

Miljösituationen förr och nu i skogsindustrirecipienter

Bakgrundsrapport

*Olof Sandström, Olle Grahn, Magnus Karlsson, Åke Larsson, Mikael Malmaeus,
Tomas Viktor*



SKUTAB

NordMiljö



GÖTEBORGS UNIVERSITET

IVL Svenska
Miljöinstitutet

Författare: Olof Sandström, SKUTAB; Olle Grahn Nordmiljö; Magnus Karlsson, IVL; Åke Larsson, Göteborgs universitet, Mikael Malmaeus, IVL; Tomas Viktor, IVL
Medel från: Stiftelsen Skogsindustriernas Vatten- och Luftvårdsforskning
Layout: Berth Nyman
Rapportnummer: C 115
Upplaga: Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2015
IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm
Tel: 08-598 563 00 Fax: 08-598 563 90
www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Innehållsförteckning

Sammanfattning	6
Inledning	6
Bakgrund	7
Syften	10
Metodutveckling	10
Vattenprovtagning	10
Sedimentprovtagning	10
Växtplankton	11
Makrovegetation	11
Bottenfauna	12
Hälsotillstånd hos fisk	13
Bestånds- och rekryteringsundersökningar	13
Nationella och regionala referensområden	14
Bedömning av vattenstatus enligt ramdirektivet för vatten	14
Miljökvalitetsnormer	15
Nationella miljökvalitetsmål	16
Långtidstrender i den nationella övervakningen av kust- och sötvatten	16
Programområde Kust och Hav	16
Programområde Sötvatten	17
Delprogram Stora sjöarna	18
Summering av kust- och havsmiljöns tillstånd	18
Bottenviken och Bottenhavet	18
Egentliga Östersjön	21
Kattegatt och Skagerrak	24
Samlad analys av miljöstatus och tidstrender för olika havsområden.	26
En summering av tillståndet i relativt opåverkade sjöar och vattendrag	27
Vänern	27
Referenssjöar/referensvattendrag i Arbogaåns avrinningsområde	32
Referenssjöar/referensvattendrag i Dalälvens avrinningsområde	36
Vattenmiljöns tillstånd ur ett nationellt miljömålsperspektiv	40
Ingen övergödning	40
Giftfri miljö	42
Ett rikt växt- och djurliv	43
Hav i balans samt levande kust och skärgård	43
Levande sjöar och vattendrag	44
Begränsad klimatpåverkan	45
Grunder för valet av bruk	45
Valda bruk, fördelade på kategorier	45
Beskrivning av bruken och recipienterna	47
Karlsborgs bruk	47
Motiven för valet av fabriken	47
Lokalisering	48
Produktion och utsläpp	48
Recipientdata	49
Ekologisk och kemisk status samt Miljökvalitetsnorm	54

Domsjö fabriker	55
Motiven för valet av fabriken	55
Lokalisering	56
Produktion och utsläpp	57
Recipientdata	58
Ekologisk och kemisk status samt Miljökvalitetsnorm	66
Östrands massafabrik	67
Motiven för valet av fabriken	67
Lokalisering	67
Produktion och utsläpp	68
Recipientdata	70
Ekologisk och kemisk status samt Miljökvalitetsnorm	76
Iggesunds bruk	77
Motiven för valet av fabriken	77
Lokalisering	77
Produktion och utsläpp	78
Recipientdata	79
Ekologisk och kemisk status samt Miljökvalitetsnorm	87
Vallviks bruk	88
Motiven för valet av fabriken	88
Lokalisering	89
Produktion och utsläpp	89
Recipientdata	90
Ekologisk och kemisk status samt Miljökvalitetsnorm	95
Norrsundets bruk	96
Motiven för valet av fabriken	96
Lokalisering	96
Produktion och utsläpp	96
Recipientdata	98
Ekologisk och kemisk status samt Miljökvalitetsnorm	105
Korsnäsverken	106
Motiven för valet av fabriken	106
Lokalisering	106
Produktion och utsläpp	107
Recipientdata	108
Ekologisk och kemisk status samt Miljökvalitetsnorm	115
Grycksbo pappersbruk	116
Motiven för valet av fabriken	116
Lokalisering	116
Produktion och utsläpp	117
Recipientdata	118
Ekologisk och kemisk status samt Miljökvalitetsnorm	125
Frövifors bruk	126
Motiven för valet av fabriken	126
Lokalisering	126
Produktion och utsläpp	127
Recipientdata	128
Ekologisk och kemisk status samt Miljökvalitetsnorm	135

Skoghalls bruk	136
Motiven för valet av fabriken	136
Lokalisering	136
Produktion och utsläpp	137
Recipientdata	138
Ekologisk och kemisk status samt Miljökvalitetsnorm	147
Mönsterås bruk	148
Motiven för valet av fabriken	148
Lokalisering	148
Produktion och utsläpp	149
Recipientdata	150
Ekologisk och kemisk status samt Miljökvalitetsnorm	156
Erfarenheter i Kanada	157
Referenser	159

Sammanfattning

I rapporten redovisas fabriksbeskrivningar samt utsläpps- och recipientdata. Sammanställningen är inriktad på information som kan utgöra grund för analys av återhämtning av miljöpåverkan i relation till recipientkaraktär och andra faktorer som visat sig vara betydelsefulla. De områden som identifieras som särskilt viktiga för miljöskyddsåtgärder och därför prioriterats är övergödning, förekomst av miljöfarliga ämnen samt toxiska effekter på organismer.

Den generella bilden är, att miljösituationen förbättrats avsevärt vid samtliga anläggningar som konsekvens av processtekniska förändringar samt utbyggd avloppsvattenrening. Minskade utsläpp av organisk substans och närsalter har gett förbättrade syreförhållanden, mindre planktonproduktion och därmed ökat siktdjup samt normalisering av den litorala makrovegetationen. När EU:s bedömningsgrunder tillämpas på de vattenförekomster där recipienterna ingår, visar det sig dock att ekologisk status ofta bedöms otillräcklig. Orsaken är nästan genomgående att bottenfaunastatus inte klarar gränsen för god status. Recipientdata indikerar, att återhämtning av tidigare skadade bottenfaunasamhällen kan ta mycket lång tid, även om vattenkvaliteten är god.

Förekomsten av de miljöfarliga ämnen som kan genereras i processen har minskat i avloppsvattnen och kan i många fall inte längre detekteras. Sedimentundersökningar har visat, att persistenta ämnen från tidigare utsläpp lagrats i bottnarna, t.ex. i fiberrika sediment, men att det ofta sker en överlagring med renare material. I öppna recipienter kan halterna dock fortfarande vara höga i ytskiktet beroende på pågående erosion.

Klorat, som bildas vid ECF-blekning, omvandlas till klorid i bioreningen, vilket eliminerat risken för skador på brunalg. Vid den tidigare vanliga klorgasblekningen bildades i vissa fall dioxiner. Med den nya blektekniken är halterna så låga, att ämnena inte längre kan detekteras i analyserna. Persistenta klororganiska föreningar förekommer idag inte alls eller endast i mycket låga halter i avloppsvattnen.

Toxiska effekter har studeras nästan uteslutande på stationär fisk. Effekter observerades tidigare vid ett antal anläggningar. Tydliga förbättringar har noterats i flertalet fall. De mest omfattande undersökningarna gjordes vid Norrsundets bruk, där ett stort antal störningar av hälsa och fortplantning förekom på abborre. Många effekter eliminerades efter interna åtgärder i fabriken och utbyggd biorening, men störningen av fortplantning kvarstod fortfarande vid en uppföljning efter fabriken nedläggning.

Rapporten utgör underlag för en påföljande analys och utvärdering.

Inledning

Miljöförhållandena utanför svenska pappers- och massafabriker har förbättrats avsevärt efter miljöskyddslagens tillkomst i slutet av 1960-talet. Minskade utsläpp av organiskt material och näringsämnen har lett till att flertalet av de gödande effekter som tidigare var vanligt förekommande, exempelvis syrgasbrist längs djupare bottnar och förändrade artsamhällen av växter och djur, nu är sällsynta. Även när det gäller ekotoxikologiska effekter, som påverkan på fiskars hälsotillstånd och fortplantning, är den generella bilden att de åtgärder som gjorts reducerat eller eliminerat effekterna.

Trots förbättringarna finns exempel där man fortfarande kan se effekter. Detta är motiv för krav på åtgärder för att ytterligare minska utsläppen, men det finns också en förklaringsmodell, som pekar på att den aktuella effekt man ser beror på recipientens karaktär och har sitt ursprung i historiska utsläpp lagrade i bottensedimenten. Stora fosforförråd, som byggts upp under lång tid, kan bidra till svårbekämpad internbelastning och leda till övergödningssymptom. När det gäller toxiska ämnen finns också indikationer på samband mellan halter av enskilda substanser i sediment

och halter i stationär fisk. Problem med läckage och upptag i fisk av miljögifter som varit inlagrade i sediment från äldre tid i det som brukar kallas "fiberbankar" har också uppmärksammats i ett forskningsprojekt som nyligen startats under ledning av Umeå Universitet. Det finns dock, såvitt känt, inga studier som kunnat fastslå ett kausalt samband mellan halter av toxiska ämnen i sediment och biologiska effekter.

Även om man kunnat dokumentera förbättringar av miljötilståndet, finns det en viss osäkerhet och brist på kunskap i frågor som rör vilka enskilda åtgärder, fabrikksspecifika likväl som minskade bidrag från andra föroreningskällor, som varit effektiva. Osäkerheten är störst när det gäller biologiska kvalitetsfaktorer, vilka väger tyngst vid myndighetens bedömning av vattenstatus. Denna brist på kunskap medför svårigheter och osäkerheter vid såväl myndigheternas och domstolarnas beslutsfattande som anläggningsinnehavarnas planering av miljöarbetet. Målet är att uppnå minst god ekologisk status inom en stipulerad tidsram. Risken är stor att man tvingas göra direkt felaktiga och mindre kostnadseffektiva insatser.

Mot denna bakgrund formulerades ett forskningsprogram i syfte att söka klarlägga vad det är som gör att man fortfarande kan se långsam återhämtning i vissa tidigare belastade områden. Programmet genomförs i två delar, dels en deskriptiv genomgång av ett antal anläggningar som valts för att illustrera olika utsläpps- och recipientförhållanden, dels en syntes och analys av detta underlag. Föreliggande rapport presenterar resultaten av den inledande genomgången.

Projektet genomförs av en forskargrupp från Göteborgs Universitet, IVL Svenska Miljöinstitutet, NordMiljö AB och Skärgårdsutveckling Skutab AB med stöd av SSVL (Stiftelsen Skogsindustriernas Vatten- och Luftvårdsforskning) och SIVL (Stiftelsen Institutet för Vatten och Luftvårdsforskning).

Bakgrund

Innan åtgärder för att begränsa restutsläppen från cellulosaindustrin på allvar introducerades i slutet av 1960-talet var det vanligt att utsläpp från framförallt sulfitmassaproduktion gav upphov till akuttoxiska effekter, exempelvis fiskdöd i mottagande recipienter genom stötutsläpp av lutar som orsakade sänkta pH-värden (Vallin, 1935). Det förekom även att utlösning av vedegna extraktivämnena i vissa fall ledde till för organismer letala koncentrationer i vattnet. Vid sulfitfabriker belägna intill rinnande vattendrag uppträdde ofta riklig påväxt av smutsvattensvamp eller trådbakterier. Utsläppen av lättnedbrytbar organisk substans var ibland så stora att de förorsakade utarmning av syreförrådet inte bara längs botten utan även i ytvattnet. Den mörka färgen på avloppsvattnet gav i vissa fall också upphov till ljusutsläckning och därmed hämmad produktion av fotosyntetiserande växter och alger (Vallin, 1935; Bruneau, 1956; Rosenberg, 1973; Ahling, 1974; Landner m.fl., 1977). Effekter av ovan nämnda karaktär förekommer inte längre tack vare de miljöskyddsåtgärder som vidtagits och den tekniska standard som dagens fabriker har.

Under 1960- och 1970-talet började man göra omfattande recipientstudier utanför massa- och pappersbruken, till stor del riktade mot mjukbottenfauna. De motiverades av att syrebrist och döda bottenar ofta förekom (Landner m.fl., 1977). Effekterna började klinga av när utsläppen av COD/BOD och suspenderade ämnen minskades. När syretillgången var förbättrad etablerades snabbt ett bottenfaunasamhälle. I många fall observerades högre biomassa i recipienterna än utanför, men samhället var mer ensartat.

Inför planeringen av de regionala miljöövervakningsprogrammen, som avsågs tas i drift 1995–1998, lät Åtgärdsgrupp Nord göra en ny sammanställning av bottenfaunadata efter Norrlandskusten (Leonardsson, 1995). Efter 70-talet och början av 80-talet, då de värsta syrebristsymptomen försvann, såg man ofta en fortsatt påverkan på mjukbottenfaunan, särskilt i de mer slutna recipienterna. Återhämtningsförloppet tenderade alltså att sakta in efter den första etableringen av bottenfauna. En förklaring som fördes fram var, att tidigare utsläpp av bl.a. fiber fortsatte att påverka

substraten. Gävle Yttre Fjärd, Gårdsfjärden utanför Iggesund, Kattfjorden utanför Skoghalls bruk och Örnsköldsviksfjärden är exempel på områden där man fortfarande hade tydligt avvikande bottenfauna en bit in på 1990-talet.

