för invasiva arter tycks vara liten. Om arterna inte klarar att fortplanta sig även utanför dessa, torde de få mycket svårt att bygga upp livskraftiga bestånd. Sannolikt är de uppvärmda områdena så små och förhållandena så instabila, att de etablerade populationerna får svårt att påverka arternas spridning i en större skala.

8.3 Lägesvisa effektbedömningar

Den generella sammanfattning av miljöeffekterna av de svenska kärnkraftverkens kylvattenanvändning som getts ovan kompletteras här med en lägesspecifik bedömning av effekter med tonvikt på sådana som kan spridas utanför närområdet. Avsnittet inleds med en sammanfattning av de hydrografiska förutsättningarna för biologiska effekter.

8.3.1 Hydrografiska förutsättningar

Avgörande för effekterna av ett kylvattenutsläpp är hur stora ytor som kommer att påverkas och hur djupt ned kylvattnet tränger. Nedträngningen i djupled i kombination med topografin avgör hur stora bottenytor som blir påverkade. Påverkan styrs i första hand av kylvattenutsläppets storlek och de hydrografiska förhållandena i utsläppsområdet.

Vattnen utanför de svenska kärnkraftverken representerar fyra typer av områden med olika hydrografiska förutsättningar. Utanför Forsmark har man ett grunt typområde, som inte är skiktat, eftersom det begränsade djupet gör att vattnet lätt blandas från ytan till botten. I det andra typområdet, representerat av Simpevarp, är vattnet endast svagt densitetsskiktat på grund av naturliga temperaturgradienter. Området är djupt och öppet. Det tredje typområdet, Barsebäck, präglas helt av stark kustparallell ström. I Ringhals, det fjärde typområdet, är vattnet densitetsskiktat på grund av varierande salthalt och naturlig, vertikal temperaturvariation. Området är djupt och öppet och där förekommer ofta en tydlig kustparallell ström.

Utsläpp av kylvatten som görs i vatten med låga strömhastigheter som i Forsmark och Simpevarp genererar kylvattenplymer som har karaktären av "bubblor". Med ökande strömhastighet får plymerna en mer utdragen karaktär som i Ringhals och särskilt i Barsebäck där de kan bli "bananformade".

När utsläppen av kylvatten är av ungefär samma storleksordning kan en jämförelse göras av inom hur stora områden som kylvatten någon gång kan påträffas. En jämförelse kan även göras av uppvärmd yta per effektenhet i kraftverken. Man bör bara jämföra värden från kraftverk av samma storlek eftersom relationen mellan uppvärmd yta och effekt påverkas av effektens storlek. Barsebäck lämnas därför utanför (värden inom parentes). I tabellen nedan finns uppgifter om arean av det sammanlagda område som påverkas av 1 grads övertemperatur, utbyggnadseffekten vid varje kärnkraftverk och kvoten mellan arean och effekten. Man noterar att storleken av de områden inom vilka man någon gång återfinner 1 grads övertemperatur varierar mellan (12) 15 och 30 kvadratkilometer. Ringhals har den lägsta kvoten area/effekt, det vill säga den effektivaste sänkningen av övertemperaturen. Förklaringen till detta är huvudsakligen att strömmarna vid verket ger en effektiv utblandning av det utsläppta kylvattnet. Man ser också att Forsmark, som har det mest instängda och strömfattiga läget, får högst kvot, alltså minst effektiv temperatursänkning.

Tabell 8.1. Areal av det sammanlagt påverkade området vid ytan (1 grads övertemperatur), utbyggnadseffekten och kvoten mellan värdena för de svenska kärnkraftverken.

Läge	Påverkat omr. (km ²)	Utb. effekt (MW)	Kvot
Forsmark	c:a 30	3 100	0,01
Oskarshamnsverket	15	2 200	0,007
(Barsebäck)	(12)	(1 200)	(0,01)
Ringhals	16	3 380	0,005

Med hänsyn till utspädningsförhållanden och bottenpografi är Forsmark det läge där störst bottenområden kan påverkas av kylvatten. Näst störst påverkade bottenområden återfinns i Simpevarp.

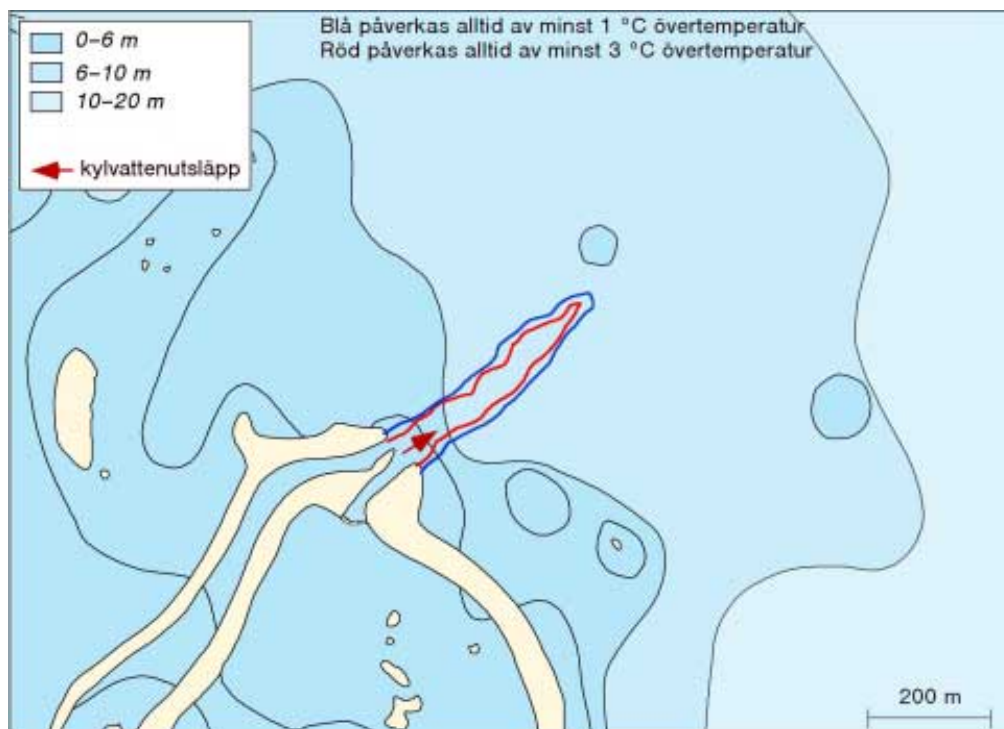
Vintertid kan kylvattnet i vissa områden efter någon utspädning sjunka mot botten (se kapitel 5.4). Höga övertemperaturer kan då drabba relativt djupa områden. Förutsättningar för denna process finns vintertid i Forsmark och Simpevarp och några gånger har sjunkande kylvatten registrerats utanför kärnkraftverket i Simpevarp.

En uppfattning om vad som är ett biologiskt intressant närområde i havet utanför ett kylvattenutsläpp ger en analys av vilket område som alltid påverkas av minst 1 grads övertemperatur och inom vilket område man någon gång återfinner minst 3 graders övertemperatur. Dessa "näreffekter" påverkas bland annat av utsläppets konstruktion och av topografiska förhållanden. Resultatet i form av beräknade uppvärmda ytor visas nedan för de olika lägena, där också jämförelser görs som visar betydelsen av olika utsläppskonstruktioner.

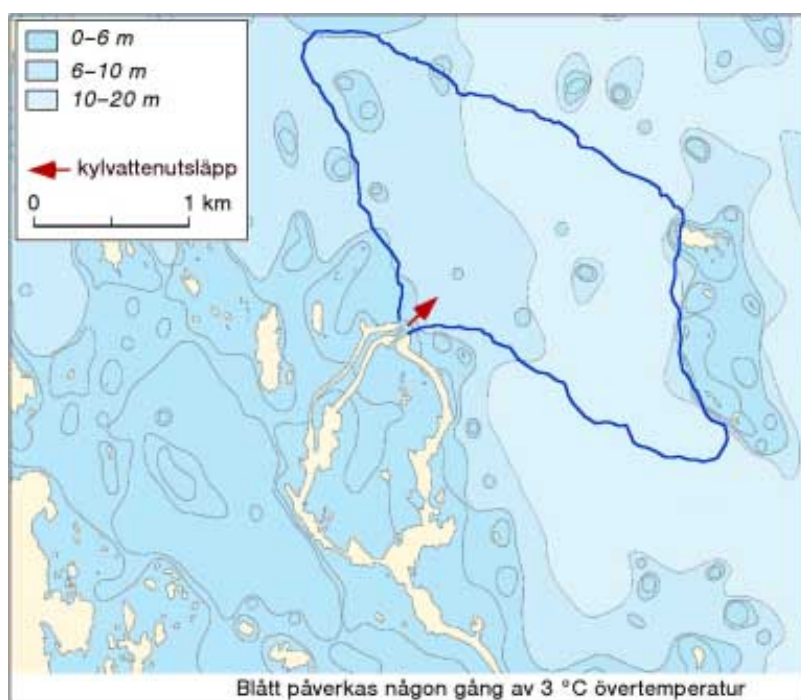
8.3.2 Forsmark.

I Forsmark sker utsläppet som en stråle med relativt hög hastighet. Till att börja med är inblandningen av spädvatten underifrån begränsad. Utsläppsförhållandena ger små uppvärmda ytor vid botten. I ytan får man en liten area som alltid påverkas av minst 1 grads övertemperatur medan ytan inom vilken man någon gång har minst 3 graders övertemperatur blir väsentligt större.

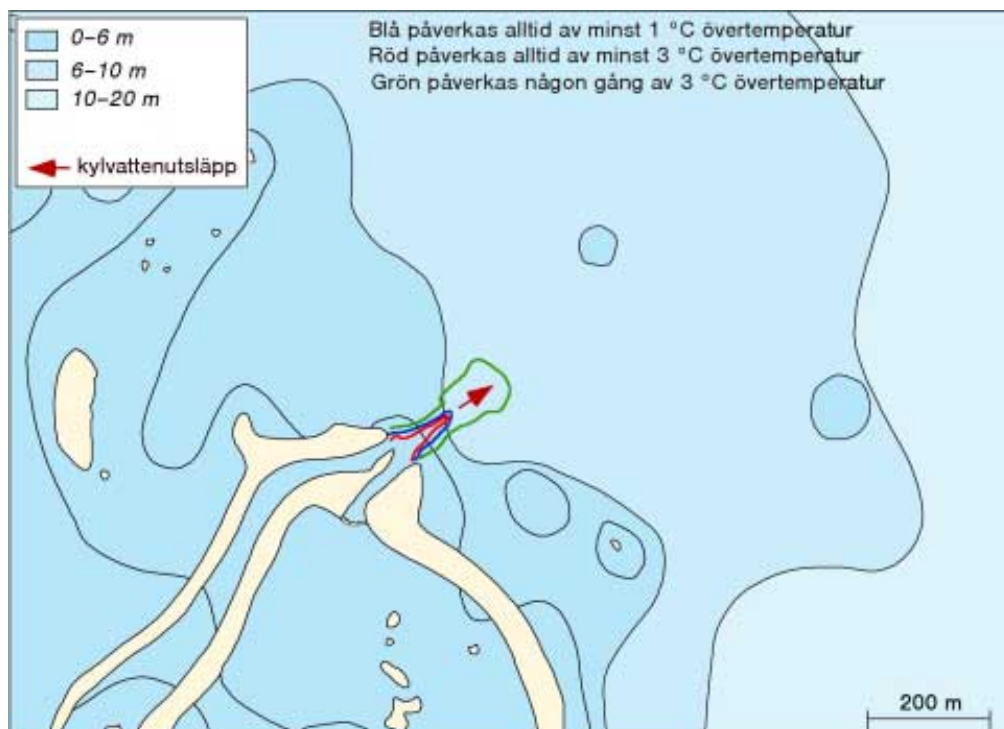
Effekter på planktonsamhällena i Forsmark kan inte bedömas, då inga undersökningar gjorts. Tätheten av djurplankton i Biotestsjön och F 3-s utloppskanal kan dock antas vara reducerad beroende på förlusterna i de jämförelsevis långa kylvattentunnlarna. Då omblandningen med omgivande vatten är mycket snabb vid utloppet, avklingar eventuella effekter mycket snabbt.



Figur 8.1. Temperaturer i ytan utanför Forsmarksverket: alltid 1 och 3 graders övertemperatur. (Sjöfartsverkets K-bas.)



Figur 8.2. Temperaturer i ytan utanför Forsmarksverket: någon gång 3 graders övertemperatur. Area c:a 4,5 km². (Sjöfartsverkets K-bas.)



Figur 8.3. Temperaturer vid botten utanför Forsmarksverket: alltid 1 och 3 graders övertemperatur. Någon gång 3 graders övertemperatur. (Sjöfartsverkets K-bas.)

Den tydligaste effekt som observerats på fastsittande vegetation utgörs av den mycket kraftiga påväxten av kiselalger i Biotestsjön under vårvintern. Beroende på att kylvattenplymen inte tränger in mot land, kan effekten inte uppstå utanför anläggningen. Effekter är också tydliga på den makroskopiska vegetationen i Biotestsjön i form av ändrad artsamansättning och ökad biomassa. En liknande utveckling har visats i mjukbottenfaunan. Biomassan ökade, och det blev en övergång till mer opportunistiska arter. Någon utbredd utslagning av bottnarna beroende på syrebrist har aldrig förekommit. Variationerna har varit mycket kraftiga, ibland förmodligen beroende på predation från fisk och fågel. Effekterna på bottensamhällena har endast visats i närområdet. De trender som setts i faunan på djupa bottnar följer utvecklingen i referensområdet och beror därför på storskaliga förändringar i Bottenhavet.

Innan Biotestsjön öppnades, hade anlockningen av varmvattenarter liten omfattning och kan knappast nämnvärt ha påverkat omgivande vatten. Under sommaren förekom en anlockning av varmvattenarter till Biotestsjöns utlopp och till F3:s kanal. Abborre anlockas till kanalen under vår och sommar och leker också i den i viss utsträckning. Sannolikt driver en stor del av larverna ut ur kanalen efter kläckning, vilket minskar deras överlevnad. Ål utgjorde ett undantag i det att den i betydande omfattning tog sig in i Biotestsjön genom gallren. Här ökar tillväxthastigheten, vilket leder till en tidigare könsmognad och därmed en kortare generationstid och lägre dödlighet före fortplantning. När ålarna lekavdrar, leder detta till positiva effekter utanför närområdet.

Det är ännu för tidigt att bedöma hur olika fiskarter reagerat på öppnandet av Biotestsjön. Provfiskefångsternas årstidsvariationer tyder dock på ett betydande utbyte med omgivande vatten. En mellan år ökande invandring av abborre verkar ske för lek, men därefter vandrar de flesta ut, kanske p.g.a. alltför hög temperatur. Också björkna synes vandra in för lek. För andra varmvattenarter är bilden oklar med indikationer på anlockning under senhöst,

vinter och lektid. I den mån fisken uppehåller sig i anläggningen under sommaren, gynnas tillväxten med sådana positiva följder som ovan nämndes för ål.

Den bedömning som gjordes i samband med beslutet att öppna Biotestsjön för fiskvandring var, att anläggningen skulle kunna utgöra rekryteringsområde för omgivningens varmvattenarter och därmed ge upphov till nya lokala bestånd. Det är dock ännu oklart, om detta kommer att ske, men potentialen är betydande.

En anlockning och långvarig exponering för hög temperatur riskerar skada fiskens könsorgan och påverka fortplantningen. Sådana effekter förekom i den stängda Biotestsjön. Trots tydliga skador lyckades abborre och gädda producera storgrova yngel i höga tätheter, vilket visade att en god rekrytering är möjlig också för bestånd som vandrar in från omgivningen. Farhågorna att den slutna Biotestsjön och F 3-s utsläppskanal skulle kunna bli ett spridningscentrum för sjukdomar och parasiter hos fisk har inte besannats.

Fisk, som anlockats till F3-s öppna kanal, har vid några tillfällen exponerats för temperaturer över letalgränsen, vilket gett fiskdöd. Då det rört sig om fisk, som kan vandra, berör effekten även fjärrområdet. I Biotestsjön har letalgränser inte överskridits.

Vad gäller kallvattenarter har strömming anlockats till närområdet utanför kanalerna och även lekt där i tidvis relativt stor omfattning. De larver som produceras här efter tidig lek transporteras ut i kallt vatten och har sannolikt dött. Undersökningar har dock ej kunnat belägga någon negativ effekt på rekryteringen. En betydligt större anlockning och lek förekom i skärgården nordväst om Biotestsjön, när reservutskovet hölls öppet, med sannolikt negativa konsekvenser. Detta sker ej längre, sedan gallren i ordinarie utloppet avlägsnats.