När man lämnat ett tillstånd med anoxiska förhållanden, blev det alltså betydligt svårare att visa att recipientfaunan förändrats. I många fall klassas recipienternas status som otillräcklig än i dag, beroende på att just mjukbottenfaunan inte återhämtats även om vattenkvalitén är god. Mjukbottenfaunan är en ekosystemkomponent som endast långsamt reagerar på kvarstående effekter av gamla utsläpp. Stora mängder partikulärt organiskt material, fibrer, bark m.m., har belastat recipienternas ackumulationsbottnar och skapat förändrade betingelser för organismerna.

Analys av återhämtning fordrar långsiktig recipientkontroll. Enligt en enkätundersökning som gjordes i början av 1990-talet ansågs uppföljningar av bottenfauna i tidigare starkt förorenade områden ha hög prioritet hos främst länsstyrelserna. Bristen på kunskap om hur bidrag från tidigare produktionsperioder påverkar sedimentmiljön och faunan gjorde att man ansåg det svårt, i många fall kanske omöjligt, att under den tid som återstod till sekelskiftet kunna följa upp miljökvalitetsmålet "*Ingen övergödning*" genom övervakning av mjukbottenfauna.

Även om undersökningar av mjukbottenfauna dominerade finns också bevis för att utsläppen av gödande ämnen påverkade fisksamhällena (Neuman, 1987). En generell observation vid eutrofiering är att karpfiskar – mört, björkna, braxen m.fl. – gynnas medan arter som abborre missgynnas. Man kan därför förvänta att fisksamhället återgår till en mer normal sammansättning om man reducerar utsläppen av COD och närsalter. Detta har också visats i ett antal fall, men inte i alla, och hur länge man får vänta på en fullständig normalisering och vilka mekanismer som styr återhämtningen är fortfarande inte helt utrett.

Närsalter och grumlande/vattenfärgande ämnen, som släpptes ut i stor mängd under tidiga produktionsperioder, gav en direkt effekt på den fastsittande vegetationen. Litet siktdjup begränsade vegetationens djuputbredning, och tillgången till närsalter gynnade produktionen av trådformiga alger på de grunda bottenarna. Bättre sedimentationssystem med minskade utsläpp av suspenderat material förbättrade förhållandena för makrovegetationen och växterna kunde expandera ut mot större djup. Utsläpp av närsalter bidrar till en tillväxt av växtplankton som missgynnar bottenvegetationen och leder till en situation där huvuddelen av primärproduktionen sker i pelagialen. Sådana tillstånd kan vara svåra att ändra på. Reducerade närsaltutsläpp har dock generellt sett förbättrat siktdjupet genom att växtplanktonproduktionen minskat. I många fall har man sett en tydlig återhämtning i samband med sjunkande närsalthalter. För andra samhällen, i första hand bottenfauna men även fisk, verkar återhämtning ske mer långsamt. De mekanismer som styr denna återhämtning är ofullständigt kända, och det är mycket svårt att ge goda prognoser för hur snabbt man kan nå de fastställda miljökvalitetsmålen.

I början av 1980-talet vändes fokus från övergödning till toxiska effekter. Oron för att de klororganiska ämnen som bildades vid klorgasblekning skulle skada organismerna blev den helt överskuggande diskussionsfrågan. Klorblekning var också en orsak till stora utsläpp av kvicksilver där man hade kloralkaliproduktion. Fortfarande är bottenarna utanför dessa numera nedlagda fabriker belastade med kvicksilver, t.ex. i Gävle Yttre Fjärd, Sundsvallsbukten, Kattfjorden och Örnsköldsviksfjärden. Vad detta betyder för halter i fisk och återhämtningen till bakgrundsnivåer är ofullständigt känt.

Debatten om klorblekning ledde fram till för den tiden stora forskningsinsatser. Industrin bekostade omfattande undersökningar för att lösa problemen med utsläpp av klororganiska ämnen, extraktivämnen och annan miljöpåverkan. SSVL genomförde i stor skala fiskförsök och modellekosystemstudier, av olika fabrikskoncept och reningsalternativ inom ramen för projektet "Miljövänlig tillverkning av blekt massa". Statens Naturvårdsverk (SNV), beviljade 1983 ett flerårigt projekt, "Miljö/Cellulosaprojektet", med huvudsaklig inriktning på effekter av klorblekning.

Miljö/Cellulosaprojektet pågick under två projektperioder, och den slutliga rapporteringen gjordes 1988 (Naturvårdsverket, 1988) och 1993 (Swedish Environment Protection Agency, 1993). Framtagen kunskap om inom Miljö/Cellulosa-projektet presenterades också internationellt vid en skogsindustri-konferens i Saltsjöbaden 1991 (Swedish Environment Protection Agency, 1991). SNV:s forskning var i huvudsak inriktad på effektstudier. Recipienten till Norrsundets bruk valdes som modellområde. En lång rad effekter dokumenterades, bland dem allvarliga sjukdomssymptom och missbildningar hos fisk samt skador på fiskens hälsotillstånd och fortplantning som i första hand härleddes till toxiska/hormonellt aktiva ämnen.

SSVL:s forskning var mer åtgärdsinriktad. Testverksamheten visade hur nya blekmetoder och interna åtgärder vid massatillverkningen kunde leda till minskad miljöpåverkan. Många av dessa resultat omsattes till åtgärder i fabrikena som visades ge positiva svar i miljön. Bland de åtgärder som har haft störst positiv miljöeffekt kan nämnas syrgasförblekning, modifierad kokning av massan, omhändertagande av spill och kondensat och övergång till ECF- och TCF-blekning, vilket lett till betydligt minskade utsläpp av miljöfarliga ämnen.

Det omfattande arbete som gjordes inom SSVL- och SNV- projekten har haft avgörande betydelse för utformningen och standardiseringen av de undersökningar som idag rekommenderas för såväl fält- som testprogram.

Efter att Miljö/Cellulosaprojektet avslutats och SSVL:s forskning minskat i omfattning har inga större forskningssatsningar gjorts i Sverige på effekter av skogsindustriella utsläpp. Under en period i slutet av 1990-talet och början av 2000-talet väcktes dock några frågeställningar, som motiverade forskning. Oron gällde risken för att hormonstörande ämnen, till en början ämnen med östrogen effekt men så småningom även androgena ämnen, skulle skada organismerna. Feminisering och maskulinisering hos fisk observerades i ett fåtal fall vid skogsindustrin, men den generella bilden var att utsläppen inte innehöll aktiva ämnen i tillräckligt höga koncentrationer för uppkomst av effekter (Pettersson m.fl., 2007).

Undersökningar som riktats mot toxiska/hormonstörande ämnen har i huvudsak varit tillfälliga och föranledda av miljöprovningar. Andra program som löpt mer regelbundet är den recipientkontroll av vattenkvalitet och bottenfauna som har bedrivits utanför alla anläggningar. Provfisken och studier av fiskars hälsa och fortplantning ingår bara i ett fåtal kontrollprogram, men görs relativt ofta vid provningarna. Underlaget för att bedöma återhämtning för dessa parametrar är därför varierande.

Den långa serien av fiskundersökningar utanför Norrsundets bruk är ett undantag. Under 1980-talet observerades kraftiga störningar som beskrevs som hämmad fortplantning och stimulerad tillväxt, en responsbild som även observerats i andra recipienter, inte minst i Kanada (Lowell m.fl., 2003). När en uppföljning gjordes 2011, tre år efter stängningen, var fortfarande fiskens fortplantning störd. Någon fullständig återhämtning kunde alltså inte observeras trots att utsläppen upphört.

Samma typ av undersökning har också vid ett antal tillfällen gjorts utanför Iggesunds bruk. Störningar, dock mindre allvarliga än i Norrsundet, observerades 1996 och 2001. Vid en uppföljning 2009 påvisades inga avvikelser mellan recipient och referens, vilket indikerade fullständig återhämtning sannolikt som en effekt av de interna åtgärder som genomförts vid bruket. Det var således en mycket stor skillnad mellan utfallen i dessa två undersökningar.

Ungefär samtidigt genomförde IVL sedimentundersökningar vid Norrsundets bruk och Iggesunds bruk (Malmæus m.fl., 2012). Fisk insamlades också för miljögiftsanalyser. Resultaten visade, att halterna av dioxiner i yt sediment var höga utanför Norrsundet, medan de var förhållandevis låga utanför Iggesund. Halterna i fisk följde samma mönster med högre halt i fisken från Norrsundet.

Under senare tid har pendeln svängt tillbaka, och intresset är åter riktat mot utsläppens betydelse för de eutrofieringssymptom som observeras i både haven och inlandsvatten. Reglering av fosfor- och kväveutsläpp har fått allt större betydelse vid miljöprovningar, och modelleringar av närsaltomsättning i recipienterna görs nu i allt större utsträckning för att bedöma betydelse av olika källbidrag. Man kan beräkna effekten av en utsläppsreducerande åtgärd på närsalthalter och primärproduktion i fria vattnet, men konsekvenserna på längre sikt för den fastsittande vegetationen, bottendjuren och fisksamhällena är betydligt svårare att prognosticera.

Dessa observationer tillsammans har utgjort ett starkt motiv för föreliggande projekt. En inledande ingående genomgång av tillgängliga resultat görs nedan. Genomgången utgör underlag för en vidare syntes och analys av återhämtningsförlopp, vilket presenteras i en separat rapport.

Syften

Det övergripande syftet med projektet är att skapa ökad kunskap för att kunna bedöma effekter av åtgärder och vilka förväntningar man skall ha på miljöns respons på reducerade utsläpp. För att uppnå detta syfte görs i föreliggande rapport genomgångar och sammanfattningar av:

- Utsläpps- och miljösituationen i recipienterna över tid.
- Det storskaliga miljötillståndet över tid enligt nationella miljöövervakningsdata i Östersjön och aktuella inlandsvatten.

Resultatet av dessa sammanställningar skall utgöra underlag för den påföljande analysrapporten.

Metodutveckling

Vattenprovtagning

Inom recipientkontroll har metodiken för vattenprovtagning varit ungefärligen densamma över åren. Vanligtvis uttas vattenprover från diskreta nivåer i vattenmassan med hjälp av Ruttnerhäm-tare för att sedan överföras till provtagningskärl för vidare transport till analyserande laboratorium. Traditionellt har vattnets syrehalt mätts genom så kallad Winklertitrering men denna metod har på många platser ersatts av "on-line-mätningar" med hjälp av en syresond som firas ned i vattenmassan. Med samma instrument bestäms ofta också vattnets temperatur och konduktivitet/salthalt. Vattenprover uttas i regel från ytvatten (0,5 meters) och beroende på djupförhållanden också på ytterligare några nivåer samt från bottenvatten (inom 1 meter från botten). Siktdjupet bestäms med hjälp av Secchiskiva.

De variabler som kemiskt analyseras i vattnet är i regel näringsämnen (totalfosfor, fosfatfosfor, totalkväve, oorganiskt kväve), organisk halt (oftast TOC, ibland COD) och klorofyllhalt (Chl-a)

Provtagningsfrekvensen är typiskt 3–4 gånger under produktionsperioden (maj–oktober) och varierande frekvens under övriga delar av året. Antalet stationer som undersökts är typiskt 1–3 per vattenförekomst.

Sedimentprovtagning

Provtagningsfrekvensen när det gäller sediment varierar avsevärt mellan olika recipientkontrollprogram. I vissa fall sker årlig provtagning medan det i andra områden görs provtagningar vart tionde år. Sediment insamlas antingen med rörprovtagare varvid sedimentkärnor skivas upp och prover tas från olika nivåer representerande olika tidsperioder när materialet sedimenterade eller med skophämtare varvid enbart ytsediment (ofta 0–5 eller 0–2 cm sedimentdjup) tillvaratas. De sedimentkemiska analyserna omfattar i regel vattenhalt, organisk halt (glödgningsförlust eller

TOC) och spårämnesmetaller (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn), samt ibland även klororganiska ämnen (PCB, DDT, PCDD/Fs, klorfenoler m.fl.) och andra organiska ämnen.

Tidigare var det vanligt att summaparametern för klorerat material EOCl bestämdes. Denna analys har numera ersatts av EOX (summaparameter för halogenerat material), som dock sällan används. Genom inspektion bedöms i regel förekomsten av cellulosafiber, bark, svavelvätebakterier och svavelvätelukt.