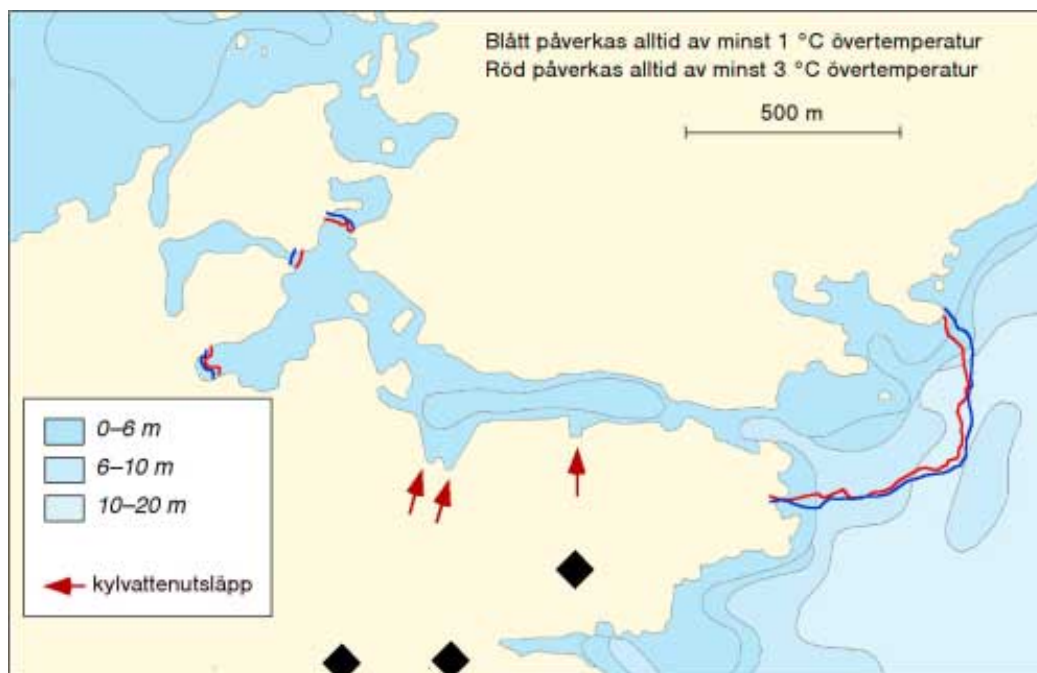
Förlusterna av fiskyngel och större fisk i kraftverkets silstationer har tidvis varit stora. De antalsmässigt viktigaste arterna är strömming och storspigg. Dessa förluster har ansetts vara av oväsentlig betydelse för de berörda bestånden. Ålen är här, liksom vid övriga kraftverk, den art som orsakat mest bekymmer. Under de senaste femton åren har förlusterna stigit kontinuerligt liksom ålarnas medelvikt. Denna har de senaste åren varit så hög, att en stor andel av ålarna måste vara nära blankålsstadiet. Då antalet ålar som förloras är stort, bedöms effekten vara negativ för beståndet.

Under 1970-talets vårar förekom stora mängder lekströmming i Öregrundsgrepen. Viss oro fanns för att leken skulle störas, och att strömming skulle förloras i silstationerna. Bestånden av vårlekande strömming har sedan dess gått starkt tillbaka, vilket bidragit till att de befarade effekterna kan bedömas som små.

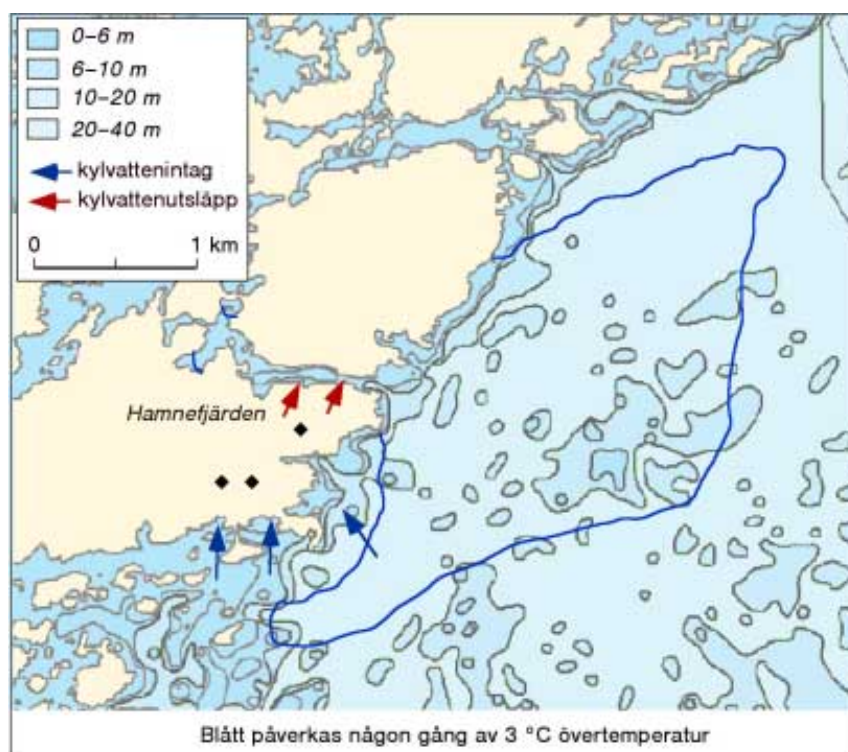
8.3.3 Simpevarp

I Simpevarp sprids kylvattnet ut i havet genom Hamnefjärdens mynning, Hamnehålet. Utsläppet har svag strålkarakter med lägre hastigheter än i Forsmark. Utanför mynningen kan inblandning av spädvatten ske både underifrån och från sidorna. Det här utsläppet ger större påverkade areor för de nämnda övertemperaturerna både vid botten och i ytan än de vid Forsmark.

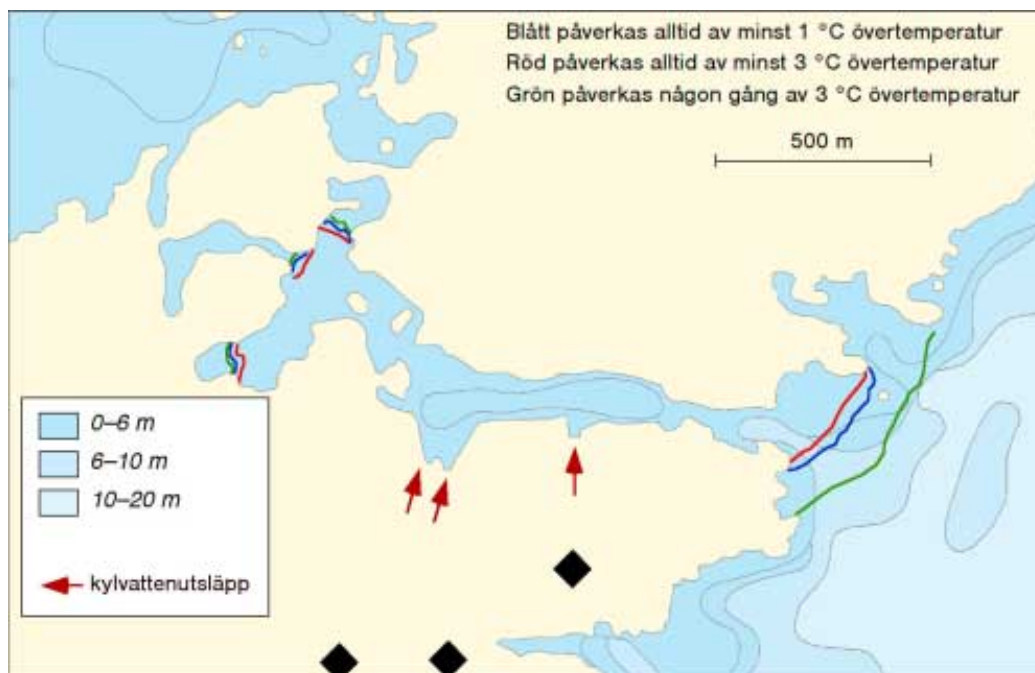
Planktonsamhällena i Hamnefjärden påverkas av dels en ökad mineralisering, som ger mer närsalter och en ökad produktion av växtplankton, dels förluster i kylvattentunnlarna som minskar tätheten av djurplankton. Dessa effekter avklingar dock mycket snabbt utanför fjärdens utlopp.



Figur 8.4. Temperaturen i ytan utanför Oskarshamnsverket: alltid 1 och 3 graders övertemperatur. (Sjöfartsverkets K-bas.)



Figur 8.5. Temperaturen i ytan utanför Oskarshamnsverket: någon gång 3 graders övertemperatur. (Sjöfartsverkets K-bas.)



Figur 8.6. Temperaturen vid botten utanför Oskarshamnsverket: alltid 1 och 3 graders övertemperatur. Någon gång 3 graders övertemperatur. (Sjöfartsverkets K-bas.)

Tydliga effekter i form av förändrad artsammansättning och högre produktion har också visats på fastsittande vegetation och botten djur i Hamnefjärden samt på vegetationen en bit utanför dess utlopp. Utslagning av bottenar beroende på syrebrist har inte förekommit. Effekterna bedöms därför inte vara av allvarlig karaktär och endast begränsade till närområdet.

Förekomsten av kallvattenarter av fisk minskade i Hamnefjärden, och idag representeras de i stort sett endast av ett fåtal skrubbskäddor. I området närmast utanför viken ökade under vår och höst fångsterna av de vanligaste bottenlevande kallvattenarterna – torsk, tånglake, rötsimpa, skrubbskädda och sik – snabbt efter det tredje blockets start, vilket tolkats som åtminstone delvis en följd av anlockning. Denna bidrar sannolikt till en bättre tillväxt i början och slutet av tillväxtsäsongen. Nämnade arter är inte stationära i närområdet, varför en viss ökad produktion av fisk tillförs omgivande vatten.

Under vintern och våren förekommer en tydlig anlockning och tidig lek av strömming i varmvattnet, vissa år även i yttre Hamnefjärden. Under framför allt 1980-talet får anlockningen betraktas som omfattande. De tidigt kläckta larverna driver ut ur närområdet och utsätts för alltför låga temperaturer, varför anlockningen torde ha påverkat rekryteringen övervägande negativt.

En anlockning av varmvattenarter till Hamnefjärden förekommer, men den är av måttlig omfattning. Under vintern begränsas den av att arternas aktivitet då i regel är låg och under sommaren av att preferenstemperaturerna ofta överskrids. Anlockningen motverkas vidare av att viken mynnar på en öppen kuststräcka, där varmvattenarterna inte är så vanliga; födotillgång och tillgång till lämpliga miljöer sätter också en gräns för anlockning av de aktuella tämligen stationära arterna. Den måttliga anlockningen innebär, att effekterna utanför närområdet av denna blir små.

I Hamnefjärden växer abborre, mört och ål betydligt bättre än i omgivande vatten, vissa abborrar extremt snabbt. Många abborrar med god tillväxt påträffas även utanför närområdet,

vilket tolkats som att de under kortare perioder uppehållit sig i detta. Den ökade tillväxthastigheten leder till en tidigare könsmognad och därmed en kortare generationstid och lägre dödlighet före fortplantning. För den vandrande ålen leder detta till positiva effekter utanför närområdet.

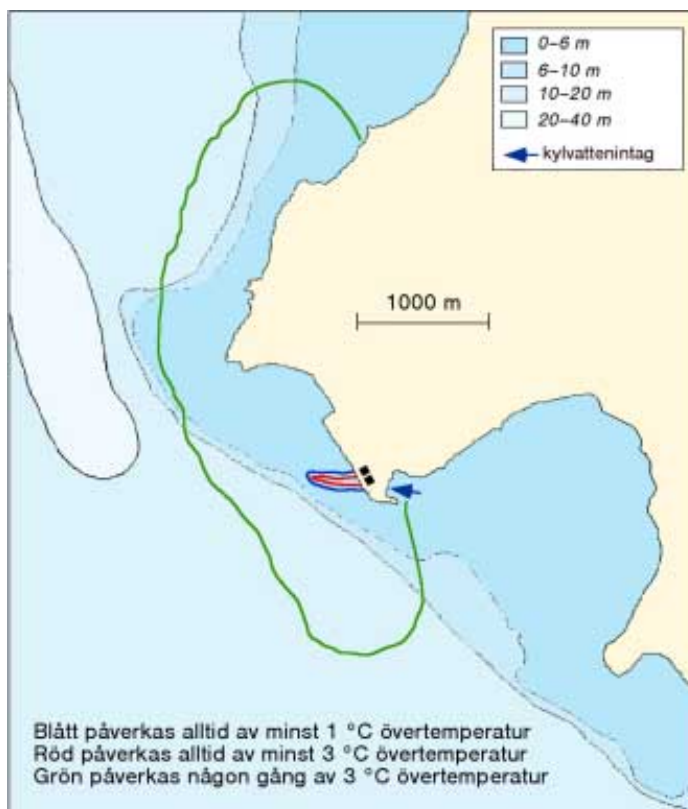
Flera varmvattenarter anlockas för lek i Hamnefjärden och har således lyckats etablera lokala bestånd. Den långvariga exponeringen för värme kan ge negativa effekter på fiskens könsorgan, men de yngel som produceras har en mycket snabb tillväxt, vilket ger god överlevnad. Av allt att döma har detta lett till en export av stora och därmed livskraftiga abborryngel.

Även kortare exponering kan ha negativa effekter. Vid några tillfällen har framför allt gädda dött till följd av att letaltemperaturerna överskridits. Inga allvarliga sjukdomsangrepp har förekommit: En stor andel av ålen har dock simblåsemask, men andelen är hög även i referensområden.

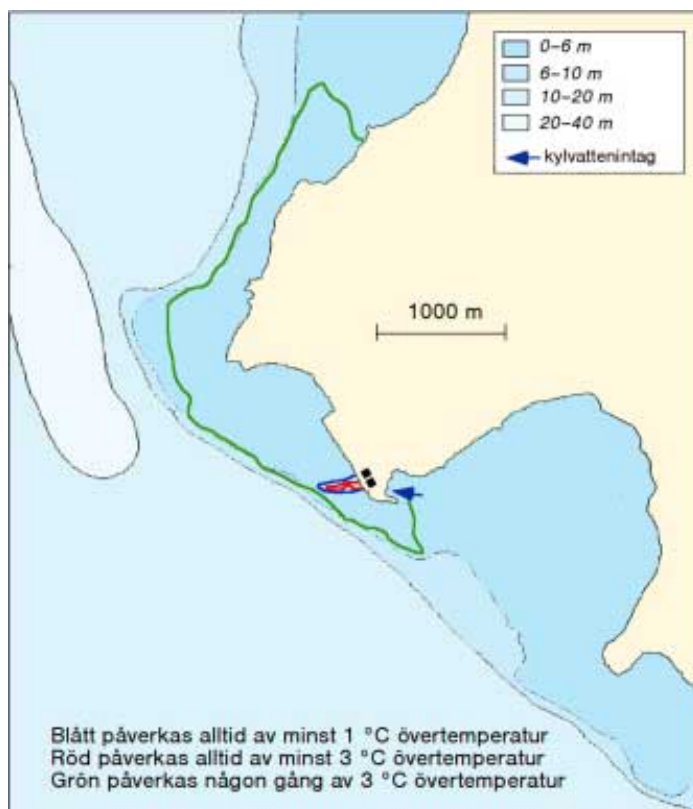
Yngel och större fisk, som följer med kylvattnet, fastnar i kraftverkets silstationer. I Simpevarp har strömming utgjort den mängdmässigt viktigaste arten, medan förlusterna av ål bedömts vara viktigast från skadesynpunkt. Ålförlusterna under 1980-talet ansågs ge en viss skada på det lokala fisket. För att bli en minimera förlusterna av fisk tas kylvattnet till det tredje blocket in via ett bottenintag, vilket minskat dem avsevärt. En viss återpumpning av rensmassor sker också.

Inför starten av kraftverket fanns farhågor för att blankålens vandring söderut skulle störas av kylvattenplymen och därmed skada det viktigaste fisket. Under de första driftåren fanns också en oro för att Hamnefjärden skulle utvecklas till en spridningskälla för fisksjukdomar, speciellt ögonparasiter. I båda fallen visade sig farhågorna ogrundade

8.3.4 Barsebäck



Figur 8.7. Temperaturen vid ytan utanför Barsebäckverket: alltid 1 och 3 graders övertemperatur. Någon gång 3 graders övertemperatur. (Sjöfartsverkets K-bas.)



Figur 8.8. Temperaturen vid botten utanför Barsebäckverket: alltid 1 och 3 graders övertemperatur. Någon gång 3 graders övertemperatur. (Sjöfartsverkets K-bas.)

Kylvattenutsläppet vid Barsebäck skedde som en stråle med god hastighet som styrdes västerut i en muddrad ränna, med viss möjlighet till inblandning av spädvatten från sidorna och en mycket begränsad inblandning underifrån. Den kustparallella strömmen förde vanligen efterhand kylvattnet längs kusten och gav därmed en begränsning av inblandningen av spädvatten österifrån. Materialet från Barsebäck är begränsat, särskilt vad det gäller effekter längs botten, men antyder ändå en påverkan av de aktuella övertemperaturerna av samma storleksordning som vid Forsmark trots väsentligt mindre kylvattenflöden vid Barsebäck.