Växtplankton

Växtplankton responderar snabbt på förändringar i närsaltbelastning och är därför en god indikator på återhämtningsförlopp efter närsaltreduktion eller för att upptäcka tidiga tecken på tilltagande näringsbelastning. Växtplanktonsamhällena är dock variabla beroende på väder och vind och "patchiness" kan uppträda varför flera prover krävs under sommarperioden och under flera år för att en adekvat utvärdering av näringsstatusen skall vara möjlig.

För klassificering av kvalitetsfaktorn växtplankton i sötvatten är indikatorerna totalbiomassa, klorofyll och i vissa fall trofiskt planktonindex (TPI). Provet skall avspegla planktonförekomsten i vattnets övre skikt och bör helst representera en vattenpelare på 75% ovanför temperatursprångskiktet. Vid provtagningen måste man beakta att i humösa sjöar söker sig plankton mot ytan och man återfinner merparten i de översta metrarna i dessa vatten. I klarvattensjöar finner man ofta den största biomassan en bit ner i vattenmassan beroende på att växtplankton skadas av för kraftig ljusinstrålning i ytvattnet. Vid klassificering av växtplankton delas Sveriges sjöar in i fem sjötyper för vilka det finns referensvärden. Provtagning i sjöar bör ske minst 1 gång/år under perioden juli–augusti och statusklassningen bör bygga på minst tre års provtagningar.

För växtplankton i kustvatten och övergångsvatten är de ingående indikatorerna biovolym och klorofyll. Provtagning för klassificering av biovolym bör ske genom slangprovtagning 0–10 m eller samlingsprov taget med vattenhämtare på olika djup. Bedömningsgrunden för växtplanktons biovolym bygger på kvantifiering och artbestämning av växtplankton i ljusmikroskop. Biovolym av växtplankton mäts idag i liten utsträckning då bestämning av artsammansättningen drar hög kostnad. Enligt VISS sker analys av biovolym på endast ett fåtal stationer. Provtagning i kustvatten bör ske minst tre gånger men helst fem gånger per år under perioden juni–augusti och klassificeringen ska göras på data från minst tre år under den senaste sexårsperioden för att täcka in mellanårsvariationer.

Makrovegetation

Inventering av makrovegetation på hårda bottenar med dykteknik började utvecklas under 1980-talet och fick en vidare tillämpning under 1990-talet i det som skulle bli det nationella miljöövervakningsprogrammet för havet. Metodiken skiljer sig åt mellan ost- och västkust.

Makrovegetationen speglar främst förändringar i siktdjup och närsalthalt. I skogsindustrirecipienter finns även fall där klorateffekter på brunalger observerats. Jämfört med bottenfauna anses makrovegetationen ge ett tydligare och snabbare svar på förändringar i utsläpp av främst närsalter och färgande ämnen. Effekterna av utsläpp från tidigare produktionsperioder, s.k. "gamla synder", är jämförelsevis små på makrovegetationen.

De vegetationsklädda bottenarna omfattar alla typer av hårda och mjuka bottenar som sträcker sig från vattenytan ner till ca 10–20 meters djup. Den nedre gränsen för växtsamhällenas utbredning är beroende framför allt av de botten- och ljusförhållanden som råder i det undersökta området.

Metodanvisningar ges i Naturvårdsverkets (NV) *Undersökningstyp för vegetationsklädda bottenar*. Den täcker såväl hårda som mjuka bottenar och grunda vikar från ytter- till innerskärgård. Metodiken

bygger på linjetaxering från ytan ner till nedre gräns för hårbotten eller ner till det djup där vegetationen begränsas av ljusbrist.

Metodikerna används inom det nationella och de regionala programmen för långsiktig övervakning av miljötillståndet längs den svenska kusten. Delar av metodiken (linjetaxering av arters djuputbredning och täckningsgrad) är antagna av Helsingforskommissionen (HELCOM).

Metodikerna kan även användas vid bedömningar av regional och lokal påverkan, och har tillämpats i recipienter, främst för att skapa underlag för Miljökonsekvensbeskrivningar (MKB).

Om syftet är att undersöka utbredningen av fleråriga arter räcker det med provtagning under den senare delen av sommaren (augusti–september). Vid vissa frågeställningar (t.ex. att följa de ettåriga arternas utveckling) bör provtagning ske minst två gånger per år, under försommar och sensommar. Den tätare provtagningsfrekvensen kan vara nödvändig på den svenska västkusten.

Dykprofiler undersöks, varvid arternas förekomst skattas vid linjetaxering i en minst sex meter bred korridor längs en metergraderad lina vinkelrätt mot djupkurvorna. Arternas utbredning (avstånd från land), mellan vilka djup de förekommer samt täckningsgraden av bottenytan av de vanligast förekommande arterna (framför allt växter, men även blåmusslor) noteras. Botten typ och mängden löst sediment på botten och på vegetationen noteras. Syftet är att om möjligt se den nedre gränsen för de studerade arterna. Lokalerna slumpas ut i undersökningsområdet.

Vid recipientundersökningar kan lokalerna placeras på förutbestämda avstånd från föroreningskällan. Särskild vikt bör läggas vid att finna minst två referenslokaler.

Bottenfauna

De mjukbottenlevande djuren anses av tradition vara särskilt lämpade som testorganismer i miljöövervakningsprogram. Bottnarna är det område som först drabbas av syrebrist vid hög belastning av organiskt material. Även ur miljögiftsynpunkt anses bottenfaunan vara särskilt utsatt. I många långtidsprogram har man dock visat stora avvikelser som varit svåra att härleda till förändringar i belastning.

Metodikerna för bottenfaunaundersökningar har utvecklats i samband med revisioner av de nationella miljöövervakningsprogrammen. Detta gäller i synnerhet det statistiska upplägget. Anvisningar ges i NVs undersökningstyper (*Mjukbottenlevande makrofauna, trend- och områdesövervakning för hav* samt *Bottenfauna i sjöars profundal och sublitoral* för mjukbottenfauna i sjöar).

Metodikerna för provtagning avviker mellan hav och inlandsvatten, delvis beroende på skillnader i områdesstorlek. Högre antal provpunkter krävs för de stora havsbassängerna. För havsområdena används sedan länge 0,1 m² bottenhuggare av typen van Veen. Ett hugg per station tas på ca 20 stationer per område. I sötvatten används en mindre s.k. Ekmanhuggare. Fem hugg tas per provyta.

I recipienter rekommenderas årlig provtagning på tio stationer. I det stora flertalet recipientprogram använder man sig dock av ett mindre antal stationer som relateras till enstaka referensstationer vilket ger övervakningsprogrammen låg statistisk styrka.

De insamlade bottendjuren hänförs till art eller högre taxonomisk nivå, såsom släkte eller familj. Individtäthet (abundans) och biomassa bestäms.

Traditionellt har man samlat in bottendjur på hösten, när deras biomassa är som störst eller på våren när den är som minst. Inom HELCOM:s övervakningsprogram rekommenderas att provtagningen görs på våren. I sjöar rekommenderas höstprovtagning.

Hälsotillstånd hos fisk

I Sverige har sedan 1970-talet metoder utvecklats för att kunna använda biokemiska, fysiologiska, morfologiska och histopatologiska variabler, s.k. biomarkörer, för att påvisa subletala hälsoeffekter på fisk som exponeras i fält för enskilda toxiska ämnen eller komplexa blandningar av kemikalier. Metodiken togs fram i både kontrollerade laboratorieexperiment och fältundersökningar på vildlevande fisk i förorenade recipienter och referensområden.

Metodik för studier av tillväxt och fortplantning utvecklades i samband med de omfattande kontrollundersökningar som genomfördes i samband med att kärnkraften byggdes ut under 1980-talet. De förhöjda temperaturerna i kylvattenutsläppen visades kunna orsaka effekter som också påverkade fiskens livshistoria.

Under 1980- och 1990-talet gjordes insatser för att identifiera lämpliga indikatorarter för undersökningar på organ- och individnivå. Grundläggande kunskap om olika arters fysiologi och reproduktionsbiologi insamlades och analyserades. För svenska förhållanden kunde man fastställa, att abborre och tånglake optimalt sett är de mest lämpade arterna.

Undersökningarna vid Norrsundets bruk och ett antal andra bruk i början av 1980-talet bidrog till metodutvecklingen. Efter ombyggnaden av Norrsundets bruk i början av 1980-talet gjordes en undersökning av fisksamhället 1982. Allvarliga avvikelser som indikerade påverkan av toxiska och repellerande ämnen samt övergödning observerades, vilket bidrog till att brukets recipient valdes som studieobjekt för SNVs Miljö/Cellulosaprojekt med början 1983.

Ett batteri av biomarkörer för toxisk påverkan utvecklades under Miljö/Cellulosaprojektet och applicerades på indikatorarten abborre. Hälsomått på funktionsnivå togs fram, och testsystem för att mäta exponering genom enzymanalyser började användas. En integrering mellan biokemisk/fysiologisk hälsoundersökning och ekologisk kontroll av tillväxt och fortplantning började utvecklas. De observerade effekterna visade sig inte vara unika för fisk i recipienten för Norrsundets bruk. Senare undersökningar utanför andra massa- och pappersbruk gav en liknande kvalitativ effektebild.

Hälsoundersökningar på fisk med hjälp av ett stort antal biomarkörer ingår tillsammans med ekologiska mätningar sedan 1988 i *Integrerad kustfiskövervakning* inom den nationella miljöövervakningen i utvalda referensområden. Metodiken för insamling, provstorlekar, provtagning och analys har också tillämpats i ett stort antal recipientundersökningar vid skogsindustrier.

Guidelines utarbetades för att underlätta tolkning och utvärdering av observerade subletala effekter, samt för att göra en integrerad bedömning av oacceptabel påverkan på fiskars hälsa och risk för effekter på populations- och ekosystemnivå (Larsson m.fl., 2000). I samarbete med kanadensiska forskare togs också fram förslag till en responsmodell för abborre, som skall underlätta möjligheten att särskilja toxiska reaktioner från effekter av bl.a. födotillgång (Sandström m.fl., 2005).

Metodiken för kontroll av fiskhälsa beskrivs i *Naturvårdsverkets undersökningstyper,Handledning för miljöövervakning*. Riktlinjer för analys av individuell tillväxt och fortplantning ges i Thoresson (1992).

Bestånds- och rekryteringsundersökningar

Metodik för att undersöka lek, embryonalutveckling och larvöverlevnad hos abborre utvecklades och testades under Miljö/Cellulosaprojektet (Karås m.fl., 1991). Med hjälp av artificiella substrat samlades rom in från Norrsundetrecipienten som ett mått på lekfrekvens. Embryoutveckling studerades på insamlade ägg under lupp. Efter kläckning insamlades larver med finmaskig trål i recipienten.

I kärnkraftsundersökningarna utvecklades metodik för att kunna bedöma rekrytering. Den metod som gav bäst resultat var provtagning av årsyngel med sprängteknik. Årsklasstyrkan, som styr tätheten av vuxen fisk, bestäms i stor utsträckning av årsyngeltätheten på hösten.

Metodik för kontroll av kustfiskbestånd utvecklades för SNV:s anvisningar för recipientkontroll (Neuman, 1985). Provfiske med översiktsnät beskrevs för att visa fisksamhällets sammansättning samt tätheten av de olika arterna på olika avstånd från en utsläppspunkt.

Provfiskemetodiken har ytterligare utvecklats och standardiserats och tillämpas nu i den nationella kustfiskövervakningen (*Undersökningstyp för provfiske*). Resultaten kompletteras med ålders- och tillväxtbestämningar på stora material, vilket bl.a. kan användas för beräkningar av årsklassindex och mortalitet hos vuxen fisk.

Nationella och regionala referensområden

Arbetet med att skapa referensområden för industrirecipienter intensifierades under 1960-talet. Planerna på etablering av kärnkraft motiverade undersökningar för att identifiera lämpliga jämförelseområden för de stora kontrollundersökningar som skulle komma när kraftverken togs i drift. Två områden, Fjällbacka vid västkusten och Kvädöfjärden vid ostkusten, etablerades för Ringhals och Oskarshamns kraftverk. Behov av referensområden även för annan industriverksamhet hanterades av SNV:s PMK-program. År 1989 inkluderades dessa två områden i PMK-systemet. Sedan dess har utvecklingen fortsatt. Nationella kustreferensområden finns idag i Rånefjärden, vid Holmöarna, i Kvädöfjärden, vid Torhamn samt vid Fjällbacka. Till dessa kan läggas ett antal regionala referensområden samt referensområdet för Forsmarks kraftverk som etablerades i Finbofjärden, NV Åland. Gemensamt för samtliga är, att man gjort omfattande förundersökningar innan de kunde accepteras som referenser för lokalt förorenade områden.