Den fastsittande vegetationen förändrades i närområdet. Närmast utsläppet dominerades florin nära stranden nästan helt av grönalger (tarmtång) medan brunalgerna saknades. De höga tätheterna av grönalger var inte endast en effekt av värmen utan även en följd av att kylvattenströmmen ökat näringstillförseln. Effekten fanns bara i ett mycket begränsat område.

Tätheten av bottendjur ökade nära utsläppet. Effekten var tydligast på mer rörliga botten-djur, i första hand en kraftig anlockning av strandkrabba. På något längre avstånd fanns inga avvikelser som kunde hänföras till kylvattenpåverkan, varför effekterna bara visats i närområdet.

Tätheterna av ål var påtagligt förhöjda i närområdet under större delen av året, vilket till stor del torde orsakats av god födotillgång. Under vintern förekom en måttlig anlockning av torsk och skrubbskädda, medan torsken hade en tendens att undvika varmvattnet under maj–september, något som ej gällde skrubbskäddan. Tånglaken gav störst fångster i påverkat område alla årstider, vilket torde förklaras av bättre tillgång på skydd och föda där än på referenslokalernas nakna sandbottnar.

Ålen växte snabbt i närområdet, vilket torde ha medfört en tidigare könsmognad och därmed kortare generationstid och lägre dödlighet före fortplantning. Kylvattenutsläppet gav fisk möjlighet att åtminstone tidvis utnyttja för tillväxt mer optimala temperaturer än de naturliga. Dessutom fanns goda födoresurser. Närområdets ringa storlek begränsade emellertid starkt effekterna utanför detta.

Bland pelagiska arter har endast horngäddan reagerat tydligt på kylvattnet. Den anlockades i stora mängder till utsläppets närhet främst i maj i samband med att den koncentreras på grunt vatten för lek. Många fiskar dog då årligen av gasblåsesjuka i det gasöversättade varmvattnet. Effekterna på beståndet av denna dödlighet har ej undersökts, men uppenbarligen var de inte allvarliga nog att slå ut beståndet ifråga. För denna långvandrande art blir effekten dock negativ även utanför närområdet. Någon annan fisk leker inte i närområdet, och det finns inga tecken på att andra anlockade arter drabbats av sjukdomar eller andra negativa effekter. En positiv effekt är att ålens tillväxt gynnas, vilket borde leda till en kortare generationstid och lägre dödlighet före fortplantning.

Stora mängder fiskägg och fisklarver fördes periodvis in i kylsystemet vid saltvatteninbrott från Kattegatt. Effekten på rekryteringen hos berörda fiskbestånd ansågs dock försumbar. Tidvis omkom stora mängder av såväl nypigmenterade ålyngel som små gulålar i silstationen. Detta bedömdes vara en väsentlig skada på ålbeståndet utanför närområdet samt på fisket och motiverade åtgärder i form av återföring av rensmassor till havet samt kompensationsutsättningar av ålyngel.

Öresund är en mycket viktig vandringsled för fisk. Framför allt har det funnits en oro för att kylvattenplymen skulle störa invandringen av småålar till Östersjön och utvandringen av blankål mot Sargassohavet samt sillens lekvandringar. Någon nämnvärd inverkan på vandringarna och därmed på det viktiga ålfisket förekom ej, vilket delvis beror på varmvattnets mycket strandnära utbredning.

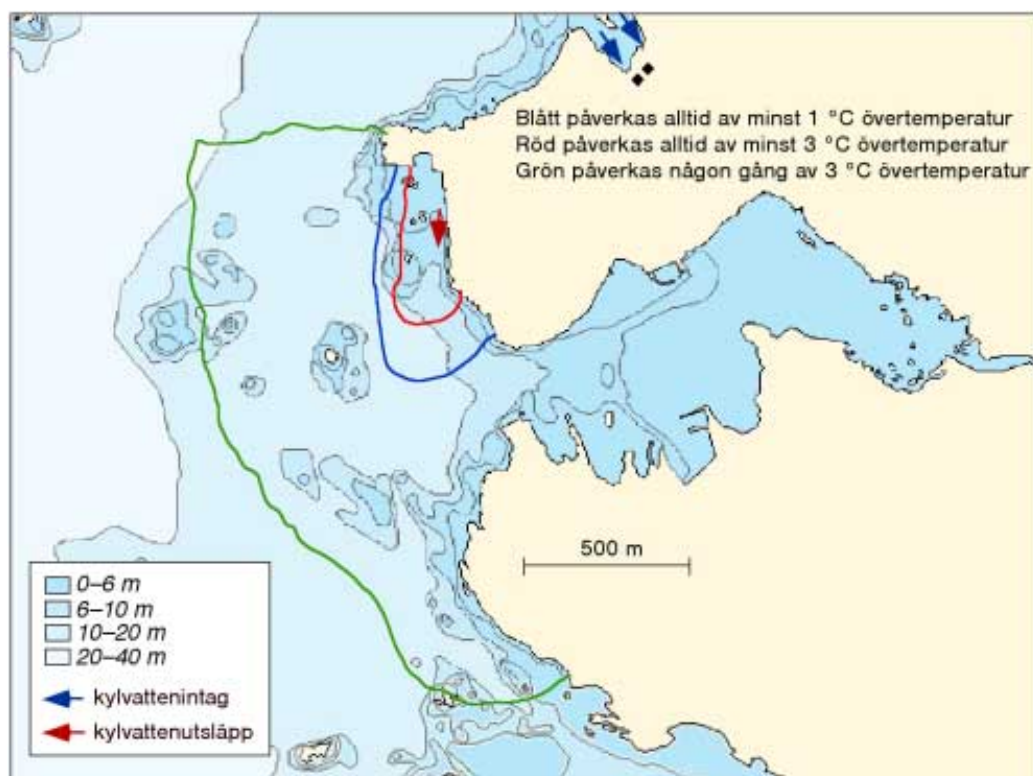
8.3.5 Ringhals

Vid Ringhals släpps kylvattnet ut i sydlig riktning med god fart genom två tunnlar som mynnar innanför Stalpeskären. Inblandningen av spädvatten underifrån är redan från början omfattande men den är begränsad från sidorna. De areor som påverkas av de aktuella övertemperaturerna är av samma storleksordning som vid Simpevarp, med undantag för att området vid botten inom vilket man någon gång återfinner minst 3 graders övertemperatur är större vid Ringhals.

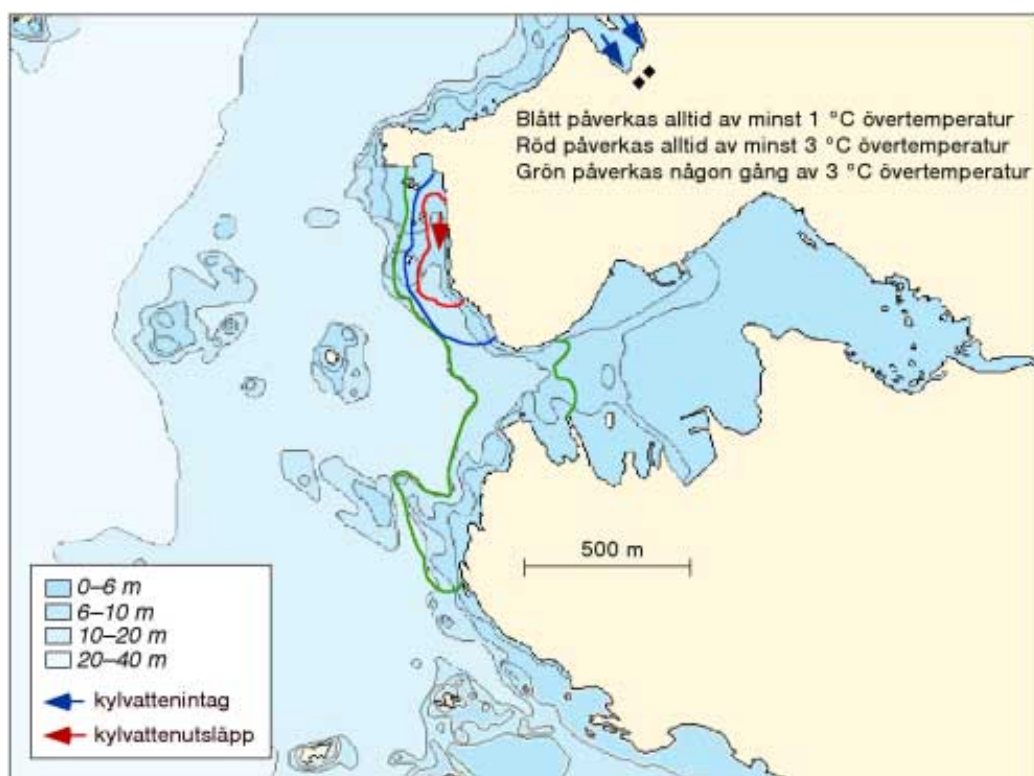
Grönalger fick en stor utbredning sedan kraftverket tagits i drift, och ersatte brun- och rödalger, vilka missgynnades av den starka strömmen eller värmen. Effekten var tydlig i det område som under längre tid utsatts för c:a 5 graders övertemperatur. Här fanns också bottenytor som saknade vegetation. Uppföljande undersökningar visade, att artsammansättningen ytterligare förändrats, främst orsakat av att nya arter, t. ex. sargassosnärlja, etablerats. Effekterna, som inte var av allvarlig karaktär, var fortfarande begränsade till närområdet.

Tydliga effekter på bottenarna noterades nära utsläppet under de första årens drift, beroende på en ansamling av djur som sannolikt dödats vid kloreringen av kylsystemet. Sedan dess har endast strandkrabba följts då den fångas i ryssjeprovfisken. Arten har anlockats och tätheterna har varit höga i närområdet. Höga tätheter strandkrabba kan utnyttjas som föda av anlockad fisk.

Bottenfaunan på djupa bottenar har inte avvikit på något negativt sätt och konstateras ha god status enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Effekter utanför närområdet föreligger alltså inte.



Figur 8.9. Temperaturen vid ytan utanför Ringhalsverket: alltid 1 och 3 graders övertemperatur. Någon gång 3 graders övertemperatur. (Sjöfartsverkets K-bas.)



Figur 8.10. Temperaturen vid botten utanför Ringhalsverket: alltid 1 och 3 graders övertemperatur. Någon gång 3 graders övertemperatur. (Sjöfartsverkets K-bas.)

Fiskfaunan i närområdet domineras av kallvattenarter. De vanliga bottenlevande arterna – skrubbskädda, torsk, tånglake och rötsimpa – anlockas inte i nämnvärd utsträckning någon årstid, men visar, med viss reservation för skrubbskäddan, ett klart undvikande åtminstone under den varma årstiden. Den mindre vanliga, delvis pelagiska öringen förekommer under vintern i klart högre täthet i utsläppens omedelbara närhet än i omgivande vatten.

Bland varmvattenarterna har en anlockning under hela eller större delen av året belagts för gulål, skärsnultra och oxsimpa. Sannolikt anlockas även stensnultra, men detta är svårt att belägga, då tätheten i närområdet minskat till följd av förluster i kylsystemet. Under de allra senaste åren med höga sommartemperaturer anlockas inte heller varmvattenarterna under högsommaren.

Det finns inga tecken på att fiskindivider i närområdet drabbas av sjukdomar eller andra negativa effekter i större omfattning än i opåverkade områden. Varmvattenfiskarnas tillväxt gynnas sannolikt, vilket borde leda till en tidigare könsmognad, kortare generationstid och lägre dödlighet före fortplantning. För den vandrande ålen leder detta till positiva effekter utanför närområdet. Ingen lek av större omfattning äger rum i närområdet, varför uppvärmningens verkan utanför detta måste bedömas som ringa.

Fiskyngel och större fisk fastnar i silstationerna. I Ringhals återpumpas rensmassorna till havet. Ål och äkta tunga anses klara återpumpningen utan större förluster, medan dödligheten hos andra arter bedöms mycket hög. Då mängden förlorad fisk är liten med denna åtgärd bedöms effekterna inte vara väsentliga.

Stora mängder fiskägg och fisklarver passerar genom kylvattenintagens silar och transporteras vidare genom kylsystemet. Bortsett från glasål anses huvuddelen av dessa dö under passagen. Torsk, plattfiskar och sill dominerar. Förlusterna av sill och plattfisk bedöms vara av liten betydelse. Då dagens kattegattbestånd av torsk är allvarligt försvagat, finns en risk, att förlusterna inte är betydelselösa. De lokala bestånden av stensnultra, rötsimpa och tejstefisk bedöms vara negativt påverkade av larvförluster i silstationerna.

De allvarligaste farhågorna för effekter vid Ringhals har gällt att glasål, som transporteras förbi kraftverket, och sill skulle anlockas i stor omfattning och i samband därmed komma in i kylsystemen och dö. Glasålen visade ingen tydlig anlockning, och den passerade dessutom genom kraftverket utan nämnvärt förhöjd dödlighet. Indikationer på anlockning av sill har förekommit men varit av ringa omfattning, sannolikt beroende på att bestånden varit svaga flertalet år efter kraftverkets start.

9. Undersökningarnas betydelse

Undersökningarnas primära syfte är och har varit att tillhandahålla den information om kylvattenanvändningens miljöeffekter som tillståndsprövning, skadeersättningar och miljöövervakning kräver. Den inhämtade informationens omfattning och kvalitet har varit tillräcklig för att dessa processer kunnat löpa utan störande fördröjningar. Undersökningsresultaten har påvisat skadeeffekter som föranlett åtgärder såväl vad gäller kraftverkens hantering av kylvattnet som t.ex. utsättning av fiskyngel som kompensation för orsakade skador på fiskbestånd. Det har också varit möjligt att tillbakavisa ogrundade påståenden om skador, vilka i behandlingen enligt vattenlagen annars kunde ha lett till skadestånd.

Undersökningsresultaten har på senare år också kommit till användning vid miljökonsekvensbedömningar i samband med effekthöjningar vid samtliga kärnkraftverk. De senare hade knappast kunnat bli av tillfredsställande kvalitet utan den omfattande kunskap som under årens lopp inhämtats. Eventuella framtida utbyggnader eller förändringar av befintliga verk, t.ex. andra utformningar av kylvattenvägarna, eller nylokaliseringar av kondenskraftverk, kommer att avsevärt underlättas tack vare den nu existerande kunskapen.

Mer indirekt har undersökningarna varit av värde för kraftindustrin i några andra avseenden. Det förhållande att domstolarna som sakkunniga förordnade Naturvårdsverket och Fiskeriverket, vilka som myndigheter är att se som motparter till industrin, och det statliga institutet SMHI har givit undersökningarna en hög trovärdighet. Till denna har även bidragit, att Naturvårdsverket/Fiskeriverket har haft personal stationerad vid alla kraftverk, vilket minskat farhågorna för att miljöstörningar ej upptäckts. Eftersom effekterna är att se som små, i synnerhet i relation till produktionens samhällsnytta, har övervakarnas status varit en stor fördel i relationerna inte bara med domstolar och andra myndigheter utan i hög grad även med massmedia och allmänhet. I förhållande till utsläppens storlek och det breda spektret av möjliga effekter, har efter att kraftverken väl kommit igång endast en begränsad diskussion förekommit kring kylvattenanvändningens miljöeffekter.

De sakkunnigas samverkan, med Naturvårdsverket, under senare år Fiskeriverket, och SMHI förordnade vid alla kärnkraftverken, har medfört en likformig undersökningsverksamhet och samordningsvinster. Utnyttjandet av erfarenheter mellan de olika kraftverkslägena har också bidragit till en effektivare och billigare kontrollverksamhet. Det förhållande att samma personer under lång tid ansvarat för undersökningarna har underlättat kraftindustrins kontakter med myndigheterna vad gäller t.ex. kontrollprogrammen.

Av stor betydelse, inte minst vad gäller kostnader, var att Naturvårdsverkets radioekologiska sektion bedrev såväl kylvattenundersökningar som tillhandahöll Statens strålskyddsinstitut radioekologisk kompetens och fältpersonal för insamling av material för radiologisk analys. Sistnämnda, för uppgiften välutbildade personal, utgjorde vidare en viktig resurs, som kunde utnyttjas vid akuta händelser i det fall insamlingar snabbt måste ske vid en olycka. Detta demonstrerades tydligt i Forsmark efter katastrofen vid Tjernobyl.

9.1 Vetenskaplig kunskaps- och resursuppbyggnad

Vid sidan av de till kraftproduktionen direkt relaterade fördelarna, har undersökningarna haft stor betydelse i främst följande fyra avseenden: inhämtande av grundläggande kunskaper om svenska kustvatten, skapande av miljöövervakningssystem med bl.a. långa kontinuerliga mätserier, teknik- och metodutveckling samt uppbyggande av kompetens och institutioner.

Den nära och långvariga samverkan mellan de för undersökningarna ansvariga institutionerna har medfört att Sverige, till skillnad från många andra länder, har en sammanhållen hög kompetens och erfarenhet när det gäller effekter av stora kylvattenutsläpp.

I samband med kylvattenundersökningarnas genomförande och den samtidiga forskningsverksamheten har den teoretiska kunskapen om processerna vid kylvattnets spridning och avkylning förbättrats och pålitliga numeriska prognosmodeller utvecklats. De har verifierats mot mätningar utanför kärnkraftverken och utgör nu tillförlitliga prognosverktyg, som kan användas i samband med effekthöjningar vid befintliga anläggningar eller vid lokalisering av nya kylvattenutsläpp.

Modern mätteknik och utvecklade mätmetoder har gjort att fältverksamheten effektiviserats och rationaliserats. Undersökningarna vid kärnkraftverken motiverade anskaffning av automatiska mätinstrument som kunde förankras i bojsystem under längre tidsperioder för registrering av ström, temperatur och salthalt. Det omfattande datamaterialet kunde direkt och enkelt bearbetas i dator. IR-teknik för värmebildsregistrering av kylvattenutsläppen från flygplan prövades och utnyttjades i samarbete med Rymdbolaget. Efterhand som satelliter utrustats med IR-sensorer tillgängliga för civila ändamål har även satellitregistreringar över kärnkraftverkens kylvattenutsläpp prövats och utnyttjats.

De omfattande långsiktiga undersökningarna vid kylvattenutsläppen var en bidragande faktor vid anskaffandet av SMHIs undersökningsfartyg Sensor. Fartyget är utformat och väl utrustat för undersökningar i kustvatten och underlättade snabba kartläggningar av kylvattenplymer, utplaceringen av bojsystemen med de automatiska instrumenten m.m.

Genom de intensiva och mångåriga undersökningarna vid kärnkraftlägena har kunskapen om de svenska kust- och skärgårdsområdenas hydrografi avsevärt förbättrats. Långa data-serier avseende temperatur, salthalt och ström insamlade med relativt hög mätfrekvens har gett ny kunskap om såväl extremvärden som variabiliteten i dessa parametrar. Likaså har kunskapen om naturliga temperaturgradienter både i horisontell och i vertikal riktning ökat väsentligt.

När basundersökningarna inleddes, måste kunskapen om våra kustvattens biologi betraktas som synnerligen fragmentarisk både vad gäller ekosystemets delar och geografisk täckning. Under 1960- och 1970-talen minskades luckorna tack vare några universitets uppbyggnad av fältstationer och det nybildade Naturvårdsverkets ekonomiska stöd till forskning och långsiktig miljöövervakning. Undersökningarna vid kraftverken bidrog här, ofta i nära samarbete med universiteten, inte minst genom de studier som gjordes i referensområden. Störst betydelse vad gäller kunskapsuppbyggnad har fiskundersökningarna haft.

Tidigare baserades kunskaperna om fisk i kustvattnen i Sverige liksom i grannländerna i huvudsak på yrkesfiskestatistik, vilken mer speglar fisket än fiskfaunan. Introduktionen av standardiserade, långsiktiga provfisken gjorde att beståndsvariationer kunde följas med högre precision än tidigare och för fler arter än de fåtal som är ekonomiskt viktiga. Det största framsteget var kanske, att man till skillnad från i tidigare studier av enstaka arter nu för första gången fick en bild av fisksamhällenas sammansättning. I programmen undersöktes också fiskens tillväxt, fortplantning och förekomsten av sjukdomar och parasiter vilket tidigare var ofullständigt klarlagt. Inte minst har utvecklingen av metodik för att studera rekryteringsbiologi varit av grundläggande betydelse, t ex när man har dokumenterat och analyserat de störningar som på senare år drabbat många kustfiskbestånd.

Vid basundersökningarnas planering var principer och metoder för recipientkontroll utvecklade såväl internationellt som i Sverige. Den i kapitel 3 beskrivna undersökningsmodell som kom att tillämpas för Marviken- och Oskarshamnsverken med en kombination av långvariga basundersökningar, gradientstudier och referensområden samt en nära samverkan mellan biologer och hydrografer var banbrytande, i synnerhet för svårkontrollerade öppna recipienter. Så var också fallet vad gäller användandet av fisk som miljöindikator för annat än giftiga ämnen. Långt in på 1980-talet – i många länder ännu idag – drogs en skarp gräns mellan fisk och fiske och fiskerimyndigheter å ena sidan och miljöövervakning och miljömyndigheter å den andra. Lite hårddraget kan man säga, att miljöövervakarna inte såg fisk som en del i ekosystemet.

Undersökningsmodellen baserad på fisk utvecklades fortlöpande inom kärnkraftens kontrollprogram, inte minst vad gäller statistisk stringens. I början av 1980-talet kunde den tillämpas i Naturvårdsverkets stora forskningsprogram Miljö/Cellulosa, där resultat av fiskundersökningar fick en även internationellt avgörande betydelse för tolkningen av skogsindustrins miljöpåverkan. Provfiskemetodiken tillämpades, och för att analysera effekter på individnivå arbetade man enligt den modell för fiskens energifördelning som togs fram i forskningen i Biotestsjön.

I Naturvårdsverkets första metoddokument för recipientkontroll 1985 ingick även fisk, vilket får ses som ett genombrott. Kapitlet ifråga baserades i huvudsak på metoder utvecklade inom övervakningen av kärnkraften. Fr.o.m. 1989 ingick metoderna för beståndsövervakning i den nationella miljöövervakningen, och 1994 tillämpades den undersökningsmodell för fisk som utvecklats inom Miljö/cellulosa i Naturvårdsverkets Allmänna Råd för skogsindustrins recipientkontroll.

Undersökningsmodellen etablerades även internationellt. Under 1980-talet inledde gruppen, som övervakade kärnkraften, ett nära samarbete med finländska kollegor. Ett av huvudsyftena var att utveckla ett system med gemensamma referensområden. Samarbetet utsträcktes under 1990-talet till flertalet östersjöstater och kom att få stor betydelse för fiskforskningen i Baltikum. I slutet av årtiondet introducerades fisk i den internationella, av Helsingforskommissionen samordnade, övervakningen av Östersjöns kustvatten. Utvecklingen drevs av Sverige, och metoddokumentet grundades på erfarenheterna av kontrollundersökningarna vid de svenska kärnkraftverken.

Undersökningsverksamheten vid kärnkraftverken har också haft betydelse för institutionsuppbyggnaden. Vid SMHI bildades 1967 en särskild oceanografisk enhet med uppgift att svara för undersöknings- och utredningsverksamhet i de svenska kustområdena, bl.a. undersökningar med anknytning till stora industriprojekt. Till dessa hörde de svenska kärnkraftverken. Den oceanografiska kompetensen vid SMHI har därefter ytterligare utvidgats och förhöjts.

Inom Naturvårdsverkets radioekologiska sektion bildades 1971 "Kustundersökningen" för att sköta sakkunniguppdragen rörande kylvattenutsläppens miljöeffekter och sektionens fältstationer. År 1974 förlades gruppens ledning med en del av personalen till Öregrund i samband med att Biotestanläggningen började byggas. Efter en omorganisation av Naturvårdsverket flyttades Kustundersökningen, då "Kustlaboratorieenheten", 1991 till Fiskeriverket, där den kom att utgöra ett separat laboratorium, "Kustlaboratoriet". Det nya laboratoriet fick ta över ansvaret för kustfrågor, som tidigare delats mellan Havsfiskelaboratoriet och Sötvattenslaboratoriet. Behovet av att kontrollera kärnkraftens miljöpåverkan och tillkomsten av Biotestsjön har haft stor betydelse för att Kustlaboratoriet idag finns och att det är placerat i Öregrund.

10. Behov av kompletterande studier.

De omfattande undersökningar som genomförts under mer än 40 års tid har gett en ingående kunskap om hur kylvattnet från de svenska kärnkraftverken påverkat miljön. Temperaturfördelningen i recipienterna och kylvattenplymernas beteenden är väl studerade, liksom effekterna på de organismer som påverkats. Baserat på undersökningsresultaten har vi dragit slutsatser om vilka effekter som erfarenhetsmässigt varit mest relevanta och angelägna att följa i långsiktiga kontrollprogram. Vid en sammanfattande analys kan man dock konstatera, att det fortfarande finns kunskapsbrister, som motiverar riktade forskningsinsatser.

Kunskapsluckorna finns både vid påverkansbeskrivningen, d.v.s. hydrografen, och den biologiska effektanalysen. De biologiska kunskapsluckorna kan klassificeras i två områden. Dels finns brister i förståelsen av de effekter som observerats, dels innebär ett varmare klimat att dagens kunskap om kritiska temperaturgränser inte är helt relevant; en betydande temperaturhöjning har redan skett jämfört med 1970-talet, då undersökningarna hade störst omfattning.

Bristerna i förståelsen av observerade effekter gör det svårt att värdera deras ekologiska betydelse. Inte minst innebär detta, att det är svårt att göra sammanvägda bedömningar av kylvattnets negativa och positiva effekter på t.ex. fisk. Kunskapen om vilken betydelse extrema vädersituationer eller en allmän klimatförändring kan få vid bedömningar av kylvatteneffekter är fortfarande svag. Många av de slutsatser som dragits baserat på undersökningsresultaten är endast relevanta för statiska förhållanden. Konsekvenserna av en stigande naturlig bakgrundstemperatur är därför svårbedömda. Det är inte osannolikt, att de tekniska lösningar som valts för de existerande reaktorerna visar sig vara mindre optimala vid en fortlöpande klimatändring. En nära samverkan mellan hydrografi och biologi är särskilt angelägen, om man önskar utveckla prognossystem för framtida klimat. Slutligen finns viktiga frågeställningar i samband med ombyggnad av existerande reaktorer, t.ex. vid effekthöjning, eller vid utbyggnaden av nya kraftverk. Sannolikt finns goda möjligheter att genom riktade forskningsinsatser finna tekniska lösningar, som minskar miljöstörningarna. I de följande avsnitten ges exempel på angelägna forskningsprojekt.

10.1 Bristande förståelse av observerade effekter

Kunskapsluckorna är stora när det gäller fiskars exponering för kylvatten. Vi vet, att många arter anlockas till kylvattenplymerna och att lek sker i uppvärmt vatten, men enskilda individers beteende är i stort sett okänt. Här behövs också mer kunskap för att bedöma den sammanvägda effekten av kylvatten. Vi vet, att det finns såväl positiva som negativa effekter, men hur dessa sammantaget yttrar sig, och hur man skulle kunna utnyttja de positiva egenskaperna är dåligt känt. Följande frågeställningar bedöms mest relevanta.

- a) Enskilda fiskars förflyttning relativt det varma kylvattnet är dåligt kända, vilket försvårar en djupare förståelse av vad som ses i provfiskena och av hur individer exponeras. Det gäller i princip alla fiskarter men är mest intressant för varmvattenarter. Kunskapen kan inhämtas med hjälp av märkningar.
- b) Kunskaperna om de bestånd som leker i närområdena behöver förbättras. Det gäller utbytet med omgivande vatten, yngelexport och genetiska förändringar för limniska varmvattenarter och strömming. Kunskaperna är viktiga även för utnyttjande av kylvatten för att förstärka fiskrekryteringen. De inhämtas genom märkning (samordning med a)) och genetiska studier.
- c) Temperaturen effekter på fiskars energifördelning och hur detta påverkar bestånden bör klarläggas. Det gäller främst limniska varmvattenarter men även ål. Det modellarbete som inleddes i samverkan med Oak Ridge Laboratories bör slutföras.

Alla tre delarna är viktiga för att på ett rationellt sätt kunna utnyttja kylvatten. De har även betydelse för lokalisering av kraftverk och för att konstruera intag och utsläpp för kylvatten liksom för att förstå hur lokala populationer kan utvecklas i recipienterna.

10.2 Konsekvenser av klimatändring

Kritiska temperaturgränser

Kritiska temperaturgränser för de arter som passerar kraftverkens bandsilar och följer med kylvattnet genom kondensorn är dåligt kända, men man kan anta att letaltemperaturerna i flertalet fall ligger något över 30°C. Som ses i kap. 5 (faktaruta) överstiger kylvattentemperaturen idag denna gräns korta perioder under sommaren, vilket sannolikt orsakar en del dödlighet hos genomtransporterat djurplankton. De organismer som lever i utsläppsområdena, t.ex. anlockad fisk, har letaltemperaturer som ligger på samma nivåer varför det finns risk för ökad dödlighet även i dessa.

Den pågående klimatändringen anses kunna leda till att genomsnittstemperaturerna i havet höjs 2-4 °C, vilket innebär att temperaturförhöjningen i vikar och skärgårdar skulle kunna bli ännu större. Kylvattnet skulle då bli betydligt varmare än idag och kritiska gränser för flera organismer överskridas. Detta kan få allvarliga konsekvenser som kan framtvinga reduktioner av kraftverkens drift. Följande frågeställningar har särskilt stor betydelse.

- a) Prognoser för temperaturutvecklingen, som beskriver varaktigheten av höga temperaturer i typområden, bör tas fram som underlag för bedömning av risken för överskridande av kritiska temperaturgränser.
- b) Kunskapen om dödlighet i kylsystemen bör förbättras. Det gäller flertalet arter med pelagiska livsstadier. Experiment för att fastställa letaltemperaturer samt förfinade fältkontroller bör genomföras.
- c) Kunskapen om dödlighet i närområdena bör förbättras. Det gäller flertalet fastsittande organismer och varmvattenfiskar. Experiment och förfinade fältkontroller bör genomföras.
- d) Kunskapen om skyende av närområdena p.g.a. överskridna preferenstemperaturer bör förbättras vad avser varmvattenfiskar. Fältstudier bör genomföras.

Frågan om kritiska temperaturgränser är viktig i samband med t.ex. effekthöjningar på reaktorer, då man måste ta ut det ökade kylbehovet som ett högre kylvattenflöde eller höjd temperatur. Av samma skäl är den också viktig vid nykonstruktion av reaktorer. Problemet är också ett viktigt motiv för djupvattenintag.

Förändringar i utsläppsområdena

Temperaturen har stor betydelse för vilka arter som bygger upp recipienternas samhällen. I Kap. 4 ges en beskrivning av typiska varm- och kallvattenarter i olika kustområden. Under den varma årstiden, då större delen av den biologiska produktionen sker, lever de över respektive under termoklinen. Under främst denna period kommer ett varmare klimat i kombination med ett kylvattenutsläpp att leda till stora omställningar genom att utbredningen av bottenarter, som är för varma för kallvattenarter, ökar kraftigt. Dessa arter kan alltså komma att ersättas av varmvattensamhällen i relativt stora områden. En utveckling av plymmodeller för närområdena krävs för att man skall få tillräckligt underlag för bedömning av vilken utbredning effekterna kan få vid klimatändring. Modellerna kan tillämpas på den kunskap som finns om arternas temperaturpreferenser.

De existerande teoretiska modellerna ger möjlighet att beräkna temperatursänkingsförloppet i kylvattenplymen genom inblandning av spädvatten och värmeavgivning till atmosfären. Detaljerade bilder av temperaturförhållandena nära utsläppskanalernas/tunnlarnas mynnningar har emellertid i de flesta fall inte kunnat uppmätas med tillräcklig precision och

modellerna har därför inte kunnat verifieras för en detaljerad beskrivning av dessa områden. En av orsakerna till mätproblemen är de ofta besvärliga strömförhållandena nära utloppen. Med modern mätteknik är det möjligt att samla in de uppgifter som man tidigare inte har lyckats registrera.

Avkylningsprocessens förlopp är känd och vilka processer som ingår. Genom arbetet med beräkningar och vissa verifieringar av dem har beräkningsmodellerna redan idag fått god precision. För att ytterligare höja precisionsnivån skulle man ha stor nytta av krävs fler tillfällen med uppmätningar av värmeavgång till atmosfären och blandningsförhållanden. Den kunskapen behövs för att säkerställa att modellberäkningarna ger tillförlitliga resultat även om klimatet förändras i den utsträckning som nu diskuteras med bl.a. en temperaturförhöjning i havet på 2–4 °C. Modellstudier av värmeavgång till atmosfären kan bör göras inne i Biotestsjön. Studier av blandning kan bör göras genom att modellresultat och mätningar jämförs, t.ex. utanför Oskarshamnsverket.

Vissa studier av regional påverkan av låga övertemperaturer har genomförts. Resultaten visar att en sådan uppvärmning förekommer, dock utan att ge entydiga svar med god precision. Med dagens satellitbaserade mätteknik som hjälp bör denna storskaliga uppvärmning och dess variation kunna studeras på ett effektivt sätt för samtliga kärnkraftverk.