Referensområdena valdes till en början för ekologiska fiskundersökningar. I samband med undersökningarna i Norrsundet under 1980-talet blev det uppenbart, att ekologer och fiskfysiologer/ekotoxikologer hade mycket att tjäna på en samverkan, även när det gällde referensområden. Ett samarbete inleddes 1988, *"Integrerad fiskövervakning i kustreferensområden"*, som fortfarande pågår. I fyra områden undersöks årligen fisksamhällets struktur och beståndstäthet med provfiske samt hälsotillståndet hos abborre och tånglake med hjälp av 20–30 biomarkörer för att spåra förekomst och effekter av miljöfarliga ämnen i miljön (Sandström m.fl., 2005; Larsson m.fl., 2014). I denna integrerade kustfiskövervakning ingår även analyser av metaller och organiska miljögifter på samma fiskmaterial. Dessa långa tidsserier har gett möjligheter att påvisa och analysera orsaker till storskaliga förändringar i miljön (Förlin m.fl., 2014) som även har betydelse för tolkningar av resultat i lokalt förorenade miljöer.

Bedömning av vattenstatus enligt ramdirektivet för vatten

Ett nytt system för målinriktat arbete tillkom, när EG:s ramdirektiv för vatten blev bindande för medlemsstaterna. Direktivet implementerades i Sverige år 2004, varefter landet indelades i fem vattendistrikt baserat på avrinningsområden. Vattenmyndigheter skapades för vart och ett av distrikten. Dessa myndigheter är fysiskt förlagda till länsstyrelser, och ansvarar för Sveriges rapportering till EU. Vattenförvaltningen sker i cykler, för närvarande den andra cykeln 2009–2015.

Vattenmyndigheterna har karterat och indelat alla svenska ytvatten i diskreta vattenförekomster. Direktivet stipulerar vilka miljö kvalitetsfaktorer som skall mätas i dessa. Regionalt utvecklade bedömningsgrunder för varje kvalitetsfaktor har tagits fram och tillämpats vid myndighetens statusbedömningar. I sjöar och vattendrag samt i kustvatten bedöms ekologisk status och kemisk status.

Ekologisk status omfattar följande tre grupper av kvalitetsfaktorer som i prioriterad ordning klassificeras i en femgradig skala (*Hög status*, *God status*, *Måttlig status*, *Otillfredställande status*, och *Dålig status*).

- Biologiska kvalitetsfaktorer: bottenfauna, makrovegetation, kiselalger, växtplankton och fisk (endast sötvatten).
- Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer: näringsämnen, ljusförhållanden, syrgasförhållanden och försurning samt syntetiska särskilda förorenande ämnen i betydande mängd.
- Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer: olika fysiska förändringar.

De biologiska kvalitetsfaktorerna väger tyngst och skall klassificeras först.

Kemisk status bestäms genom mätning av förutbestämda förorenande ämnen i vattenförekomsten för att avgöra om halterna överskrider fastställda miljökvalitetsnormer eller gränsvärden. Klassificeringsskalan omfattar två nivåer: *God status* respektive *Uppnår ej god status/otillfredsställande status*.

För vatten som inte nått tillräcklig status enligt bedömningsgrunderna skall åtgärder vidtas. Tidsbegränsade mål för när åtgärderna skall ha lett till minst god status är fastställda av EU. Åtgärdsprogrammen är bindande för stat och kommun, men inte för verksamhetsutövare. De senare påverkas mer av miljökvalitetsnormerna.

Miljökvalitetsnormer

Miljökvalitetsnormen beskriver vilka kvalitetskrav som skall gälla för en vattenförekomst vid slutet av en förvaltningscykel. För ekologisk och kemisk status är kravet generellt god status enligt vattenmyndighetens statusbedömning. Vad som gäller i ett visst område beskrivs i vattenmyndigheternas informationssystem VISS.

För verksamhetsutövare innebär tillämpningen av miljökvalitetsnormer en skärpning jämfört med tidigare vid tillståndsprövningar. Vid dagens prövningar ställer Havs- och Vattenmyndigheten (HaV) regelmässigt krav på verksamhetsutövaren att denne klargör hur verksamheten förhåller sig till den angivna normen samt anger vilka åtgärder som kan vidtas. Myndigheten har tydligt klargjort att man anser att domstolarna skall ställa stor vikt vid att miljökvalitetsnormerna skall innehållas.

Miljökvalitetsnormerna baseras på bedömningsgrunder för miljöstatus. Det har ofta framförts, att det finns stora svagheter i dessa bedömningsgrunder. De har t.ex. sällan sådan precision, att de kan tillämpas i alla lokala områden. Dessutom har man valt ett statistiskt tillvägagångssätt som innebär att risken för överskattningar av faktisk status, baserat på mätdata, är systematiskt mindre än risken för underskattningar.

Ett annat problem är tidshorisonten. EU:s sexåriga förvaltningscykler är korta i jämförelse med den tröghet i återhämtningsförlopp som ofta föreligger i många förorenade ekosystem. Det är känt genom mångåriga studier av akvatiska samhällen, t.ex. bottenfauna, att måluppfyllelsen kommer att vara problematisk i många tidigare förorenade vatten. Möjligheten att nå effekt av även genomgripande åtgärder efter kort tid kan vara kraftigt överskattad. Risken att medlen för fortsatt miljöarbete felallokeras är uppenbar.

För såväl myndigheterna som industrin kan dessa tillkortakommanden orsaka stora problem, och leda till onödiga konflikter inte minst i samband med tillståndsprövningar.

Att öka samsynen om åtgärder baserat på en starkare grund för bedömningar har varit ett av de starkaste syftena för vårt projekt. Det är angeläget att en ny modell tas fram för bedömning av miljötillstånd i industrirecipienter.

Nationella miljö kvalitetsmål

Under 1990-talet började SNV ett arbete med att utforma nationella miljö kvalitetsmål. Vissa sektorsmyndigheter bidrog med specifika sektorsmål för verksamheter inom deras respektive ansvarsområden, t.ex. Fiskeriverket som tog fram mål för uthålligt fiske. De nationella målen kompletterades därefter med regionala miljömål som utvecklades av länsstyrelserna. Dessa mål är riktningsgivande för myndigheternas miljöarbete, men de är inte juridiskt bindande, t.ex. för verksamhetsutövare.

Riksdagen tog beslut om 16 miljö kvalitetsmål som skall uppnås en viss angiven tid, i de flesta fall 2020. Miljö kvalitetsmålen anger den kvalitet som ska uppnås för respektive område. Miljö målen utgår från ett generationsmål: *”Det övergripande målet för miljö politiken är att till nästa generation lämna över ett samhälle där de stora miljö problemen är lösta, utan att orsaka ökade miljö- och hälsoproblem utanför Sveriges gränser.”*

Av miljö kvalitetsmålen berörs skogsindustrins vattenmiljöarbete främst av mål 4 *”Giftfri miljö”*, mål 7 *”Ingen övergödning”*, mål 8 *”Levande sjöar och vattendrag”*, mål 10 *”Hav i balans samt levande kust och skärgård”* samt mål 16 *”Ett rikt växt- och djurliv”*.

Långtidstrender i den nationella övervakningen av kust- och sötvatten

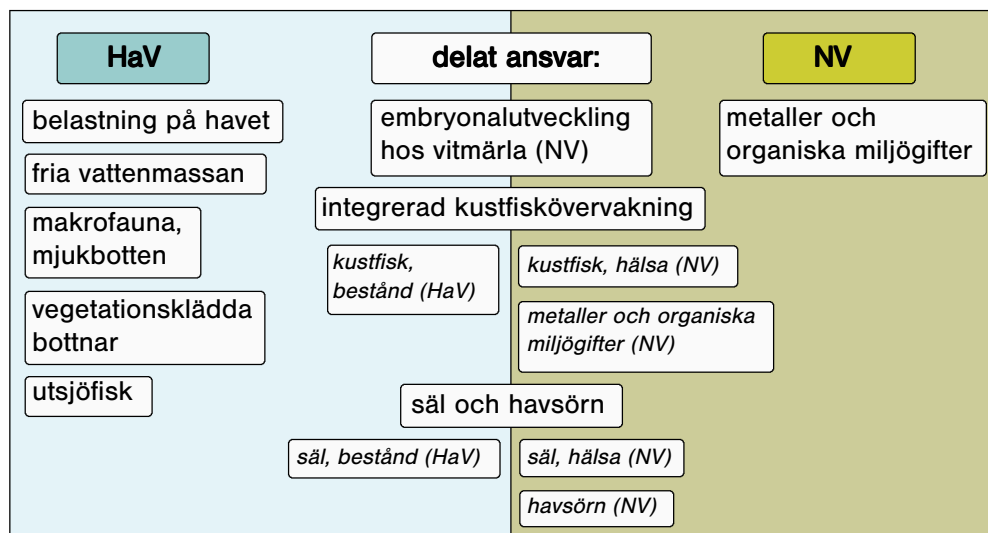
Kunskaper om tillstånd och förändringar i den svenska miljön dokumenteras av NV:s respektive HaV:s nationella miljöövervakning och den regionala miljöövervakningen som sker i våra län. Det är sammantaget ett väl utbyggt system för att övervaka landets miljötillstånd. Den nationella miljöövervakningen startade i SNVs regi redan 1978. Flera av de svenska mätseriernas längd är därmed unika i världen. De långa mätserierna är värdefulla för att kunna avgöra om en förändring orsakas av mänsklig påverkan eller är en naturlig variation och kan därför även ha betydelse vid analysen av recipientkontrollen.

Den nationella miljöövervakningen är indelad i tio programområden. Den akvatiska miljön övervakas inom programmen *Kust och Hav* respektive *Sötvatten*. HaV har sedan 1 juli 2011 det övergripande ansvaret för båda dessa miljöövervakningsprogram. Under 2013–2014 skedde en översyn av övervakningen av den akvatiska miljön. De nya programmen tillämpas fr.o.m. 2015.

Programområde Kust och Hav

Det marina miljöövervakningsprogrammet för Kust och Hav syftar till att ge underlag för beskrivning av tillståndet och storskaliga förändringar, främst med avseende på övergödning, metaller och organiska miljögifter, samt biodiversitet. Fokus ligger på att följa miljötillståndet i relativt opåverkade bakgrundsområden. Övervakningen av kustområden som uppvisar olika grad av påverkan sker till största delen inom den regionala kustövervakningen.

Programområdet *Kust och Hav* omfattar nio delprogram (se figur 1). Miljöövervakningen sker genom återkommande systematiskt upplagda undersökningar som skall spegla det aktuella miljötillståndet. Genomförandet följer strikta metodanvisningar för provtagning, analyser och statistisk bearbetning, s.k. undersökningstyper, som uppdateras med jämna mellanrum. Kvalitetssäkrade data rapporteras in till ett antal datavärddar som lagrar och tillhandahåller data, samt vidarebefordrar



Figur 1. Ansvarsfördelning mellan HaV och NV för delprogram inom programområde *Kust och Hav*. De olika delprogrammets mätprogram och mätstationer beskrivs i HAVET 2013/2014.

dataunderlag om miljötilståndet i havet till officiell nationell statistik och till internationella organ (t.ex. EU:s vatten- och havsmiljödirektiv, Europeiska miljöbyrå (EEA), HELCOM, OSPAR och ICES).

HaV och NV ger i samarbete med Havsmiljöinstitutet årligen ut rapporten "*HAVET – om miljötilståndet i svenska havsområden*". Rapporten presenterar de senaste resultaten från delprogrammen inom *Kust och Hav*. Därutöver presenteras resultat från regional miljöövervakning, forskning och andra undersökningar av betydelse för att bedöma miljötilståndet i våra havsområden.

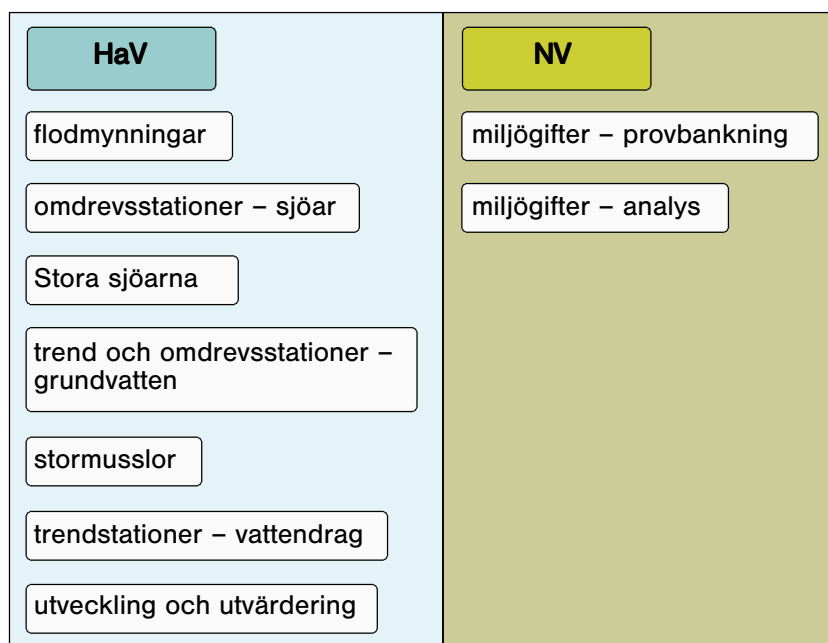
Programområde Sötvatten

Det nationella miljöövervakningsprogrammet för sötvatten syftar till att övervaka limniska miljöer främst avseende försurning, eutrofiering, metaller och organiska miljögifter, samt biodiversitet. En kombination av kemiska och biologiska mätprogram används för att bedöma status och eventuell storskalig påverkan. Övervakningen är huvudsakligen inriktad på mätningar i regionalt och lokalt opåverkade områden för att ge en nationell tillståndsbild som främst skall beskriva bakgrundsförhållanden. Det nationella programmet kan därför fungera som referens vid bedömning av status hos sjöar och vattendrag regionalt och lokalt. En tätare geografisk täckning och övervakning i mer påverkade områden fås genom den regionala miljöövervakningen, som i många fall genomförs inom ramen för Vattenvårdsförbund.

Programområdet *Sötvatten* omfattar nio delprogram (se figur 2). Övervakning sker dels i relativt opåverkade vatten (trendobjekt), dels för miljöproblemen försurning, övergödning och miljögifter. Genomförandet sker med standardiserade metoder som fastställts i undersökningstyper för respektive delprogram. Dessa undersökningstyper revideras kontinuerligt.

År 2013 presenterades resultat från miljöövervakningen av sötvatten och bedömning av miljötilståndet i rapporten "*Sötvatten – om miljötilståndet i Sveriges sjöar och vattendrag*" (Havs- och Vattenmyndigheten, 2013).

Merparten av ytvattendata från sötvattenprogrammet rapporteras till Europeiska miljöbyrå (EEA). Mätdata och transportberäkningar för olika ämnen som tas fram inom delprogrammet *Flodmynningar* är viktiga underlag för de bedömningar av belastningen på havet som Sverige förbundet sig att rapportera till bl.a. HELCOM.



Figur 2. Ansvarsfördelning mellan HaV och NV för delprogram inom programområde *Sötvatten*. De olika delprogrammets mätprogram och mätstationer beskrivs i rapporten *Sötvatten 2013 – om miljötillståndet i Sveriges sjöar och vattendrag* (Havs- och Vattenmyndigheten, 2013).

Delprogram Stora sjöarna

Delprogrammet omfattar programmen för tre regionala vattenvårdsförbund: Vänerens vattenvårdsförbund, Vätternvårdsförbundet och Mälarens vattenvårdsförbund. Dessa vattenvårdsförbund får nationellt stöd eftersom deras dataserier är av nationellt intresse. Data läggs in i nationella databaser och ger bland annat underlag till EU:s ramdirektiv för vatten. Fortlöpande rapporter från övervakningen av de tre stora sjöarna finns på respektive länsstyrelse: Västra Götaland län (Väner), Jönköpings län (Vättern) och Västmanlands län (Mälaren).

Summering av kust- och havsmiljöns tillstånd

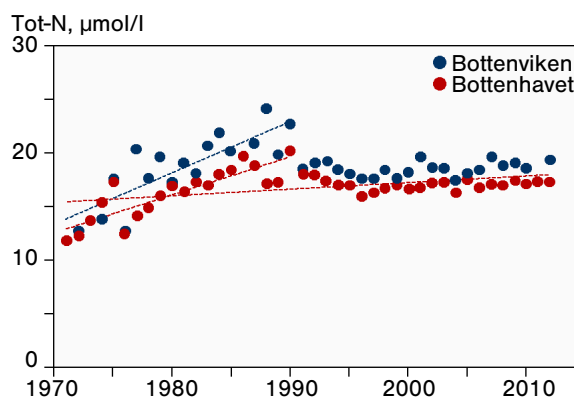
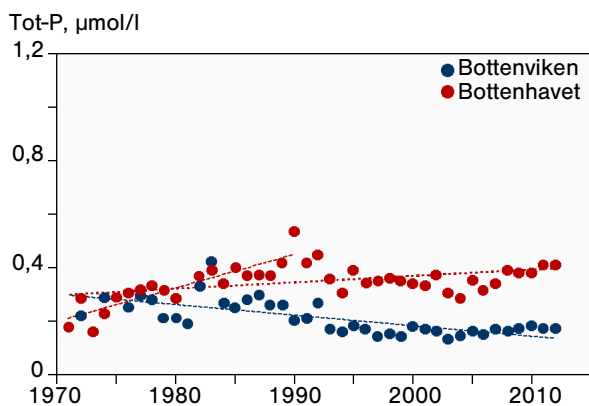
Nedan presenteras först en tillståndsbeskrivning för de olika havsområdena med fokus på aktuell situation beträffande **övergödning**, **miljögiftsbelastning** och **fiskbestånd**. Beskrivningen illustreras med figurer som visar mellanårsvariationer och tidstrender för viktiga mätvariabler och indikatorer. Dataunderlaget är baserat på senaste tillståndsbeskrivning i HAVET 2013/2014. Därefter redovisas en samlad analys av de svenska havsområdenas aktuella statusklassning och utvecklingstrender för ett antal miljövariabler som mäts inom den nationella och i vissa fall regionala miljöövervakningen av kust- och havsområdena.

Bottenviken och Bottenhavet

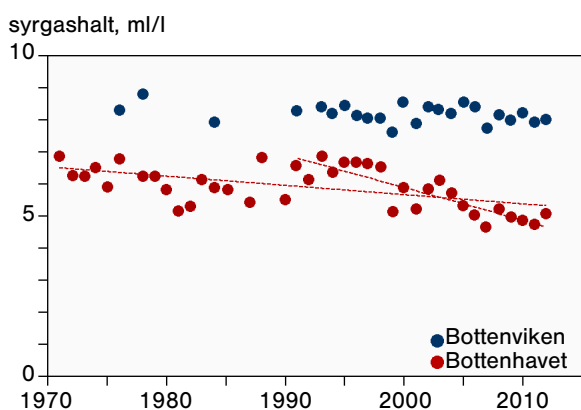
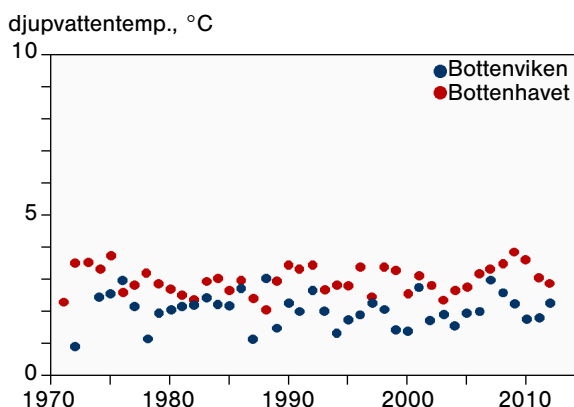
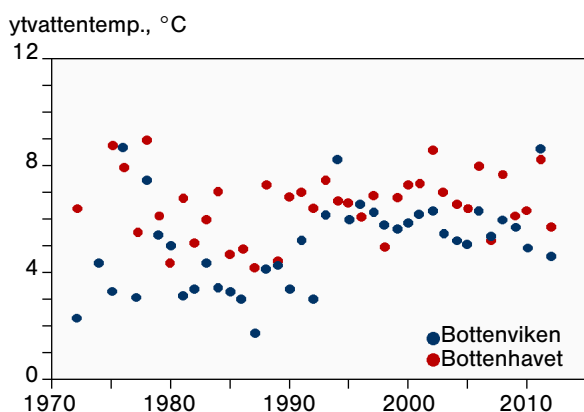
ÖVERGÖDNING

Bottenviken som helhet är naturligt näringsfattig och är det havsområde som är minst påverkat av övergödning. Havsbassängen har sedan 1990 låga och relativt stabila halter av totalfosfor och totalkväve i öppna havet (figur 3) samt en god och stabil syresituation i djupvattnet (figur 4). Temperaturen i ytvatten har visat stor variation under perioden 1970–1990, men har därefter varit stabilare (figur 4). Temperaturen i djupvatten visar inga signifikanta förändringar sedan 1970. Mjukbottenfaunan i utsjön visar god ekologisk status (figur 5).

För Bottenvikens kustområden är situationen mer varierande. Sextio procent av vattenförekomsterna har god status, medan 40% har symptom på övergödning och bedömdes 2012 ha måttlig



Figur 3. Totalfosfor och totalkväve i Bottenviken och Bottenhavet. Källa: HAVET 2013/2014.

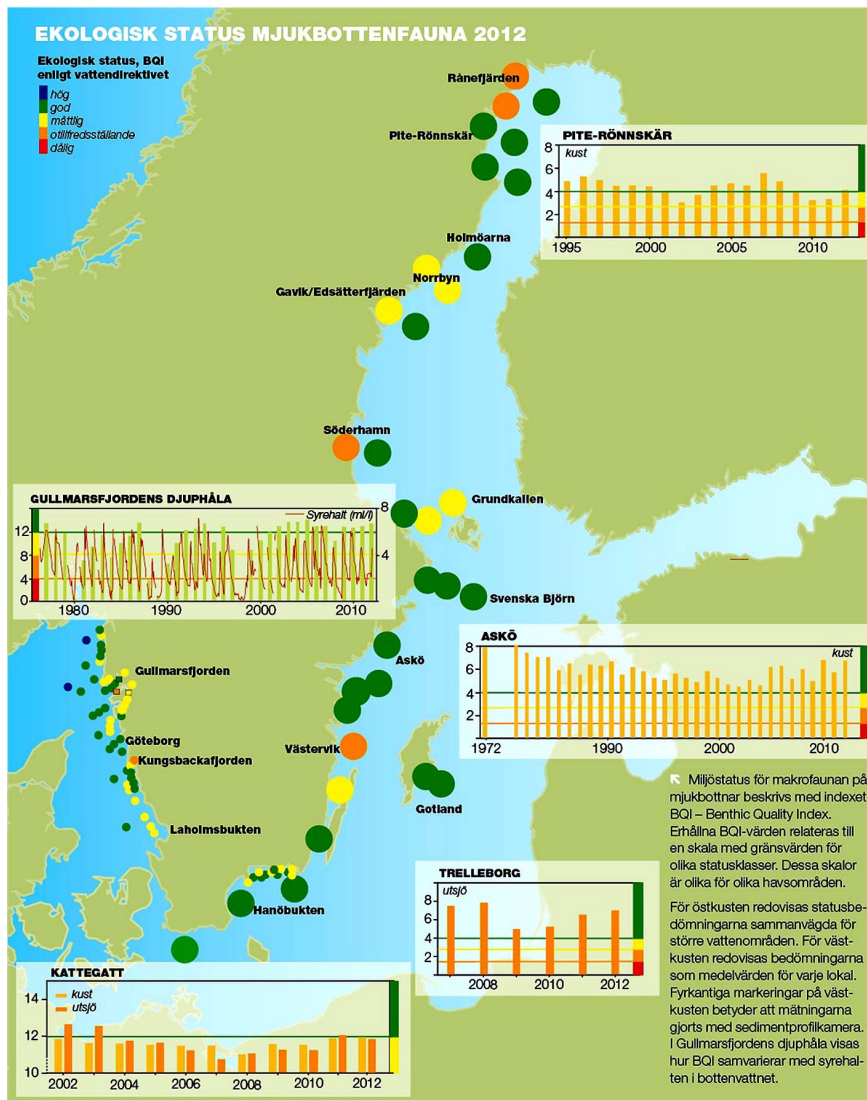


Figur 4. Temperaturer i ytvatten och djupvatten, samt syrehalter i bottenvatten i Bottenviken och Bottenhavet. Källa: HAVET 2013/2014.

ekologisk status eller sämre baserat på mätningar av mjukbottenfauna (Benthic Quality Index; BQI) (figur 5, tabell 1).

I Bottenhavet har en försämring av övergödningssituationen skett i öppna havet genom att syrehalterna sjunkit (figur 4), samtidigt som halterna av totalfosfor (figur 3) ökat sedan 1970-talet. Orsaken bedöms vara tillförsel av syrefattigt och fosforrikt vatten från Östersjön, snarare än högre biologisk produktion i havsbassängen. Även totalkväve uppvisar en successiv ökning sedan 1970-talet (figur 3).

För Bottenhavets kuster bedömdes cirka hälften av de klassade områdena ha måttlig ekologisk status eller sämre baserat på situationen för mjukbottenfaunan (figur 5, tabell 1).



Figur 5. Ekologisk status för mjukbottenfauna 2012 enligt Vattendirektivet. Miljöstatus för makrofaunan på mjukbotten beskrivs med indexet BQI (Benthic Quality Index). Erhållna BQI-värden relateras till en skala med gränsvärden för olika statusklasser. Dessa skalor är olika för olika havsområden. Källa: Havet 2013/2014.

MILJÖGIFTER OCH FISKHÄLSA

Flera organiska miljögifter och metaller har minskat i Bottenviken och Bottenhavet sedan 1970-talet efter att utsläpps begränsande åtgärder har vidtagits. Dioxinhalterna i fet fisk som strömming är fortfarande förhöjda och överskrider i båda havsbassängerna ofta EU:s gränsvärden för konsumtion.