10.3 Stöd för tekniska lösningar

Den forskning som föreslås ovan kan tillämpas som stöd för tekniska lösningar, särskilt om insatserna riktas mot att lösa de för kraftverken mest relevanta biologiska problemen. En ökad förståelse av fiskars beteenden i kylvattenrecipienter kan underlätta tekniska lösningar som minimerar negativa effekter samtidigt som man tar tillvara värmens positiva inverkan på i första hand rekryteringen (10.1.c). Bättre kunskap om arternas kritiska temperaturgränser kan tillämpas vid valet av intags- och utsläppskonstruktioner samt hur man skall avväga flöde mot övertemperatur. I detta sammanhang är det viktigt, att man har goda prognosmodeller för både klimatändring och konsekvenserna för de lokala organismsamhällena. Om klimatet förändras så att genomsnittstemperaturerna i havet höjs 2–4 °C innebär det att temperaturförhöjningen nära kusten, i vikar och skärgårdsområden möjligen skulle kunna höjas ännu mer. Härigenom skulle intagstemperaturen på kraftverkens kylvatten liksom utsläppstemperaturen bli betydligt högre än idag och kritiska gränser för ett antal marina organismer överskridas. Påverkan av höga temperaturer skulle också ske i större områden. En studie av risken för och konsekvenserna av sådana temperatureffekter bör snarast utföras för att ge underlag till planering och dimensionering av kylsystemen i samband med ytterligare effekthöjningar eller uppförandet av nya reaktorer.

11. Slutord

De svenska kärnkraftverken är placerade vid fyra topografiskt och hydrografiskt olikartade vattenområden, som tillsammans representerar landets vanligaste vattentyper och olika salthalter. Härigenom har effekter av kylvattenanvändning kunnat studeras på flertalet i svenska kustvatten vanliga organismsamhällen. Kraftverken har också olika typer av intags- och utsläppsarrangemang. I alla områden har bedrivits likartade, systematiska undersökningar, som inletts långt före kraftverkens start och fortfarande pågår. Dessa förhållanden har gjort det möjligt att skapa en internationellt sett unik kunskapsbank.

Generellt sett har de kylvattenrelaterade miljöeffekterna varit små och avsevärt mindre än vad som med ledning av utländska erfarenheter befarades före kraftverkens start. Den främsta orsaken härtill är att lokaliseringen varit lyckosam, trots att ekologiska avväganden inte haft någon avgörande betydelse. Kraftverken ligger vid öppna kuststräckor med god vattenomsättning, vilket gjort att områden – i synnerhet bottnar – med en temperaturhöjning, som ger biologiska effekter, blivit mycket begränsade. Tack vare en relativt god vattenkvalitet har befarade kombinationseffekter mellan värme och föroreningar dessutom i stort sett uteblivit. I andra länder är många kraftverk placerade vid floder och sjöar, där kapaciteten för inblandning av kallare vatten är låg och vattenkvaliteten dålig. I de fall man inte tvingats bygga kyltorn, har de ekologiska effekterna ofta blivit starkt negativa.

I de små påtagligt värmepåverkade områdena är effekterna tydliga på alla nivåer i ekosystemet. De är dock ej av enbart negativ karaktär; biodiversiteten är hög, och produktion av bl.a. fisk gynnas ofta. De allvarligaste miljöstörningarna är den dödlighet som orsakas av mekaniska och kemiska metoder för att hindra organismer från att störa kylvattenflödet och av att temperaturen i kylvattensystemen ibland överskrider vissa organismers toleransnivå. Även dessa problem har i Sverige varit av måttlig omfattning tack vare att stora koncentrationer av fisk inte berörts, och viktiga vandringsvägar endast i undantagsfall påverkats.

Under de senaste tjugo åren har en väsentlig temperaturhöjning skett i de svenska kustvatten, vilket innebär att kylvattenutsläppen idag påverkar de ekologiska förhållandena på ett annat sätt än vid kraftverkens start. Skulle denna utveckling fortsätta, kan mycket negativa effekter befaras; framför allt kommer letaltemperaturerna för många djurarter att överskridas i kylsystemen i en icke acceptabel omfattning. För att förebygga detta kan kylvattenflödena ökas eller bottenintag användas, vilka – rätt placerade – även minskar insuget av organismer.

Hittills har man i huvudsak sett varmvattenutsläpp som en förorening, vars effekter bör minimeras. I vårt klimat, där de flesta biologiska processer bromsas av låga temperaturer, borde de stora värmemängderna i kombination med rörelseenergin kunna utnyttjas för att bl.a. kompensera de ofrånkomliga negativa effekterna. Närmast till hands ligger att öka produktionen av fisk genom att t.ex. avleda delflöden till skyddade områden, som är lämpliga som lek- och uppväxtområden.

Under 1970-talet analyserades möjligheten att använda kylvattnets energiinnehåll för att förbättra vattenkvaliteten i förorenade områden i närheten av större tätorter. Främst avsåg man att syresätta syrefria bottnar genom att åstadkomma en motström av bottenvatten från renare områden utanför recipienten och därigenom förhindra läckage av fosfor och ett antal giftiga ämnen. Att eliminera den ständiga interna cirkulationen av stora fosfordepåer har idag högsta prioritet i många innerskärgårdar, där omfattande och kostsamma insatser för att stoppa extern tillförsel gett begränsad effekt. Minskas internbelastningen, kan detta också leda till en mindre uttransport av fosfor till omgivande vatten. Även värmetillförseln kan ge positiva effekter genom att öka växtproduktionen i ytvattnet och därmed upptaget

av näringsämnen. Dessa kan genom växternas sedimentation fastläggas i recipienten, om bottenarna är syresatta.

En väl planerad placering och utformning av ett kraftverks intag och utsläpp av kylvatten kan således medföra att vattenomsättningen i en sjö eller i skärgårdsområden förbättras och därigenom även syresituationen i djupare vattenskikt. Ett exempel härpå är kraftvärmeverket i Västerås vars kylvattenutsläpp i ett näringsbelastat vattenområde vintertid, genom en sjunkande kylvattenplym, ventilerar bottenvattnet i Västeråsfjärden. En positiv effekt tycks även uppnås sommartid då en flytande kylvattenplym kan generera en kompensationsström i djupare vattenskikt.

Den här presenterade sammanställningen visar, att det finns en mycket stor och nu tillgänglig kunskapsbank, som kan användas för placering och utformning av intag och utsläpp av kylvatten, anpassning av temperaturhöjningar till organismernas toleransgränser samt, inte minst, lokalisering av nya kraftverk. Vetenskapligt solida underlag finns för att minimera negativa miljöeffekter och ge förutsättningar för att de två tredjedelar av värmeproduktionen i kärnkraftverken, som idag ses som ett miljöproblem, i stället kan användas som en resurs, som kan skapa positiva miljövärden.

12. Referenser

1. Kärnkraftverken

- Teknik & miljö, Nr 1, feb 1970.
- Erfarenheter från driften av de svenska kärnkraftverken, 2007. Kärnkraftsäkerhet och utbildning AB.

2. Kylvatten, fysikalisk/biologisk bakgrund.

2.1 Hydrografi

- Fonselius, S. 1995. Västerhavets och Östersjöns oceanografi. Rapport SMHI Oceanografi 1995.
- Gidhagen, L. 1984. Coastal upwelling in the Baltic – a presentation of satellit and in situ measurements of sea surface temperatures indicating coastal upwelling. Rapport RHO37 SMHI.
- IPCC Fourth Assessment Report, AR4 2007.
- Juhlin, B. 1992. 20 års mätningar längs svenska kusten med kustbevakningens fartyg (1970–1990).
- Rapport nr 54 SMHI Oceanografi.
- Sjöberg, B. (Red.) 1992. Hav och kust. Bra Böcker, Höganäs. ISBN 91-877-60-13-4
- SMHI/Merentutkimuslaitos 1982. Climatological ice atlas. ISBN 91-86502-00-X.

2.2 Havens värmebalans.

- Defant, A. 1960. Physical Oceanography, Vol. 1. Pergamon Press.
- Kraus, E.B. 1972. Atmosphere–Ocean interaction. Claredon Press.
- Stigebrandt, A. 1990. Kompendium i marin systemanalys Nr 2. Oceanografiska inst. Göteborgs Universitet.

2.4 Gasers löslighet i vatten

- Dietrich, G., och Kalle K. 1963. General Oceanography. John Wiley & Sons, Inc.

2.5 Effekter på organismer

- Grimås, U. 1970. Värme – en fråga om liv eller död. Zool. Revy 32 (4) 1970: 91–99.
- Grimås, U. & U. Ehlin. 1975. Swedish studies on combination effects of thermal discharges in the aquatic environment, Some aspects of power plant siting policy.

3. Undersökningar

3.1 Beslut av domstolar och myndigheter

- Ehlin, U. 1970. Det krävs miljoner megawatt för 1° varmare Östersjövatten. Teknik & miljö 1970 nr 4.

3.2 Lokaliseringsundersökningar

- Ehlin, U. 1969. Undersökningar för framtida projekt i Stockholms skärgård. Vatten nr 4 1969.

3.8 Forskning

- Berg, U., Dahlin, J., Grimås, U., Neuman, E., Norling, L., Soop, K., Svensson, P., Wiktorin, L. & H. Willner. 1972. Ett försök med databasteknik i miljövarldsforskning. IBM Svenska AB/ Arne Tryckare AB.
- Blaylock, B.G., Cairns Jr., J., Deelder, C. L., Dunn, W. E., Jansson, B.-O. & B. Sten. 1982. Utvärdering av forskningsverksamheten i nämndens regi åren 1974–1982. Nämnden för Värmekraftens Miljöfrågor.
- Bork, I. 1978. Preliminary model studies of sinking plumes. SMHI Rapport Hydrologi Oceanografi Nr 14.

- Ehlin, U. 1972. Cooling Water Discharges to Lakes and Seas. World Meteorological Organization, Regional Association VI, Ext-Ra VI/Doc 11
- Ehlin, U. 1973. Kustvattnens dynamik – studier i modell och verklighet. Nionde nordiska symposiet om vattenforskning, NORDFORSK 1974:4.
- Grimås, U. & U. Ehlin. 1975. Swedish studies on combination effects of thermal discharges in the aquatic environment, Some aspects of power plant siting policy.
- Karlsson, A. & S. Lindahl. 2003. Simuleringar av kylvattenplymer från Oskarshamnsverket. SMHI Rapport Nr 2003–34.
- Milanov, T 1969. Avkylningsproblem i recipienter vid utsläpp av kylvatten. Notiser o prel. rapp. SMHI Serie Hydrologi Nr. 6.
- Nämnden för Värmekraftens Miljöfrågor. 1980. Värmekraft och miljö. Utbildningsproduktion AB.
- Prych, E. A. 1972. A warm water effluent analyzed as a bouyant surface jet. Notiser o prel. rapp. SMHI Serie Hydrologi Nr. 21.
- Prych, E.A. 1973. An analysis of a jet into turbulent ambient fluid. Water Research. Vol.7 pp. 647–657.
- Rodhe, B.1974. Spridning av värme och vattenånga från kyltorn. Kylvatten – effekter på miljön. Statens Naturvårdsverk Publikationer 1974:25.
- Sandström, O. & B. Svensson.1990. Kylvattnets biologiska effekter, Forskningen i Biotestsjön, Forsmark, 1984–1988. Statens vattenfallsverk. Grafik & Prab.
- Snoeijjs, P. 1994. The Forsmark Biotest Basin – An instrument for Environmental Research. Experiences of large cooling water discharges in Sweden (1969–1993) and research perspectives for the future. Naturvårdsverket Report 4374.
- Sten, B., Alsrup B., Grimås U., Persson W., Svensson B., Svensson U., Vasseur B. & H. Westerberg. 1983. Forskning i kylvattenrecipienter. Nämnden för Värmekraftens Miljöfrågor, opublicerad.
- Svensson, J. 1976. Seminars at SMHI 76-03-29–04-01 on numerical models of the spreading of cooling water. SMHI Rapport Hydrologi Oceanografi Nr 8.
- Vasseur, B. 1974. Temperaturförhållanden i svenska kustvatten, SMHI Rapport Hydrologi Oceanografi Nr RHO 3.
- Vasseur, B. 1979. Modyfying a jet for cooling water outlets. SMHI Rapport Hydrologi Oceanografi Nr 17.
- Vasseur, B., Funkqvist, L. & J. F. Paul. 1980. Verifications of a numerical model for thermal plumes. SMHI Rapport Hydrologi Oceanografi Nr 24.
- Vattenfalls Miljövårdsstiftelse. 1974. Kylvatten – effekter på miljön. Statens Naturvårdsverk Publikationer 1974:25.
- Weil, J. 1974. Verification of a heated water jet numerical model. SMHI Rapport Hydrologi Oceanografi Nr 1.
- Wilmot, W. 1976. A numerical model of the effects of reactor cooling water on fjord circulation. SMHI Rapport Hydrologi Oceanografi Nr 6.

3.9.3. Övriga undersökningar

- Andersson, J. & P. Karås. 1979. Bentiska alger och fanerogamer i en varmvattenpåverkad Östersjövik. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1168.
- Nyquist, B. 1979. Dokumentation och beräkning av fastsittande algers areella utbredning i Oskarshamnsområdet. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1169.
- Svensson, R. & M. Wigren-Svensson. 1982. Vegetationen i Biotestsjön, Forsmarks kärnkraftverk 1980 och 1981. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1501.

3.10 Dagens kontrollprogram

- Thoresson, G. 1992. Handbok för Kustundersökningar. Metodbeskrivningar i fiskeribiologi. Fiskeriverket, Kustrapport 1992:1.

- Thoresson, G. 1992. Handbok för Kustundersökningar. Recipientkontroll. Fiskeriverket, Kustrapport 1992:4.
- Thoresson, G. 1996. Handbok för kustundersökningar. Referensområden. Fiskeriverket, Kustrapport 1996:7.

4. Kraftverkslägena – hydrografi och ekologi

- Edler, L., Granéli, E. & B. Sjöstedt. 1978. Planktologiska undersökningar utanför Barsebäcks kärnkraftverk 1976–1977. Marinbotaniska laboratoriet, Lund, opublicerad.
- Eriksson, S., Sellei, C. & K. Wallström. 1977. The structure of the plankton community of the Öregrundsgrepen (southwest Bothnian Sea). *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 30:582–597.
- Fonselius, S. 1995. Västerhavets och Östersjöns oceanografi. Rapport SMHI Oceanografi 1995.
- Grimås, U. 1980. Bottenfaunans utveckling 1962–1977 vid Oskarshamns kärnkraftverk och några jämförelseområden efter Östersjökusten. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1165.
- Grimås, U. & E. Neuman. 1971. Basundersökningar vid Forsmark under 1970–1971 samt riktlinjer för kommande verksamhet. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Jacobsson, A. 1980a. Studier av sill och skarpsill i Väröområdet. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1351.
- Jacobsson, A. 1980b. Yrkesfisket efter ål, hummer och krabba i Ringhalsområdet under 1970-talet. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Jacobsson, A. 1981. Yrkesfiskets utveckling vid svenska Öresundskusten under 1970-talet. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Lindahl, G. & K. Wallström. 1980. Växtplankton i Öregrundsgrepen 1977–1978. *Medd. Växtbiol. Inst. Uppsala* 1980:8.
- Ljungberg, P. & S. Smith. 1981. Bottenfaunistiska undersökningar i anslutning till varmvattenutsläppen från kärnkraftverket i Barsebäck 1976–1979. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Mo, K. & S. Smith. 1988. Mjukbottenfaunan i Öregrundsgrepen 1978–1986. Naturvårdsverket Rapport 3467.
- Naturvårdsverket 2006. Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. NFS 2006:1
- Neuman, E. 1974. Temperaturen och balansen mellan limniska och marina fiskar i några Östersjöskärgårdar. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 14.
- Neuman, E. 1979. Mellanårsvariationer i nätfångster av bottenfiskar i några Östersjöskärgårdar åren 1962–1977. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1160.
- Neuman, E. 1980. Temperaturen inverkan på fiskfångster vid Ringhals kärnkraftverk. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1350.
- Neuman, E. 1981. Temperaturen inverkan på fiskfångster vid Barsebäcks kärnkraftverk 1971–1980. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1441.
- Neuman, E. 1982. Species composition and seasonal migrations of the coastal fish fauna in the southern Bothnian Sea. s. 317–351. I: *Coastal Research in the Gulf of Bothnia*. Ed. K. Müller, Dr W. Junk Publishers, The Hague.
- Neuman, E. 1988. Effekter av Ringhalsverkets kylvattenutsläpp på det strandnära fisksamhället. Naturvårdsverket Rapport 3462.
- Nyqvist, B. & R. von Braun. 1980. Dokumentation och biomasseuppskattning av den bentiska vegetationen i Ringhalsområdet. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1349.
- Sellei, C., Andersson, J. & P. Karås. 1979. Zooplanktonstudier vid ett kylvattenutsläpp. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1167.
- Stjernquist, U. 1981. Undersökning av bottenfloran utanför Barsebäcks kärnkraftverk under 1978 och 1979. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Swedmark, M. 1977. Undersökning av bottenfaunan i kustavsnittet vid Värö–Ringhals 1972–1975. Statens naturvårdsverk, opublicerad.

- Thoresson, G. & E. Neuman. 1979. Fångstutvecklingen inom yrkesfisket i två Östersjöskärgårdar åren 1962–1977. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1161.
- Wallström, K. 1977. Fytoplankton i Öregrundsgrepen från juni till och med november 1973. Medd. Växtbiol. Inst. 1977:5.
- Willner, H. 1979. Bottenfaunan i en varmvattenpåverkad Östersjövik. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1164.