Även halterna i strömming av vissa bromerade flamskyddsmedel och kvicksilver är högre i Bottenviken och Bottenhavet än i andra svenska havsområden och överskrider ofta det föreslagna gränsvärdet. Även kadmium hos fisk i Bottenviken ligger kvar på förhöjda nivåer.

Trots att PCB och DDT generellt har minskat sedan 1970-talet visar havsörnar som häckar vid Bottenhavskusten tecken på störd fortplantning med bl.a. uttorkade ägg. Studier pågår för att belysa orsakerna till dessa "nygamla" symptom hos havsörnar.

Nyare miljögifter, som siloxaner och flera olika perfluorerade kemikalier (PFAS-ämnen), visar en markant ökande trend hos strömming från Bottenviken och Bottenhavet sedan början av 1990-talet.

Liksom i referensområden i Egentliga och Södra Östersjön observeras en successivt förändrad hälsostatus hos abborre vid referensområdet Holmön i Bottenviken (se nedan: Egentliga Östersjön/Miljögifter).

FISKBESTÅND

En ökning av karpfiskar och samtidigt stabila eller minskande bestånd av rovfiskar i en del av Bottenvikens kustområden tyder på en utveckling mot ett mer karpfiskdominerat fisksamhälle. Högre vattentemperatur som gynnat karpfiskarna har förts fram som förklaring.

Bestånden av siklöja i Bottenviken, som tidigare har minskat stadigt sedan 2004, ökar igen som en följd av god reproduktion 2009 och 2010. Reproduktionen av vild lax har förbättrats sedan 1990-talet. Uppvandringen i vildlaxälvarna har ökat kraftigt under senare år, och nådde 2014 rekordartad nivå i Torne älv.

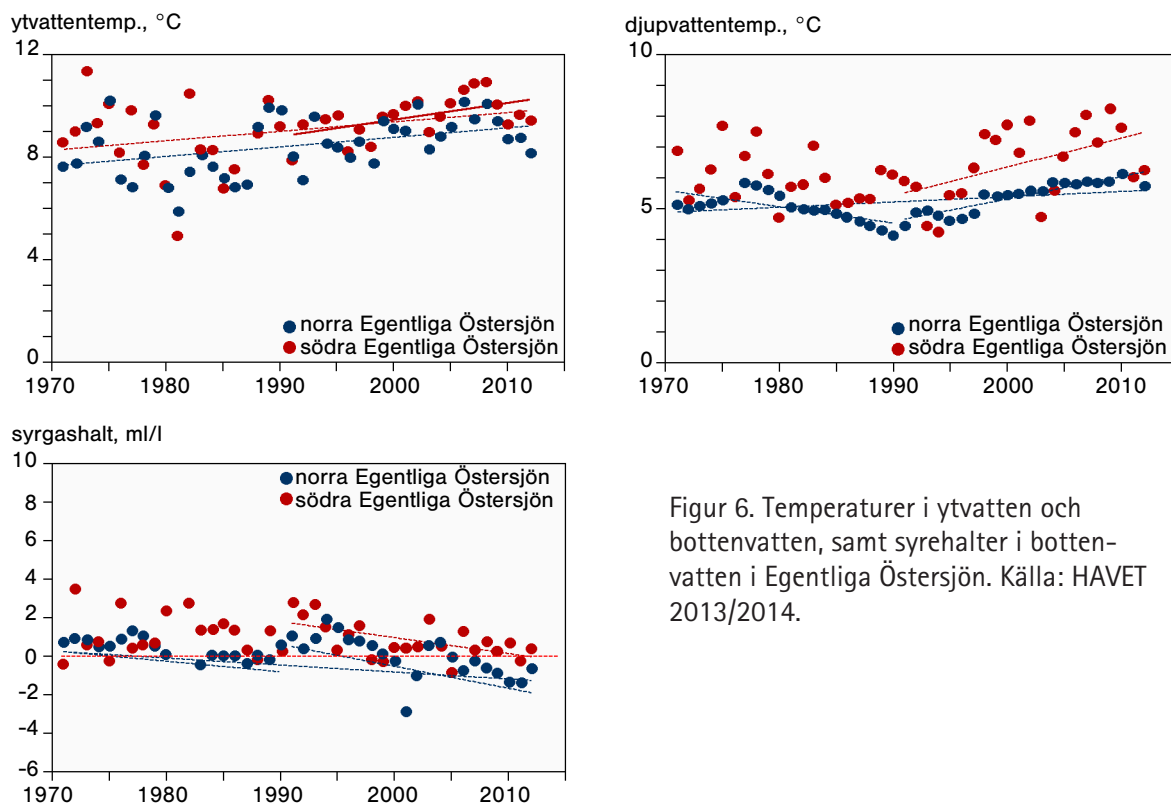
I Bottenviken har sikbestånden haft en stark tillbakagång sedan 1990-talet. Under samma 20-årsperiod har bestånden av strömming vuxit och visar en god rekrytering, men individerna har blivit magrare och växer långsammare.

Egentliga Östersjön

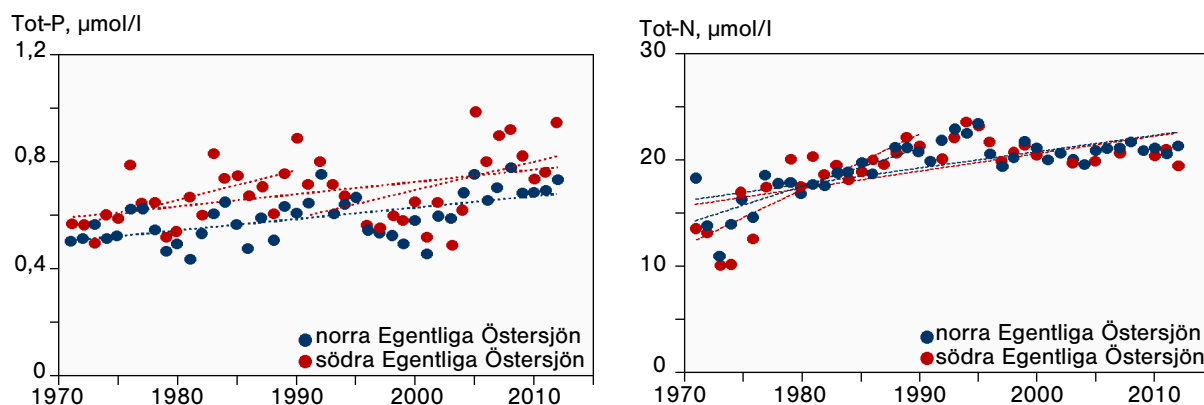
ÖVERGÖDNING

Övergödningen har varit ett av de största miljöproblemen för Östersjön under flera decennier och det finns inga tydliga tecken på ett förbättrat tillstånd i öppet vatten. Syrehalterna i bottenvatten visar en nedåtgående tidstrend i både norra och södra Egentliga Östersjön (figur 6) och den totala ytan av syrefria botten är idag tre gånger större än vid millennieskiftet. Totalhalterna av kväve och fosfor i ytvatten är idag högre än de var i början av 1970-talet (figur 7). Temperaturen i ytvatten och djupvatten har varierat relativt kraftigt sedan 1970-talet, men visar en ökande trend under de senaste 20 åren (figur 6).

I många kustområden i Egentliga Östersjön har vattenkvaliteten förbättrats avsevärt efter utsläpps begränsande åtgärder. Övervakningen av tillståndet för växtplankton pekar dock på en



Figur 6. Temperaturer i ytvatten och bottenvatten, samt syrehalter i bottenvatten i Egentliga Östersjön. Källa: HAVET 2013/2014.



Figur 7. Totalfosfor och totalkväve i Östersjöns ytvatten. Källa: HAVET 2013/2014.

förhöjd näringsnivå och en måttlig eller god ekologisk status i de flesta klassade kustområden (figur 8, tabell 1), medan tillståndet för vegetationsklädda bottenar, mätt som makroalgers djuputbredning (tabell 1), och mjukbottenfaunan (figur 5, tabell 1) indikerar en god, och i vissa fall hög, miljöstatus i flera kustområden.

MILJÖGIFTER OCH FISKHÄLSA

För flertalet "gamla" miljögifter som ingår i den årliga miljögiftsövervakningen, både metaller och organiska ämnen, visar halterna i fiskar, sillgrissleägg och marina däggdjur starkt nedåtgående tidstrender. Många av dessa ämnen ligger idag nära eller under sina fastlagda eller föreslagna gränsvärden. Denna minskade miljögiftsbelastning har lett till att populationerna av toppredatorer som havsörn och säl visat en positiv återhämtning.

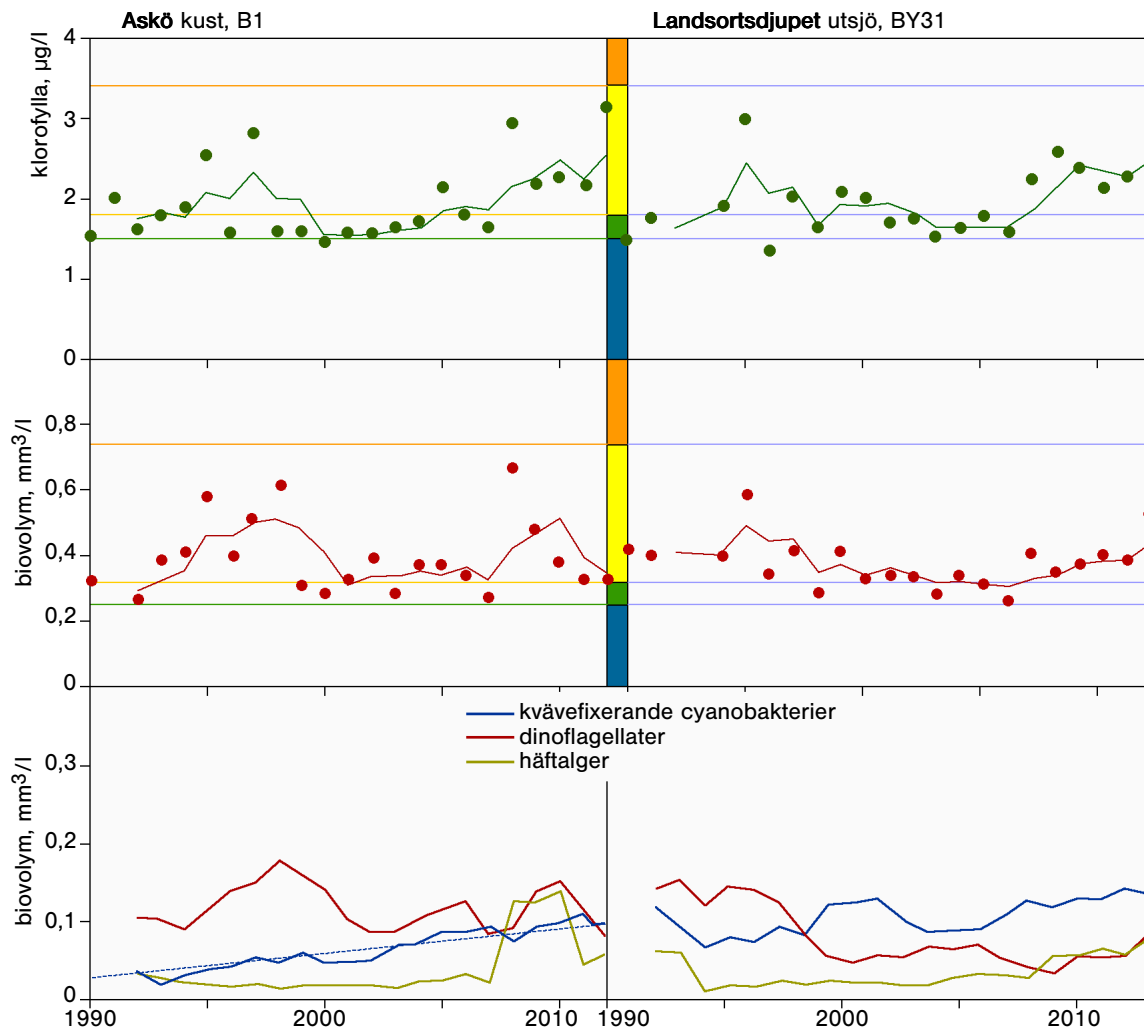
Halterna av många organiska miljögifter är dock ofta avsevärt högre i Egentliga Östersjön än i Västerhavet och för vissa ämnen, t.ex. dioxiner/dioxinlika ämnen, är kostrekommendationer fortfarande nödvändiga. Oroande tendenser idag är att vissa "gamla" miljögifter inte längre minskar i fisk. För några ämnen, som kvicksilver, kadmium, DDE, HCB och CB-153, observeras trots förbud och stränga restriktioner ökande tidstrender i vissa kustområden under de senast 10 åren.

Oroande tecken är också att kustfisk sedan slutet av 1980-talet visar signifikanta tidstrender för allt fler hälsovariabler/biomarkörer i våra nationella referensområden (Egentliga Östersjön: Kvädöfjärden, Torhamn, Bottniska viken: Holmön, Västerhavet: Fjällbacka).

Utöver tidigt påvisade effekter som förminskade gonader och ett kraftigt inducerat avgiftningssystem, så observeras under senare år följande symptom hos abborre och tånglake: ökad oxidativ stress, påverkat immunförsvar, effekter på jonreglering och ämnesomsättning samt minskad nybildning av röda blodceller. Symptombilden visar att flera viktiga fysiologiska funktioner hos fisken är påverkade (figur 9), vilket kan bero på en kontinuerlig exponering för olika kemiska ämnen. Uppföljande studier pågår för att hitta orsakerna till den försämrade hälsan hos kustfisk.

Ett annat oroväckande tecken är att nyligen genomförda retrospektiva analyser på strömming visar ökande trender för vissa miljögifter, t.ex. flera PFAS-ämnen (främst karboxylsyror) och ett par hydroxylerade bromerade difenyletrar (OH-PBDE:er). Ökningen av de sistnämnda ämnena kan vara ett resultat av nedbrytning av den stora mängd polybromerade difenyletrar (PBDE:er) som under flera decennier har tillförts den akvatiska miljön. Dessa ämnen kan även produceras biogent av fintrådiga makroalger eller cyanobakterier.

Retrospektiva analyser på strömming visar också att nya typer av kemikalier, som ersätter miljögifter som håller på att fasas ut, ökar kraftigt i miljön, även i bakgrundsområden. Det gäller kemikalier som siloxaner, organofosfater och adipater.



Figur 8. Bedömning av ekologisk status för växtplankton vid kusten (Askö) och i utsjön (Landsortsdjupet) i norra Egentliga Östersjön. Bedömningen baseras på en sammanvägning av biovolym och klorofyll-a. Punkterna illustrerar årliga medelvärden för juni–augusti och heldragna linjer visar löpande treårsmedelvärden. Källa: HAVET 2013/2014.

Fysiologiska funktioner	indikator	Holmön abborre	Kväddöfjärden abborre	Kväddöfjärden tånglake	Torhamn abborre	Fjällbacka tånglake
fortplantning	GSI* (abbo), yngelstatus (tångl)	---	--	-	0	--
leverfunktion	EROD	++	+++	++	+	++
	GR	++	+	0	+	++
	GST	---	-	--	--	---
ämnesomsättning	glukos	0	+++	++	+++	+
immunförsvar	lymfocyter	+	+	+++	+	+++
	trombocyter	+	++	+++	0	+++
	granulocyter	0	++	+	0	0
	tot WBC	0	++	+++	0	+++
syretransport	i-RBC	-	--	0	--	0
	hemoglobin	+	+	0	0	++
saltbalans	klorid	0	+++	++	0	+
	kalcium	+	++	++	+	+++

+++/- -- stark signifikant tidstrend. ++/- - signifikant tidstrend. +/- tydlig tendens/tidigare förändring. 0 ingen tidstrend eller tendens. * GSI (relativ gonadstorlek).

Figur 9. Förändringar i kustfiskens hälsa visar komplexa effekter med påverkan på sex centrala fysiologiska funktioner hos fisken. Källa: HAVET 2013/2014.

FISKBESTÅND

Tillståndet för torskbestånden har förbättrats avsevärt i södra Östersjön sedan 2005 till följd av minskat fisketryck och något förbättrad rekrytering. Torskfisket i detta område bedöms idag ligga på en långsiktigt hållbar nivå, men det är oroväckande att torsken, liksom flera andra fiskarter, har blivit magrare och växer sämre. Bestånden av strömming ökar men är fortfarande svaga, medan skarpsillbestånden minskar från historiskt höga nivåer i slutet av 1990-talet. Bestånden av vildlax är fortfarande svaga.

Utmed Östersjökusten domineras kustfisksamhället av karpfiskar (främst mört) och abborre. Karpfiskarna som grupp har minskat under de senaste femton åren och även tånglaken har gått tillbaka, medan övergödningssynnande arter har ökat (ex. gös, braxen och sutare). Den trend för vikande rovfisktätheter av främst gös och abborre, som rådde före 2012, är inte längre signifikant.

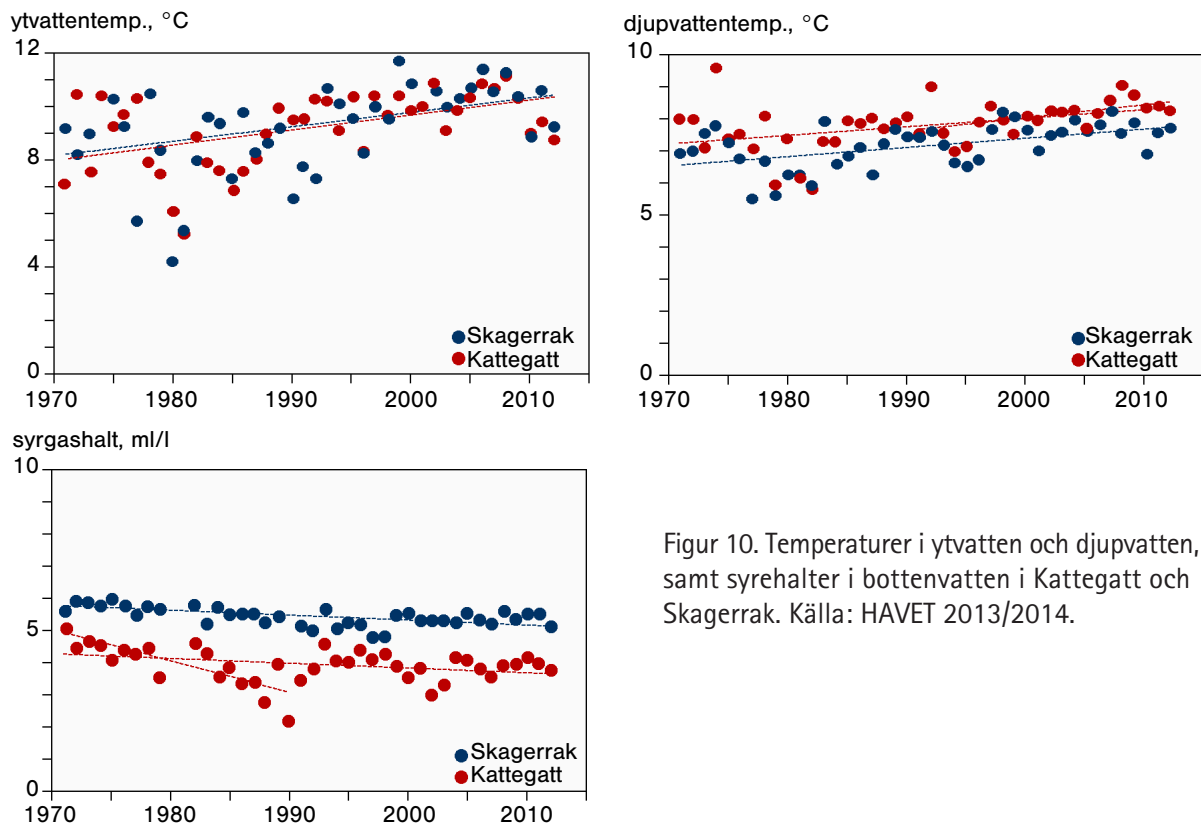
Kattegatt och Skagerrak

ÖVERGÖDNING

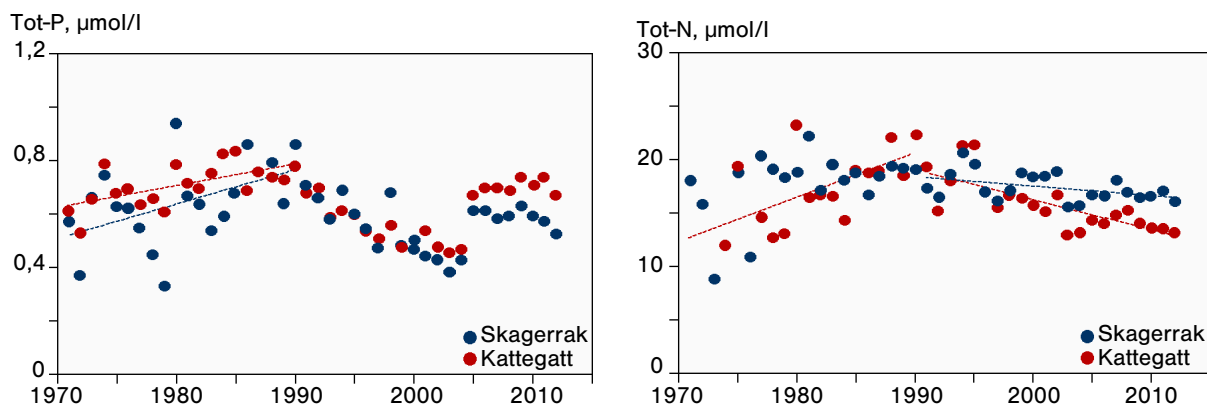
I Kattegatts och Skagerraks utsjöområden ses idag inga påtagliga tecken på övergödning. Stabila syrehalter i bottenvatten (figur 10) och sjunkande halter av främst totalkväve, men även totalfosfor under senare år (figur 11) tyder på att åtgärderna för att minska tillförseln av närsalter har gett positiva resultat. Temperaturen i ytvatten och djupvatten visar en ökande tidstrend (figur 10).

Ekologisk status för växtplankton (figur 12) och mjukbottenfaunan (figur 5) i Kattegatts och Skagerraks utsjöområden är god eller hög och visar en positiv trend.

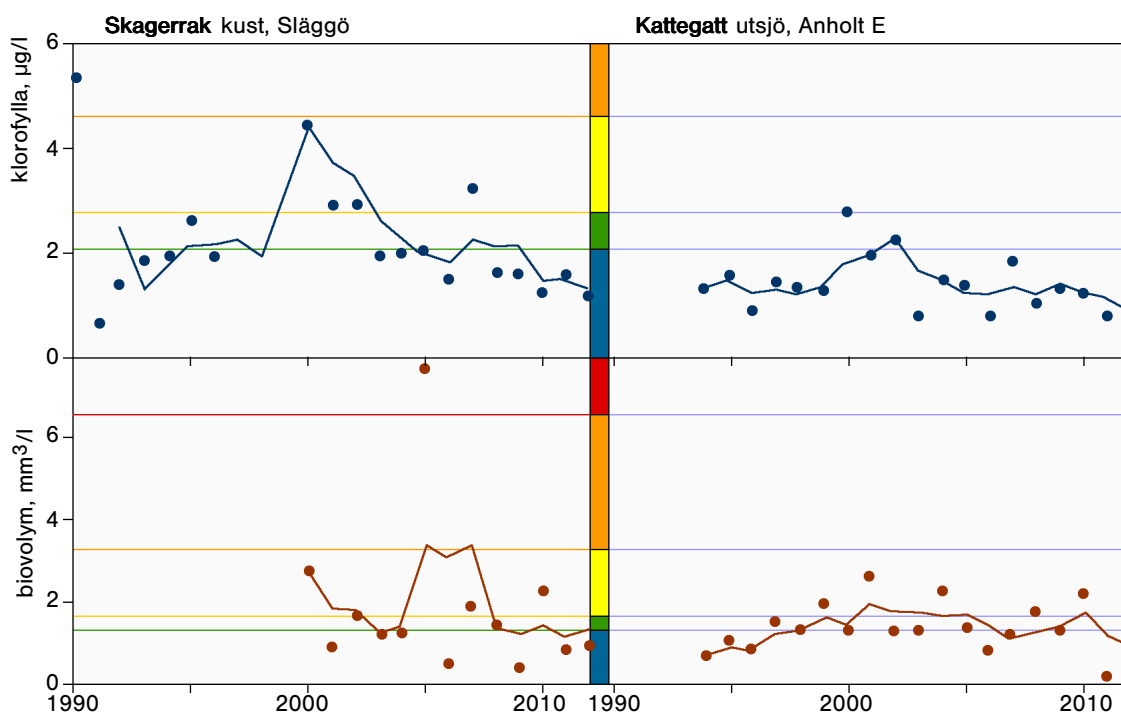
Situationen för fastsittande vegetation längs kusten bedöms vara bättre i Kattegatt än i Skagerrak. Bedömningen baseras på observationer om friska bestånd av ålgräs i Kungsbackafjorden och Öresund, samt god till hög status för makroalger. I Skagerrak ses få positiva tecken i kustområden. Fintrådiga algmattor dominerar i grunda områden och för ålgräset kan ingen nämnvärd återhämtning ses. Även om 2012 var ett bra år för bottenvegetationen i Skagerrak, så minskar fortfarande växternas djuputbredning. En majoritet av de klassade kustområdena i Kattegatt och



Figur 10. Temperaturer i ytvatten och djupvatten, samt syrehalter i bottenvatten i Kattegatt och Skagerrak. Källa: HAVET 2013/2014.



Figur 11. Totalfosfor och totalkväve i Kattegatts och Skagerraks ytvatten. Källa: HAVET 2013/2014.