5. Hydrografiska effekter

5.2 Enskilda kylvattenplymers utbredning

- Andersson, J. 1982. SMHI:s undersökningar i Öregrundsgrepen 1979–1981. SMHI utredning 823/587/326.
- Lindahl, S. & M. Moberg. 1979. Oceanografiska kontrollundersökningar utanför Ringhals kraftstation 1978. SMHI utredning 234/324.
- Skoglund, P.O. 1981. Oceanografiska kontrollundersökningar utanför Barsebäcks kärnkraftstation 1979–1980. SMHI utredning 79/324.
- Wickström, K. 1990. Oskarshamnsverket Kylvattenutsläpp i havet. SMHI rapport 1990–34.

5.3 Sammanlagt påverkat område, plymklasser

- Andersson, J. & R. Hillgren. 1985. SMHI:s undersökningar i Öregrundsgrepen perioden 1982–83. SMHI rapport 1985-01-15.
- Andersson, J. & R. Hillgren. 1990. SMHI:s undersökningar utanför Forsmark 1989. SMHI rapport 1990–37.
- Lindahl, S. 1980. Kylvattnet från Ringhals. SMHI utredning 234/324.
- Skoglund, P.O. 1981. Oceanographic investigations outside the nuclear power plant of Barsebäck 1967–1980. SMHI utredning 79/324.
- Skoglund, P.O. & C. Peterson. 1988. Ringhals – Kylvattenutsläpp i havet. SMHI rapport 1988–25.
- Wickström, K. 1990. Oskarshamnsverket Kylvattenutsläpp i havet. SMHI rapport 1990–34.

5.4 Kylvattenplymers inlagring

- Ingemansson, A. & S. Lindahl. 2005. Simulering av kylvattenplymer från Forsmarks kraftverk. SMHI rapport 2005–57.
- Karlsson, A. & S. Lindahl. 2003. Simuleringar av kylvattenplymer från Oskarshamns kraftverk. SMHI rapport 2003–34.
- Lindahl, S. & M. Moberg. 1979. Oceanografiska kontrollundersökningar utanför Ringhals kraftstation 1978. SMHI utredning 370/323.
- Liungman, O. & al. 2003. Simuleringar av kylvattenplymer från Ringhals kraftverk. SMHI rapport 2003–43.
- Westman, S.-E. 1978. Temperaturkartering av kylvattenutbredningen vid Oskarshamnsverket 1972–1978. SMHI utredning 1802/41.

5.6 Storskalig utbredning av kylvatten

- Andersson, J. & R. Hillgren. 1990. SMHI:s undersökningar utanför Forsmark 1989. SMHI rapport 1990–37.
- Lindahl, S. 1980. Kylvattnet från Ringhals. SMHI utredning 234/324.

6. Effekter i kylsystemen

- Adill, A., Karås P. & K. Mo 2009. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, opublicerad. .
- Andersson, J. 1980. Fiskägg och fiskyngel i kylvattenintaget vid Ringhalsverket 1979–1980. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1346.

- Andersson, J. 1981a. Studier av glasål i Barsebäcksområdet. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Andersson, J. 1981b. Fisk i silstationerna för Barsebäcksverket. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Andersson, J. 1983. Fiskintag i silstationerna för O I och O II vid Oskarshamnsverket 1982. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Andersson, J. 1990. Fiskeribiologiska aspekter på kylvattenintaget till tredje blocket vid Oskarshamnsverket. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Andersson, J. & A. Jacobsson. 1980. Studier av glasål (*Anguilla anguilla* L.) i Väröområdet. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1347.
- Fagerholm, B. & J. Andersson. 2005. Biologiska undersökningar vid Ringhals kärnkraftverk 1997–2001. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2005:6.
- Franzén F. 2005. Biologisk recipientkontroll vid Barsebäcks kärnkraftverk. Årsrapport för 2004. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, opublicerad.
- Franzén, F., Mo K. & B. Fagerholm. 2002. Biologisk recipientkontroll vid kärnkraftverken. Årsrapport för 2001. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2002:8.
- Grimås, U. & E. Neuman. 1983. Biologiska undersökningar vid Barsebäcks kärnkraftverk 1969–1983. Sammanfattning. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1690.
- Grimås, U., Jacobsson A. & E. Neuman. 1988. Biologiska och radioekologiska undersökningar vid Ringhals kärnkraftverk 1968–1987. Naturvårdsverket Rapport 3463.
- Heinle, D. R. 1969. Temperature and zooplankton. Ches. Sci. 10:186–209.
- Jacobsson, A. 1983. Fisk i silstationerna för Barsebäcksverket 1982–1983. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Jansson, M. 2008. Biologisk recipientkontroll vid Ringhals kärnkraftverk. Årsrapport för 2007. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, opublicerad.
- Karås, P. 1978. Zooplanktonstudier i kylvattenvägarna vid kärnkraftverket i Simpevarp. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Karås, P. 1979. Fiskfångst i silstationen vid Oskarshamnsverket. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1159.
- Karås, P. 1992. Zooplankton entrainment at Swedish nuclear power plants. Mar. Poll. Bull. 24: 27–32.
- Mo, K., Karås P., Neuman E., Sandström O. & H. Svedäng. 1996. Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk 1980–1995. Fiskeriverket, Kustrapport 1996:6.
- Neuman, E. & J. Andersson. 1990. Naturvårdsverkets biologiska undersökningar utanför Oskarshamnsverket under 1980-talet. Naturvårdsverket Rapport 3780.
- Westerberg, H. 1997. Ålundersökningar 1992–1995 i Öresund. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, opublicerad.
- Ådjers, K., Appelberg M., Eschbaum R., Lappalainen A. & L. Lozys. 2001. Coastal Fish Monitoring in Baltic Reference Areas 2000. Kala- ja riistaraportteja nro 229.

7. Temperatureffekter i recipienten

7.1. Plankton

- Edler, L., Grandeli E. & B. Sjöstedt. 1980. Influence of the cooling water system on plankton at Barsebäck nuclear power plant, SW coast of Sweden. Vatten 1.
- Eriksson, S., Sellei C. & K. Wallström. 1977. The structure of the plankton community of the Öregrundsgrepen (southwest Bothnian Sea). Helgoländer Meeresuntersuchungen 30:582–597.
- Gundersen, K. 1979. Mikrobiologiska undersökningar i kall- och varmvattensgradienten (kylvatten) vid kärnkraftverket i Oskarshamn, 1977. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1171.
- Hobro, R. 1979. Effekter av varmvatten på växtplanktonpopulationen vid Simpevarps kärnkraftverk. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1170.
- Sellei, C., Andersson J. & P. Karås. 1979. Zooplanktonstudier vid ett kylvattenutsläpp. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1167.
- Öström, B. 1989. Primary production in heated water. Med. Havsfiskelab. Lysekil No. 235.

7.2 Bottenlevande organismer

- Agrenius, S. 2006. Övervakning av mjukbottenfaunan längs Sveriges västkust. Rapport från verksamheten år 2005. Kristinebergs Marina Forskningsstation, Göteborgs Universitet, opublicerad.
- Andersson, J. 2008. Biologisk recipientkontroll vid Barsebäcks kärnkraftverk. Årsrapport för 2007. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, opublicerad.
- Andersson, J. & P. Karås. 1979. Bentiska alger och fanerogamer i en varmvattenpåverkad Östersjövik. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1168.
- Andersson, J., Franzén F., Lingman A. & O. Sandström. 2005. Recipientundersökningar vid kärnkraftverket vid Oskarshamn. Sammanställningar av resultat från undersökningar av fisksamhällen och mjukbottenfauna 1962–2001. Fiskeriverket informerar, FINFO 2005:8.
- von Braun, R. 1980. Kylvattenutsläppens inverkan på bottenfloran utanför Ringhals kärnkraftverk. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1348.
- Brodin, Y. 1979. Fjädermyggor (*Diptera, Chironomidae*) i kylvattenrecipienten vid ett kärnkraftverk. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Eriksson, L. 1979. Bottenfaunan i Finbofjärden, Ålands skärgård. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Eriksson, L. 1985. Chironomidfaunan i Biotestsjön och Forsmarksområdet 1973–81. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1925.
- Eriksson, J. & M. Hedman. 1971. Kvantitativ undersökning av mjukbottenfaunan i Öregrundsgrepen. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Franzén, F. 2008. Biologisk recipientkontroll vid Oskarshamns kärnkraftverk. Årsrapport för 2007. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, opublicerad.
- Grimås, U., 1979. Bottenfaunans utveckling 1962–1977 vid Oskarshamns kärnkraftverk, Simpevarp, och några jämförelseområden efter Östersjökusten. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1165.
- Grimås, U., Jacobsson A. & E. Neuman. 1988. Biologiska och radioekologiska undersökningar vid Ringhals kärnkraftverk 1968–1987. Naturvårdsverket Rapport 3463.
- Gundersen, K. 1979. Mikrobiologiska undersökningar i kall- och varmvattengradienten (kylvatten) vid kärnkraftverket i Oskarshamn, 1977. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1171.
- Gustafsson, B. 1999. Undersökning och jämförelse av hårbottensamhällen mellan tre olika vattentemperaturzoner utanför Ringhals kylvattenutsläpp, hösten 1998. Opublisherat examensarbete i marin zoologi, Institutionen för marin ekologi, Göteborgs universitet. Löpnr. 82.
- Göransson, P. 2000. Bottenfaunan längs Hallandskusten 2000. PAG Miljöundersökningar, opublicerad.
- Hallbäck, H. 1980. Sammanfattning av dykundersökningar i området kring Ringhals och Värö under åren 1975–1979. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Hobro, R. 1979. Effekter av varmvatten på växtplanktonpopulationen vid Simpevarps kärnkraftverk. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1170.
- Jansson, M. 2008. Biologisk recipientkontroll vid Ringhals kärnkraftverk. Årsrapport för 2007. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, opublicerad.
- Karlsson, J. 1997. Utbredning av sargassosnärla – *Sargassum muticum* – vid svenska västkusten 1996. Slutrapport till Världsnaturfonden, WWF.
- Karås, P., Adill A., Boström M., Mo K. & A. Sevastik. 2009. Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk år 2000–2007. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2009: . I manuskript.
- Ljungberg, P. & S. Smith. 1981. Bottenfaunistiska undersökningar i anslutning till varmvattenutsläppen från kärnkraftverket i Barsebäck 1976–1979. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Mo, K. 1984. Mjukbottenfaunan i Biotestsjön, Forsmark, 1978–1983. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1914.
- Mo, K. 1990. Mjukbottenfaunan i Simpevarpsområdet 1983–1989. Naturvårdsverket Rapport 3786.

- Mo, K., Karås P., Neuman E., Sandström O. & H. Svedäng. 1996. Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk 1980–1995. Fiskeriverket, Kustrapport 1996:6.
- Neuman, E. 1980. Temperaturens inverkan på fiskfångster vid Ringhals kärnkraftverk. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1350.
- Neuman, E. 1981. Temperaturens inverkan på fiskfångster vid Barsebäcks kärnkraftverk 1971–1980. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1441
- Nyman. B. 1987. Täthetsvariationer hos Gammarus i Biotestsjön, Forsmark. Naturvårdsverket Rapport 3385.
- Nyman. B. 1989. Gammarustätheten utanför Barsebäcks kraftverk under år 1987. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Nyquist, B. 1983. Undervattensvegetationens storskaliga utbredning och sammansättning i Barsebäcksområdet 1981. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1660.
- Nyquist, B. 1984. Undervattensvegetationens areella förändring mellan åren 1975 och 1982 inom två områden vid Oskarshamnsverket. Zool. Inst. Stockholms Universitet, opublicerad.
- Nyquist, B. 1987. Undervattensvegetationens förändringar mellan 1979 och 1984 i Biotestsjön, Forsmark. Naturvårdsverket Rapport 3359.
- Nyquist, B. 1987. Undervattensvegetationens utbredning i Ringhalsområdet 1986 samt jämförelse med 1979 års situation. Stockholms Universitet. MEF Rapport 87/2.
- Nyquist, B. 1990. Undervattensvegetationens utbredning utanför Oskarshamnsverket 1988. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Nyquist, B. & R. von Braun. 1980. Dokumentation och biomass uppskattning av den bentiska vegetationen i Ringhalsområdet. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1349.
- Renström, S. 1987. Överbattensvegetationen vid Hamnefjärden, Oskarshamns kärnkraftverk 1985. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Renström, S., Svensson R. & M. Wigren-Svensson. 1985. Förändringar av vegetationen i Biotestsjön, Forsmark kärnkraftverk, 1974–1983. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1974.
- Renström, S., Svensson R. & M. Wigren-Svensson. 1990a. Vegetationen vid Biotestsjön, Forsmarks kärnkraftverk 1984–1986. Naturvårdsverket Rapport 3735.
- Renström, S., Svensson R. & M. Wigren-Svensson. 1990b. Vegetationen vid Biotestsjön, Forsmarks kärnkraftverk 1974–1986. Sammanfattning. Naturvårdsverket Rapport 3767.
- Rex, B. 1979. Hur kylvattnet från kärnkraftverken i Ringhals påverkar den bentiska algvegetationen. Avd. f. Marinbotanik, Göteborgs Universitet, opublicerad.
- Sandström, U. 1986. The occurrence of waterfowl in the biotest basin at the Forsmark nuclear power plant, Sweden. 1981–1984. Statens naturvårdsverk, Report 3128.
- Sasdy, L. 1981. Undersökning av juvenil plattfisk utanför Barsebäcksverket och i Lundåkrabukten. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1442.
- Sasdy, L. 1983. Undersökning av plattfiskyngel och bottenfauna på grunt vatten vid Barsebäcksverket 1981. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Snoeijs, P. 1988. Ecological studies of epilithic algae and fauna in the Baltic hydrolittoral. FD avhandling, Uppsala Universitet. Acta Universitatis Upsaliensis 176.
- Snoeijs, P. 1989. Ecological effects of cooling water discharge on hydrolittoral epilithic diatom communities in the northern Baltic Sea. Diatom Research 4: 373–398.
- Snoeijs, P. 1990. Effects of temperature on spring bloom dynamics of epilithic diatom communities in the Gulf of Bothnia. J. Veg. Sci. 1: 599–608.
- Stenbäck, H. 1975. Skillnader mellan en varmvattenpåverkad och en opåverkad havsvik med avseende på där levande snäckor – en rapport om snäcksituationen i Simpevarp. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Stenbäck, H. 1979. Snäckinventering i Oskarshamnsverkets recipient och dess referensområde 1975–1978. Statens naturvårdsverk, PM 1166.
- Stjernquist, U. 1981. Undersökning av bottenfloran utanför Barsebäcks kärnkraftverk under 1978 och 1979. Statens naturvårdsverk, opublicerad.

- Svensson, R. & M. Wigren-Svensson. 1992. Effects of cooling water discharge on the vegetation in the Forsmark Biotest Basin, Sweden. *Aquatic Botany* 42(1992):121–141.
- Tobiasson, S. 2007. Undersökning av växtsamhällen. Kalmar län 2006. Samordnad kustvattenkontroll i Kalmar län. Kalmar Högskola, opublicerad.
- Törnblom, E. & B. Boström. 1992. Temperatureffekter på mikrobiella nedbrytningsprocesser i grunda havssediment. Limnologiska Institutionen, Uppsala Universitet, opublicerad.
- Widahl, L-E. 1985. Inventering av bottenvegetationen i Biotestsjön, Forsmark, 1983. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- de Wilde, P. A. W. J. 1975. Influence of temperature on behaviour, energy metabolism and growth of *Macoma balthica* (L.). *Proc of the 9th Eur mar Biol symp*: 239–256.
- Willner, H. 1979. Bottenfaunan i en varmvattenpåverkad Östersjövik. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1164.

7.3. Fisk

7.3.1 Anlockning och skyende i förhållande till kylvattnet

- Adill, A., Karås P. & K. Mo 2009. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, opublicerad.
- Andersson, J. 1981. Studier av glasål i Barsebäcksområdet. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Andersson, J. 1984. Effekter av kylvattenutsläpp på strömmingen utanför Oskarshamnsverket. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1809.
- Andersson, J. 1990. Fisket efter blankål vid Oskarshamnsverket 1978–1988. Statens naturvårdsverk, Kustvattenenheten, opublicerad.
- Andersson, J. 2008. Biologisk recipientkontroll vid Barsebäcksverket i Öresund, 1971–2007. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2008:3.
- Andersson, J. & A. Jacobsson. 1980. Studier av glasål (*Anguilla anguilla* L.) i Väröområdet. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1347.
- Andersson, J. & P. Karås. 1990. Effects of cooling-water discharges on spring-spawning Baltic herring (*Clupea harengus* L.). Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Andersson, J., Mo K., Sandström O. & H. Svedäng. 1996. Biologiska kontrollundersökningar vid Oskarshamnsverket. Sammanfattning av resultaten t o m 1995. Fiskeriverket, Kustrapport 1996:5.
- Andersson, J., Franzén F., Lingman A. & O. Sandström. 2005. Recipientundersökningar vid kärnkraftverket vid Oskarshamn. Sammanställningar av resultat från undersökningar av fisksamhällen och mjukbottenfauna 1962–2001. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2005:8
- Bergström, L., Jansson M., Sundqvist F. & J. Andersson. 2009. Biologiska undersökningar vid Ringhals kärnkraftverk 1979–2007. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2009:2
- Berntsson, K.-E., Erichsen L. & S.-O. Öhlund. 1974. Blankålmärkningar vid Kråkelund 1968–1972. *Medd. Havsfiskelaboratoriet* 159.
- Franzén, F. 2008. Biologisk recipientkontroll vid Oskarshamns kärnkraftverk. Årsrapport för 2007. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, opublicerad.
- Grimås, U., Jacobsson A. & E. Neuman. 1988. Biologiska och radioekologiska undersökningar vid Ringhals kärnkraftverk 1968–1987. Naturvårdsverket Rapport 3463.
- Jacobsson, A. 1980. Studier av sill och skarpsill i Väröområdet. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1351.
- Jacobsson, A. 1981. Död av horngädda utanför Barsebäcksverket. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Karås, P. 1981. Näringsval hos gulål vid Barsebäcks kärnkraftverk åren 1979 och 1980. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1420.
- Karås, P., Adill A., Boström M., Mo K. & A. Sevastik. 2009. Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk år 2000–2007. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2009:2.
- Neuman, E. 1974. Temperatures inverkan på rörelseaktiviteten hos fisk i en Östersjövik. Statens naturvårdsverk, SNV PM 477.

- Neuman, E. 1979a. Catch/temperature relationship in fish species in a brackish heated effluent. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 58: 88–106.
- Neuman, E. 1979b. Mellanårsvariationer i nätfångster av bottenfiskar i några Östersjöskärgårdar åren 1962–1977. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1160.
- Neuman, E. 1979c. Temperaturens inverkan på fiskfångster utanför ett kylvattenutsläpp i Östersjön. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1163.
- Neuman, E. 1980. Temperaturens inverkan på fiskfångster vid Ringhals kärnkraftverk. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1350.
- Neuman, E. 1981. Temperaturens inverkan på fiskfångster vid Barsebäcks kärnkraftverk 1971–1980. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1441.
- Neuman, E. 1982. Species composition and seasonal migrations of the coastal fish fauna in the southern Bothnian Sea. s. 317–351. I: Coastal Research in the Gulf of Bothnia. Ed. K. Müller, Dr W. Junk Publishers, The Hague.
- Neuman, E. 1983. Thermal discharge and fish fauna in Sweden. Wat. Sci. Tech. 15: 67–87.
- Neuman, E. 1988. Effekter av Ringhalsverkets kylvattenutsläpp på det strandnära fiskesamhället. Naturvårdsverket Rapport 3462.
- Neuman, E. & A. Jacobsson. 1977. Fiskeriundersökningar i Pukaviksbukten. Statens naturvårdsverk, SNV PM 835.
- Neuman, E. & G. Thoresson. 1979. Fisket efter blankål (*Anguilla anguilla* L.) kring Oskarshamnsverket 1962–1977. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1162.
- Neuman, E. & G. Thoresson. 1981. Fisket efter blankål (*Anguilla anguilla*) kring Barsebäcksverket 1972–1979. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1428.
- Neuman, E. & A. Jacobsson. 1988. Fiskundersökningar vid Barsebäck kärnkraftverk 1981–1988. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Neuman, E. & J. Andersson. 1990. Naturvårdsverkets biologiska undersökningar utanför Oskarshamnsverket under 1980-talet. Naturvårdsverket Rapport 3780.
- Neuman, E. & O. Sandström. 2002. Utredning av miljökonsekvenserna vid dagens kylvattenanvändning i Forsmark samt bedömning av effekterna om Biotestsjöns fiskspärr avlägsnas. Skärgårdsutveckling AB, opublicerad.
- Nyman, B. 1989. Gammarustätheten utanför Barsebäcks kraftverk under år 1987. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Sandström, O. 1991. Vattenmiljön vid Forsmarks kraftstation. Naturvårdsverket Rapport 3867.
- Sandström, O. & E. Krogh. 1984. Effekter av kylvattenutsläpp på strömmingen utanför Forsmarksverket. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Sjöblom, V. 1961. Wanderungen des Strömlings (*Clupea harengus* L.) in einigen
- Schären- und Hochseegebieten der nördlichen Ostsee. Ann. Zool. Soc. "Vanamo", 23.
- Svedäng, H. & P. Karås. 1993. Utsläpp av kylvatten – en möjlighet att förbättra fiskrekrytering? Fiskeriverket, Kustrapport 1993:5.
- Thoresson, G. & E. Neuman. 1979. Fångstutvecklingen inom yrkesfisket i två Östersjöskärgårdar åren 1962–1977. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1161.
- Westerberg, H. 1979. Observationer av glasål i varmvattenutsläpp från kärnkraftverk. Information från Sötvattenlaboratoriet, Drottningholm (7).
- Westerberg, H. 1980. Telemetristudier på fisk. I: Värmekraft och Miljö – några forskningsprojekt. Utbildningsproduktion AB, Malmö.

7.3.2 Effekter på fysiologiska funktioner

- Andersson, J. 1990. Ålutsättningar i svenska kylvattenrecipienter. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Andersson, J., Sandström O. & H.J.M. Hansen. 1991. Elver (*Anguilla anguilla* L.) stockings in a Swedish thermal effluent – recaptures, growth and body condition. J. Appl. Ichth. 7: 78–89.

- Andersson, J., Mo K., Sandström O. & H. Svedäng. 1996. Biologiska kontrollundersökningar vid Oskarshamnsverket. Sammanfattning av resultaten t o m 1995. Fiskeriverket, Kustrapport 1996:5.
- Andersson, J., Franzén F., Lingman A. & O. Sandström. 2005. Recipientundersökningar vid kärnkraftverket vid Oskarshamn. Sammanställningar av resultat från undersökningar av fisksamhällen och mjukbottenfauna 1962–2001. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2005:8
- Craig, J. F. 1977. Seasonal changes in the day and night activity of adult perch, *Perca fluviatilis* L. J. Fish. Biol. 11:161–166.
- Eriksson, L.-O. 1978. A laboratory study of diel and annual activity rhythms and vertical distribution of the perch, *Perca fluviatilis*, at the Arctic circle. Environ. Biol. Fish. 3:301–307.
- Fry, F. E. J. 1971. The effect of environmental factors on the physiology of fish. s. 1–98. I: Fish physiology. Vol. 6. Red.: W. S. Hoar & D. J. Randall. Acad. Press, New York och London.
- Franzén, F. 2008. Biologisk recipientkontroll vid Oskarshamns kärnkraftverk. Årsrapport för 2007. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, opublicerad.
- Karås, P. 1987. Food consumption, growth and recruitment in perch (*Perca fluviatilis* L.). Doktorsavhandling, Uppsala Universitet.
- Karås, P. 1979. Inverkan av ett varmvattenutsläpp på födoalet hos abborre (*Perca fluviatilis* L.) och mört (*Leuciscus rutilus* L.) i en Östersjövik. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1157.
- Karås, P. 1990. Seasonal changes in growth and standard metabolic rate of juvenile perch (*Perca fluviatilis* L.). J. Fish. Biol. 37: 913–920.
- Karås, P. & E. Neuman. 1981. First-year growth of perch (*Perca fluviatilis* L.) and roach (*Rutilus rutilus* (L.)) in a heated Baltic bay. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm, 59: 48–63.
- Karås, P. & G. Thoresson. 1992. An application of a bioenergetics model to Eurasian perch (*Perca fluviatilis* L.). J. Fish Biol. 41:217–230.
- Kitchell, J.F., Stewart D. J. & D. Weininger. 1977. Applications of a bioenergetics model to yellow perch (*Perca flavescens*) and walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*). J. Fish. Res. Bd. Can. 34:1922–1935.
- Lessmark, O. 1983. Competition between perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in south Swedish lakes. Doktorsavhandling, Lunds Universitet.
- Mo, K., Karås P., Neuman E., Sandström O. & H. Svedäng. 1996. Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk 1980–1995. Fiskeriverket, Kustrapport 1996:6.
- Neuman, E. 1974. Temperaturs inverkan på rörelseaktiviteten hos fisk i en Östersjövik. Statens naturvårdsverk, SNV PM 477.
- Neuman, E. 1976. The growth and year-class strength of perch (*Perca fluviatilis* L.) in some Baltic archipelagos, with special references to temperature. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 55: 51–70.
- Neuman, E. 1979a. Catch/temperature relationship in fish species in a brackish heated effluent. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 58: 88–106.
- Neuman, E. 1979b. Mellanårsvariationer i nätfångster av bottenfiskar i några Östersjöskärgårdar åren 1962–1977. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1160.
- Neuman, E. 1979c. Temperaturs inverkan på fiskfångster utanför ett kylvattenutsläpp i Östersjön. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1163.
- Neuman, E. 1980. Temperaturs inverkan på fiskfångster vid Ringhals kärnkraftverk. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1350.
- Neuman, E. 1981. Temperaturs inverkan på fiskfångster vid Barsebäcks kärnkraftverk 1971–1980. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1441.
- Neuman, E. 1982. Species composition and seasonal migrations of the coastal fish fauna in the southern Bothnian Sea. s. 317–351. I: Coastal Research in the Gulf of Bothnia. Ed. K. Müller, Dr W. Junk Publishers, The Hague.
- Neuman, E. & G. Thoresson. 1979. Tillväxthastigheten hos abborre (*Perca fluviatilis* L.) mört, (*Leuciscus rutilus* L.), lake (*Lota vulgaris* Jenyns) och skrubbskädda (*Pleuronectes flesus* L.) i några Östersjöskärgårdar. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1155.

- Neuman, E. & J. Andersson. 1990. Naturvårdsverkets biologiska undersökningar utanför Oskarshamnsverket under 1980-talet. Naturvårdsverket Rapport 3780.
- Neuman, E., Thoresson G. & O. Sandström. 1996. Swimming activity of *perch*, *Perca fluviatilis*, in relation to temperature, day-length and consumption. Ann. Zool. Fennici 33:669–678.
- Nyman, L. 1972. Some effects of temperature on eel (*Anguilla anguilla* L.) behaviour. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 52: 90–101.
- Policansky, D. 1983. Size, age and demography of metamorfosis and sexual maturation in fishes. Am. Zool. 23:57–63.
- Sandström, A. & P. Karås. 2002. Effects of eutrophication on young-of-the-year freshwater fish communities in coastal areas of the Baltic. Environ. Biol. Fish. 63:89–101.
- Sandström, O. 1990. Vattenmiljön vid Forsmarks kraftstation. Naturvårdsverket Rapport 3867.
- Sandström, O. & B. Svensson. 1990. Kylvattnets biologiska effekter. Forskningen i Biotestsjön, Forsmark 1984–1988. Statens vattenfallsverk. Grafik & Prab.
- Sandström, O., Neuman E. & G. Thoresson. 1995. Effects of temperature on life history variables in perch. J. Fish. Biol. 47:652–670.
- Sandström, O., Mo K., Karås P., Saulamo K. & A. Sevastik. 2002. Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk 1995–2000. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2002:3.
- Schaeffer, J.S., Haas R.C., Diana J.S. & J.E. Breck. 1999. Field tests of two energetic models for yellow perch. Trans. Am. Fish. Soc. 128:414–435.
- Svedäng, H. & P. Karås. 1993. Utsläpp av kylvatten – en möjlighet att förbättra fiskrekrytering? Fiskeriverket, Kustrapport 1993:5.
- Svedäng, H. & H. Wickström. 1997. Low fat contents in female silver eels: indications of insufficient energetics stores for migration and gonadal development. J. Fish Biol. 50:475–486.
- Svedäng, H., Neuman, E. & H. Wickström. 1996. Maturation patterns in female European eel; age and size at the silver eel stage. J. Fish. Biol. 48:342–351.
- Thoresson, G. & E. Neuman. 1979. Fångstutvecklingen inom yrkesfisket i två Östersjöskärgårdar åren 1962–1977. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1161.
- Thorpe, J. E. 1994. Age at first maturity in Atlantic salmon, *Salmo salar*: freshwater period influences and conflicts with smolting. In: Salmonid Age at Maturity. Ed.: D. J. Meerburg. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 89:7–14.
- Treasurer, J.W. & F.G.T. Holiday. 1981. Some aspects of the reproduction biology of perch *Perca fluviatilis* L. A histological description of the reproductive cycle. J. Fish. Biol. 18:359–376.
- Van Winkle, W., Shuter B. J., Holcomb B. D., Jager H., Tyler J. & S. Y. Whitaker. 1997. Regulation of energy acquisition and allocation to respiration, growth and reproduction: simulation model and example using rainbow trout. In: Early Life History and Recruitment in Fish Populations. Eds.: R. C. Chambers & E. A. Trippel. Chapman & Hall, London.
- Wicklund, A. 1983. The egg production and condition of female perch, *Perca fluviatilis* L., in a thermal effluent. Zool. Inst., Uppsala Universitet, opublicerad.

7.3.3. Sjukdomar och parasiter

- Adill, A., Karås P., Mo K., Axenrot T. & A. Sevastik. 2006. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk. Årsrapport för 2005. Fiskeriverkets kustlaboratorium, opublicerad.
- Andersson, J. & A. Jacobsson. 1980. Studier av glasål (*Anguilla anguilla* L.) i Väröområdet. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1347.
- Andersson, J., Mo K., Sandström O. & H. Svedäng. 1996. Biologiska kontrollundersökningar vid Oskarshamnsverket. Sammanfattning av resultaten t o m 1995. Fiskeriverket, Kustrapport 1996:5.
- Alfjorden, A., Härdig J. & A. Hellström. 2006. Hälsoundersökning av fisk från Biotestsjön i Forsmark år 2003–2004. Delrapport 1. Statens Veterinärmedicinska Anstalt (SVA), Fiskavdelningen. Dnr 2003/262. Bilaga till ovanstående (fotobilaga).

- Andersson, J. 1984. Effekter av kylvattenutsläpp på strömmingen utanför Oskarshamnsverket. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1809.
- Andersson, J., Franzén F., Lingman A. & O. Sandström. 2005. Recipientundersökningar vid kärnkraftverket vid Oskarshamn. Sammanställningar av resultat från undersökningar av fisksamhällen och mjukbottenfauna 1962–2001. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2005:8.
- Degeby, P. 1975. Fiskparasitologisk inventering I. Barsebäck, Ringhals och Marviken. Statens naturvårdsverk, SNV PM 579.
- Franzén, F. 2008. Biologisk recipientkontroll vid Oskarshamns kärnkraftverk. Årsrapport för 2007. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, opublicerad.
- Höglund, J. & J. Thulin. 1988. Parasitangrepp i ögon hos fisk, som lever i kylvatten från kärnkraftsreaktorer. Naturvårdsverket Rapport 3539.
- Höglund, J., Andersson J. & J. Thulin. 1989. Den asiatiska ålparasiten *Anguillicola* nu etablerad i svenska kustvatten. Naturvårdsverket Rapport 3616.
- Höglund, J. & J. Thulin. 1990. The epidemiology of the metacercariae of *Diplostomum baeri* and *D. spathaceum* in perch (*Perca fluviatilis*) from the warm water effluent of a nuclear power station. Jour. Helminthology 64: 139–150.
- Höglund, J. & J. Andersson. 1993. Prevalence and abundance of *Anguillicola crassus* in the European eel (*Anguilla anguilla*) at a thermal discharge site on the Swedish coast. J. Appl. Ichthyol. 9:115–122.
- Jacobsson, A. 1981. Död av horngädda utanför Barsebäcksverket. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Karås, P., Adill A., Boström M., Mo K. & A. Sevastik. 2009. Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk år 2000–2007. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2009: I manuskript
- Lukšienė, D. & O. Sandström. 1994. Reproductive disturbance in a roach (*Rutilus rutilus*) population affected by cooling water discharge. J. Fish. Biol. 45: 613–625.
- Lukšienė, D., Sandström O., Lounasheimo L. & J. Andersson. 2000. The effects of thermal effluent exposure on the gametogenesis of female fish. J. Fish Biol. 56, 37–50.
- Mo, K. 2004. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk. Årsrapport för 2003. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, opublicerad.
- Neuman, E. 1979. Catch/temperature relationship in fish species in a brackish heated effluent. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 58: 88–106.
- Neuman, E. & A. Jacobsson. 1988. Fiskundersökningar vid Barsebäck kärnkraftverk 1981–1988. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Mo, K., Karås P., Neuman E., Sandström O. & H. Svedäng. 1996. Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk 1980–1995. Fiskeriverket, Kustrapport 1996:6.
- Sandström, O., Abrahamsson I., Andersson J. & M. Vetemaa. 1997. Temperature effects on spawning and egg development in Eurasian perch. J. Fish Biol. 51:1015–1024.
- Stenbäck, H. 1977. Influence of thermal discharges on the frequency of eye flukes in fish inhabiting a coastal area of the Baltic – Nordiskt symposium; Vattenföroreningar och fisksjukdomar 1977, Nord. Vet. Med., opublicerad.
- Stenbäck, H. 1979a. Snäckinventering i Oskarshamnsverkets recipient och dess referensområde 1975–1978. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1166.
- Stenbäck, H. 1979b. Ögonparasiter hos abborre (*Perca fluviatilis* L.) och mört (*Leuciscus rutilus* L.) i en varmvattenpåverkad Östersjövik. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1158.
- Storå, C. 1978. Förekomst av trematodlarver hos snäckor från Hamnefjärden, Getbergsfjärden, Forsmark samt från jämförelseområdet Finbo, Åland. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Svedäng, H. 1996. Spridning av simblåsemasken *Anguillicola crassus* hos ål i svenska kustvatten. Fiskeriverket, Kustrapport 1996:4.
- Thoresson, G. 1992. Handbok för kustundersökningar. Recipientkontroll. Fiskeriverket, Kustrapport 1992:4.
- Thulin, J. 1985a. Gasövermättning i vatten och gasblåsesjuka hos fisk i Biotestsjön, Forsmark. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1982.

- Thulin, J. 1985b. Mass mortality of garfish, *Belone belone* L., due to gas supersaturation at a thermal discharge in Sweden. Abstr. V:th International Conference on Wildlife Diseases, Uppsala.
- Thulin, J., Höglund J. & E. Lindesjö. 1989. Fisksjukdomar i Kustvatten. Naturvårdsverket Informerar. Naturvårdsverket Förlag.

7.3.4 Effekter på bestånd

- Abrahamsson, I., Karås P. & K. Mo. 2005. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk. Årsrapport för 2004. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, opublicerad.
- Andersson, J. & P. Karås. 1990. Effects of cooling-water discharges on spring-spawning Baltic herring (*Clupea harengus* L.). Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Andersson, J., Franzén F., Lingman A. & O. Sandström. 2005. Recipientundersökningar vid kärnkraftverket vid Oskarshamn. Sammanställningar av resultat från undersökningar av fiskesamhällen och mjukbottenfauna 1962–2001. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2005:8
- Anon. 2003. ICES Baltic Fisheries Assessment Working Group, Report for 2003.
- Astrauskas, A., Jovaišša R. & O. Sandström. 1994. Distribution and abundance of young pelagic fish, monitored by hydroacoustics in two coastal areas in the SW Bothnian Sea. Fiskeriverket, Kustrapport 1994:2.
- Bergström, L., Karås P. & J. Modin. 2006. Biologiska förändringar hos strömming vid Forsmark och i Bottenhavet. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, opublicerad.
- Böhling, P., Hudd R., Lehtonen H., Karås P., Neuman E. & G. Thoresson. 1991. Variations in year-class strength of different perch (*Perca fluviatilis*) populations in the Baltic Sea with special reference to temperature and pollution. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 1181–1187.
- Claesson, B. 1990. Rapport från Havsfiskelaboratoriets strömmingsmärkningar vid Forsmarks kraftstation 1987 och 1988. Fiskeriverket, Havsfiskelaboratoriet, opublicerad.
- Franzén, F. 2008. Biologisk recipientkontroll vid Oskarshamns kärnkraftverk. Årsrapport för 2007. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, opublicerad.
- Karås, P. 1987. Food consumption, growth and recruitment in perch (*Perca fluviatilis* L.). Doktorsavhandling, Uppsala Universitet.
- Karås, P., Neuman E. & O. Sandström. 1984. Provfiskefångster i Forsmark 1977–1983. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Karås, P., Adill A., Boström M., Mo K. & A. Sevastik. 2009. Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk år 2000–2007. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2009: . I manuskript.
- Mo, K., Karås P., Neuman E., Sandström O. & H. Svedäng. 1996. Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk 1980–1995. Fiskeriverket, Kustrapport 1996:6.
- Neuman, E. 1976. The growth and year-class strength of perch (*Perca fluviatilis* L.) in some Baltic archipelagos, with special references to temperature. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 55: 51–70.
- Neuman, E. & O. Sandström. 2002. Utredning av miljökonsekvenserna vid dagens kylvattenanvändning i Forsmark samt bedömning av effekterna om Biotestsjöns fiskspärr avlägsnas. Skärgårdsutveckling AB, opublicerad.
- Sandström, O. 1990. Vattenmiljön vid Forsmarks kraftstation. Naturvårdsverket Rapport 3867.
- Sandström, O., Neuman E. & G. Thoresson. 1995. Effects of temperature on life history variables in perch. J. Fish. Biol. 47: 652–670.
- Svedäng, H. & P. Karås. 1993. Utsläpp av kylvatten – en möjlighet att förbättra fiskrekrytering? Fiskeriverket, Kustrapport 1993:5.

7.3.5 Uptag av giftiga ämnen

- Edgren, M., Olsson M. & L. Renberg. 1979. Preliminary results on uptake and elimination at different temperatures of p,p'-DDT and two chlorobiphenyls in perch from brackish water. Ambio 8:270–272.

- Edgren, M. & M. Notter. 1980. Cadmium uptake by fingerlings of perch (*Perca fluviatilis* L.) studied by Cd-115 at two different temperatures. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24: 647–651.
- Edgren, M., Olsson M. & L. Reutergårdh. 1981. A one year study of the seasonal variations of DDT and PCB levels in fish from heated and unheated areas near a nuclear power plant. Chemosphere 10: 447–452.
- Evans, S. 1988. Accumulation of Chernobyl-related 137Cs by fish populations in the Biotest basin, northern Baltic Sea. Studsvik Report NP-188/113.
- Greyertz, E. 1997. Koncentrationer av persistenta klorerade kolväten i abborre från Biotest-sjön och Asphällafjärden vid Forsmark, Uppland, samt från Finbo på Åland. Analysrapport Nr 4 1996 från RSL (Riksmuseets Specialanalytiska Laboratorium), reviderad 17 mars 1997, opublicerad.
- Grimås, U., Neumann G. & M. Notter. 1986. Tidiga erfarenheter av nedfallet från Tjernobyl – Radioekologiska studier i svenska kustvatten. Naturvårdsverket Rapport 3264.
- Grimås, U., Neumann, G. & M. Notter. 1988. Studies of 137Cs from the Chernobyl accident in a contaminated coastal area at the Baltic Sea. IV Symp. Int. Radioecol., Cadarache, Frankrike.
- Gustavsson, I. 1982. The concentration of some heavy metals in the biotest basin and in the coastal water off Forsmark nuclear power plant during the period 1977–1982. A survey. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1565.
- Gustavsson, I. 1984. Tungmetallkoncentrationen utanför Forsmarks kärnkraftverk. Statens naturvårdsverk, opublicerad.
- Notter, M. 1989. Radionuklider i abborre från Biotestsjön utanför Forsmarks kärnkraftverk. Naturvårdsverket Rapport 3575.
- Notter, M. & Z. Kukulska 1983. Undersökning av radionuklidhalten i alger och djur från Biotestsjön utanför Forsmark 1981–1982. Statens naturvårdsverk, SNV PM 1710.
- Notter, M. & P. Snoeij. 1986. Radionuklider i bentiska kiselalger. Ett års studier i biotestsjön, Forsmark. Naturvårdsverket Rapport 3213.
- Notter, M., Snoeij P., Argärde L. & M. Elert. 1987. A basis for modelling of radionuclide flow in the Forsmark Biotest basin. Naturvårdsverket Report 3369.
- Notter, M. & B. Nyman. 1998. Temperaturens inverkan på utsöndring av radionuklider från abborre (*Perca fluviatilis*). Naturvårdsverket Rapport 3125.
- Sandström, O. & B. Svensson. 1990. Kylvattnets biologiska effekter. Forskningen i Biotestsjön, Forsmark 1984–1988. Statens vattenfallsverk. Grafik & Prab.

7.3.6 Utnyttjande av kylvatten för fiskrekrytering

- Andersson, J. 1990. Ålutsättningar i svenska kylvattenrecipienter. Statens naturvårdsverk, Kustvattenenheten, opublicerad.
- Andersson, J. 1995. Two systems for collection of zooplankton for the culture of larval and juvenile fish. Aquaculture Int. 3:336–354.
- Andersson, J., Sandström O. & H.J.M. Hansen. 1991. Elver (*Anguilla anguilla* L.) stockings in a Swedish thermal effluent – recaptures, growth and body condition. J. Appl. Ichth. 7: 78–89.
- Andersson, J. & G. Sandell. 1993. Insamling av zooplankton för uppfödning av fisklarver i kylvattenrecipienter. Fiskeriverket, Kustrapport 1993:3.
- Andersson, J., Mo K., Sandström O. & H. Svedäng. 1996. Biologiska kontrollundersökningar vid Oskarshamnsverket. Sammanfattning av resultaten t o m 1995. Fiskeriverket, Kustrapport 1996:5.
- Andersson, J., Franzén F., Lingman A. & O. Sandström. 2005. Recipientundersökningar vid kärnkraftverket vid Oskarshamn. Sammanställningar av resultat från undersökningar av fisksamhällen och mjukbottenfauna 1962–2001. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2005:8
- Franzén, F. 2008. Biologisk recipientkontroll vid Oskarshamns kärnkraftverk. Årsrapport för 2007. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet, opublicerad.

- Karås, P., Adill A., Boström M., Mo K. & A Sevastik. 2009. Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk, år 2000–2007. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2009: . I manuskript.
- Mo, K., Karås P., Neuman E., Sandström O. & H. Svedäng. 1996. Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk 1980–1995. Fiskeriverket, Kustrapport 1996:6.
- Svedäng, H. & P. Karås. 1993. Utsläpp av kylvatten – en möjlighet att förbättra fiskrekrytering? Fiskeriverket, Kustrapport 1993:5.
- Svedäng, H., Neuman E. & H. Wickström. 1996. Maturation patterns in female European eel; age and size at the silver eel stage. J. Fish. Biol. 48:342–351.

7.4 Fågel

- Karås, P., Adill A., Boström M., Mo K. & A. Sevastik. 2008. Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk 2000–2007. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2009: . I manuskript.
- Sandström, U. 1986. The occurrence of waterfowl in the biotest basin at the Forsmark nuclear power plant, Sweden. 1981–1984. Naturvårdsverket, Report 3128.
- Sandström, O., Mo K., Karås P., Saulamo K. & A. Sevastik. 2002. Biologiska undersökningar vid Forsmarks kraftverk 1995–2000. Fiskeriverket Informerar , FINFO 2002:3.

13. Deltagare i projektgruppen för rapporten "Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp"

Deltagarna i projektgruppen har samtliga under många år deltagit i den behandlade undersöknings- och forskningsverksamheten inom ramen för anställningar vid Fiskeriverket, Naturvårdsverket och SMHI.

Ulf Ehlin, Ehlin Consulting AB, projektledare

- Hydrolog och oceanograf, utbildad vid Uppsala och Göteborgs universitet.
- Verksam vid SMHI 1961–1992. Deltog i lokaliserings- och kontrollundersökningarna för samtliga svenska kärnkraftverk. Ansvarig för uppbyggnaden av SMHIs oceanografiska verksamhet. Direktör för Hydrologiska och oceanografiska avdelningen 1980–1992.
- Exekutivsekreterare för the Baltic Marine Environment Protection Commission, Helsinki Commission (HELCOM) och chef för sekretariatet i Helsingfors 1992–1996.
- Direktör och chef för Stockholm International Water Institute 1997–1999, vetenskaplig direktör 2000–2007.

Ulf Grimås, professor emeritus, Uppsala universitet

- Professor i Entomologi 1965–1973 och Tillämpad Akvatisk Ekologi 1981–.
- Laborator i Radioekologi vid Statens naturvårdsverk 1969–1979. Ansvarig för miljökontroll vid kärnkraftverken i samarbete med SSI och för lokalisering av värmekraftverk.
- Chef för Naturvårdsverkets sektion Kust–Hav 1979–1991 och för sektionen för internationella frågor vid Forskningsavdelningen 1991–1995.
- Ledamot av SSI Forskningsnämnd 1992.

Sture Lindahl, SMHI

- Civilingenjör, Chalmers, inriktning vattenbyggnad och hydraulik, vidareutbildning i oceanografi.
- Verksam vid SMHI sedan 1974 med ett avbrott för en treårig anställning på VIAK (nuvarande SWECO) runt 1990.
- Deltog i kontrollundersökningar (mätningar och analys) vid svenska kärnkraftverk under 1970- och 1980-talet. Huvudansvarig för SMHI:s verksamhet vid Ringhals.
- Har sedan början av 2000-talet arbetat med underlag för tillståndsansökningar vid samtliga svenska kärnkraftverk.

Erik Neuman, Skärgårdsutveckling SKUTAB AB

- FD i zoologi, Stockholms Universitet.
- Verksam vid Statens naturvårdsverk 1968–1991.
- Ansvarig för de biologiska kontrollundersökningarna vid kärnkraftverken 1971–2000
- Chef för Fiskeriverkets kustlaboratorium 1991–2000.
- Startade 2000 konsultföretaget Skärgårdsutveckling SKUTAB AB.
- Den egna forskningen har behandlat flera aspekter av temperaturförhållandenas inverkan på fiskars ekologi.

Olof Sandström, Skärgårdsutveckling SKUTAB AB

- FD i marin ekologi, Umeå Universitet.
- Verksam vid Statens naturvårdsverk och Fiskeriverket med kylvattenundersökningar 1980- 2000.
- Sedan 2000 delägare i konsultföretaget Skärgårdsutveckling SKUTAB AB.
- Arbetat med utredningar i samband med tillståndsprövningar för de svenska kärnkraftverken.
- Huvudsaklig forskningsinriktning har varit temperatureffekter på fiskars livshistoria, d.v.s. sambanden mellan tillväxt, energilagring och fortplantning.

Jonny Svensson, Thalassos Computations HB

- Oceanograf, utbildad vid Göteborgs universitet.
- Verksam på SMHI 1972-2000.
- Startade 2000 konsultföretaget Thalassos Computations.
- Arbetat med utredningar i samband med tillståndsprövningar för de svenska kärnkraftverken
- Har deltagit i utvecklingen av spridnings- och avkylningsmodeller för kylvattenutsläpp.

14. Ordförklaringar

Abundans – täthet, antal per ytenhet
Anti-fouling – kemisk bekämpning av påväxt med t.ex. klor
Benfiskar – fiskar med förkalkat skelett vilket skiljer dem från broskfiskarna
Bentisk – bottenlevande
Bestånd – en grupp individer som fortplantar sig med varandra och avviker genetiskt från omgivande grupper
Biomassa – mängden växter eller djur, vikt per ytenhet
Densitet – i biologiskt sammanhang täthet, antal per ytenhet.
Densitet – i fysikaliskt sammanhang täthet, kg/m³
Epifauna – fastsittande djur på vegetation
Euryhalin – art med bred salthaltstolerans
Eurytop – art som kan leva i många olika miljöer
Fisklarv – nykläckt fisk med ofullständigt utvecklade fenor och pigmentering
Haloklin – salthaltssprångskikt, skikt i vattnet där salthalten ändras kraftigt med djupet
Hydrografi – havsvattnets fysikaliska och kemiska förhållanden
Invasiv art – främmande, invandrad art med förmåga till massförökning och som hotar biologisk mångfald
Kondenskraftverk – kraftverk som utnyttjar vattenånga för att driva turbiner varefter ångan kondenseras till vatten igen genom avkylning
Kondensor – utrustning där ånga kondenseras till vatten genom avkylning
Letaltemperatur – temperatur över eller under en högsta resp. lägsta kritiska gräns för överlevnad
Limnisk – sötvattenlevande
Litoral – de grunda strandvattnen
Makrovegetation – storvuxna, bottenfästa vattenväxter
Mikroalger – småvuxna, vanligen encelliga alger som växer på botten eller större växter
Mineralisering – frigöring av närsalter vid nedbrytning av döda växter eller djur
Oceanografi – läran om havet inkluderande fysik, kemi, sedimentologi m.m..
Pelagial – det fria vattnet
Profundal – de djupa bottenarna
Provfiske – fiske med standardiserad metodik för beskrivning av täthet, storleks- och artsammansättning
Påväxt – växter eller djur som lever fastsittande på hårda substrat eller större växter
Radioekologi – läran om radioaktiva ämnens upptag och transport i ekosystemet
Recipient – det vattenområde som mottar utsläpp
Rekrytering – mängden ung fisk som överlever till vuxen eller fångstbar ålder
Rekryteringsområde – område för lek- och yngeluppväxt
Samhälle – en grupp arter som gemensamt lever i ett visst definierat område, t.ex. faunan på djupa bottenar
Stenohalin – art med snäv salthaltstolerans
Telemetri – spårning av fisk med hjälp av radiosändare
Termoklin – temperatursprångskikt, skikt i vattnet där temperaturen ändras kraftigt med djupet
Transekt – linje utlagd för provtagning från grunt till djupt vatten
Trend – statistiskt signifikant förändring över tid
Årsklasstyrka – antalet rekryterade fiskar födda ett visst år i förhållande till ett normalvärde beräknat över längre period