Figur 12. Bedömning av ekologisk status för växtplankton vid kusten (Skagerrak) och i utsjön (Kattegatt). Bedömningen baseras på en sammanvägning av biovolym och klorofyll-a. Punkterna illustrerar medelvärden för juni–augusti heldragna linjer visar löpande treårsmedelvärden. Källa: HAVET 2013/2014.

Skagerrak bedöms fortfarande ha en måttlig ekologisk status eller sämre baserat på resultat för makrofaunan på mjukbotten (figur 5 och tabell 1).

MILJÖGIFTER OCH FISKHÄLSA

Generellt har halterna av metaller och organiska miljögifter minskat i biota i både Kattegatt och Skagerrak. De flesta miljögifter som mäts ligger idag under fastställda eller föreslagna gränsvärden. I de flesta fall uppvisar miljögiftshalterna en god vattenkemisk status.

Halter av många organiska miljögifter i fisk är även betydligt lägre i Västerhavet än i Östersjön. Kvicksilverhalterna, som tidigare varit höga i sill, ligger nu under gränsvärdet, men någon tydlig nedåtgående trend kan inte skönjas. Halterna av kadmium i tånglake visar inte heller någon tydlig nedgång.

Halterna av TBT och graden av hormonstörningar, imposex, hos snäckor har minskat i Kattegatt och visar nu måttlig till god status på de undersökta lokalerna och visar låga värden vid referenslokalerna. I Skagerrak är statusen för denna indikator god i de flesta undersökta lokaler, men måttlig till sämre i hamnområden.

Liksom i andra nationella referensområden i Bottniska viken, och Egentliga och Södra Östersjön, observeras en successivt försämrade hälsostatus hos kustfisk (i detta fall tånglake) vid referensområdet i Fjällbacka (se vidare Egentliga Östersjön/Miljögifter).

FISKBESTÅND

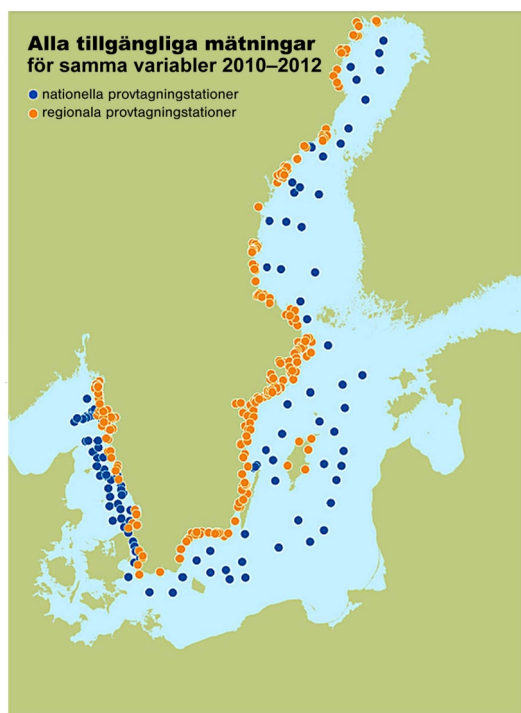
Intensivt fiske anses vara var den direkta orsaken till att 25 fiskarter från Västerhavet är rödlistade. Hälften av dessa är akut eller starkt hotade att bli nationellt utrotade. Mångårigt överfiske utgör ett av de största hoten mot den biologiska mångfalden i Västerhavet. Den starka nedgången i bestånden av stora rovfiskar anses vara en av de främsta bidragande orsakerna till att grunda vikar fylls av fintrådiga alger och att ålgräset håller på att försvinna.

På grund av överfiske har torskbeståndet i Kattegatt minskat till ett historiskt minimum. Lekbiomassan av torsk utgör idag cirka 5% av beståndet på 1970-talet. Trots att fredade områden infördes 2009 i delar av Kattegatt så ses ingen återhämtning av torskbestånden.

Det enda område i Västerhavet där det idag finns ett friskt bestånd av stor torsk är Öresund, där det råder trålförbud sedan 1930-talet. I Skagerraks utsjö och i Nordsjön har ett minskat fisketryck medfört att torskbeståndet har ökat något under senare år. Mängden lekande torsk är dock fortfarande mycket låg och under den nivå som kan tillåtas för ett hållbart fiske. Även ett stort antal andra fiskarter har kraftigt minskade bestånd.

Samlad analys av miljöstatus och tidstrender för olika havsområden.

För att få en samlad bild av aktuell miljöstatus och tidstrender i våra svenska havsområden har Havsmiljöinstitutet sammanställt data från delprogrammen Belastningen på havet, Fria vattenmassan, Vegetationsklädda bottenar och Makrofauna mjukbotten (HAVET 2013/2014). Sammanställningen baseras på totalt 353 mätstationer inom den nationella och regionala miljöövervakningen (figur 13). Den samlade statusbedömningen för perioden 2010–2012 presenteras i tabell 1.



Figur 13. Stationer från nationella (blå prickar) och regionala övervakningsprogram (orange prickar) där samma mätvariabler provtagits under åren 2010–2012 (totalt 353 stationer). Mätdata från dessa stationer har använts i den samlade statusbedömning som presenteras i tabell 1. Källa: HAVET 2013/2014.

MILJÖVARIABLER FÖR TILLSTÅNDSBEDÖMNING													
Källtyp	Variabel	Skagerrak		Kattegatt		Södra Eg Östersjön		Norra Eg Östersjön		Bottenhavet		Bottenviken	
		Kust	Utsjö	Kust	Utsjö	Kust	Utsjö	Kust	Utsjö	Kust	Utsjö	Kust	Utsjö
Belastning på havet	Totalkväve	↓ ³		↓ ¹²		↓ ⁷		↓ ⁷		→ ¹³		↓ ¹²	
	Oorganiskt kväve	↓ ³		↓ ¹²		↓ ⁷		↓ ⁷		→ ¹³		↓ ¹²	
	Totalfosfor	→ ³		→ ¹²		↓ ⁷		↓ ⁷		→ ¹³		→ ¹²	
	Oorganiskt fosfor	↑ ³		↑ ¹²		→ ⁷		→ ⁷		→ ¹³		↑ ¹²	
	Totalt organiskt kol	↑ ³		↑ ¹²		↑ ⁷		↑ ⁶		↑ ¹³		↑ ¹²	
Fria vattenmassan (regional och nationell)	Temperatur ytvatten	↑ ¹⁰	→ ⁶	→ ¹⁶	↑ ³	→ ²⁶	→ ⁶	→ ²²	→ ⁷	→ ²¹	→ ²	→ ¹	↑ ²
	Temperatur djupvatten	→ ²	→ ⁵	↑ ²	↑ ²	→ ²	→ ²	→ ²	↑ ⁴	→ ²	→ ²	→ ²	→ ²
	Salthalt ytvatten	↓ ¹⁰	→ ⁶	→ ¹⁶	→ ³	→ ²⁶	→ ⁶	→ ²²	→ ⁷	↓ ²¹	→ ²	0	↓ ²
	Salthalt djupvatten	→ ²	↑ ⁵	→ ²	→ ²		↓ ²		↑ ⁴		↑ ²		→ ²
	Totalkväve ytvatten	↓ ³⁶	↓ ⁷	↓ ²⁰	↓ ¹¹	→ ²⁸	↓ ¹²	↓ ²⁵	→ ¹⁸	→ ³⁴	→ ¹³	→ ¹³	→ ⁷
	Oorg kväve ytvatten	↓ ³⁶	→ ⁷	↓ ¹³	→ ¹¹	→ ²⁸	↓ ¹²	↓ ²⁵	→ ¹⁸	→ ²⁶	→ ¹³	→ ⁵	→ ⁷
	Totalfosfor ytvatten	↑ ³⁶	→ ⁷	↑ ²⁰	↑ ¹¹	→ ²⁸	→ ¹²	→ ²⁵	↑ ¹⁸	→ ²⁵	↑ ¹³	→ ³	→ ⁷
	Oorg fosfor ytvatten	→ ³⁶	→ ⁷	→ ²⁰	↑ ¹¹	→ ²⁸	↑ ¹²	→ ²⁵	↑ ¹⁸	→ ²⁵	↑ ¹³	→ ³	→ ⁷
	Klorofyll	↓ ³⁶	↓ ⁴	↓ ¹⁷	↓ ⁵	↑ ²⁸	→ ⁷	→ ⁷⁴	→ ⁸	→ ¹⁰⁷	→ ²	→ ¹⁴	↑ ²
	Biovolym växtplankton	↓ ⁸	↓ ¹	↓ ³	↓ ²	↓ ³	↓ ²	↓ ²⁴	↓ ²	↓ ¹⁵	↓ ¹	↓ ¹⁶	↓ ¹
	Siktdjup	↑ ³⁷	→ ⁴	→ ¹⁶	→ ³	→ ³⁴	→ ⁷	→ ⁷⁸	→ ⁸	→ ⁶⁴	→ ²	→ ¹⁶	↓ ²
	Syre bottenvatten	→ ³⁶	↓ ³	↓ ^{16*}	→ ³	→ ^{10*}	→ ^{6*}	0	2**	3*	0	1	0
	Vegetationsklädda bottnar	↓ ²		→ ³		→ ²		↑ ²		→ ¹			
Makrofauna mjukbotten	→ ⁹	→ ⁴	→ ⁷	→ ⁶	→ ⁶	→ ²	→ ⁶	→ ⁴	→ ⁶	→ ⁴	→ ⁶	→ ³	

➤ Sammanställning av statusklassningar och tidstrender av miljövariabler från delprogrammen Belastning på havet, Fria Vattenmassan, Vegetationsklädda bottnar och Makrofauna mjukbotten. Variablerna inom delprogrammet Fria Vattenmassan inkluderar alla data från både nationella och regionala miljöövervakningsprogram som fanns tillgängliga hos datavärden (SMHI) i december 2013. Dessa variabler har statusklassats i både kust- och utsjöområden enligt vattendirektivets bedömningsgrunder under perioden 2010-2012. För utsjöområden har klassgränser från närmast liggande vattentyp använts. Tidstrendsanalyser för dessa data har utförts för perioden 1992-2012 med icke-parametriska Mann-Kendall-tester för alla variablers ekologiska kvalitetsindex (EK). Resultaten för Fria Vattenmassan i tabellen kan skilja sig från de som redovisas på de gröna sidorna i rapporten då underlag och analysmetod skiljer sig. Sammanställningen av resultat från övriga delprogram är samma som i rapporten.

Förklaringar

Tidsperiod = testad mätperiod
 ↑ = statistiskt signifikant ökning
 ↓ = statistiskt signifikant minskning
 → = ingen signifikant trend
 blå/blåtonad pil – positivt för miljötilståndet
 röd pil – negativt för miljötilståndet
 svart pil – oklar påverkan
 upphöjd siffra = antal provtagningsstationer eller områden

Miljöstatus

hög
 god
 måttlig
 otillfredsställande
 dålig
 data saknas

* = Innehåller en eller flera stationer med flerårig syrebrist som ej statusbedömts.
 ** = Samtliga stationer har flerårig syrebrist, men har ej statusbedömts.

Tabell 1. Statusklassning och tidstrender för miljövariabler i kust och utsjö för olika havsområden. Källa: Havet 2013/2014.

En summering av tillståndet i relativt opåverkade sjöar och vattendrag

Nedan följer en sammanfattning av tillståndet i sjöar och vattendrag. Tillståndsbekrivningen begränsas till Väneren och till ett par relativt opåverkade sötvattenmiljöer som geografiskt och i andra avseenden är relevanta att jämföra med tillståndet i recipienter för de utvalda inlandslokaliserade skogsindustrierna (Skoghalls bruk, Grycksbo pappersbruk, Frövifors bruk).

Väneren

Nedanstående beskrivning av vattenkvaliteten och miljötilståndet i Väneren baseras på data från senaste årsskriften Väneren – Årsskrift 2013 (Vänerens vattenvårdsförbund, 2013). En beskrivning av övervakningsprogrammen, metoder och annan information om undersökningarna finns på Vänerens vattenvårdsförbunds hemsida (www.vanern.se).

ÖVERGÖDNING

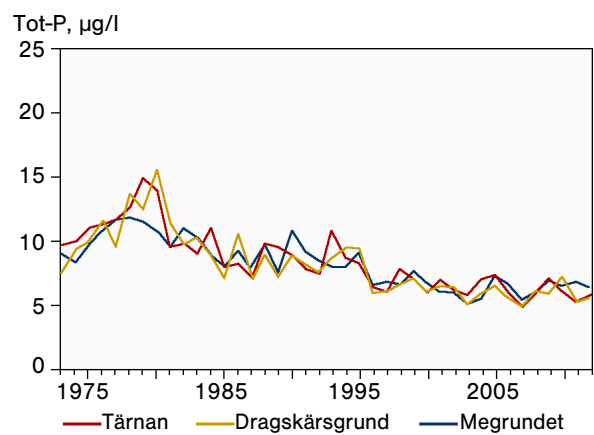
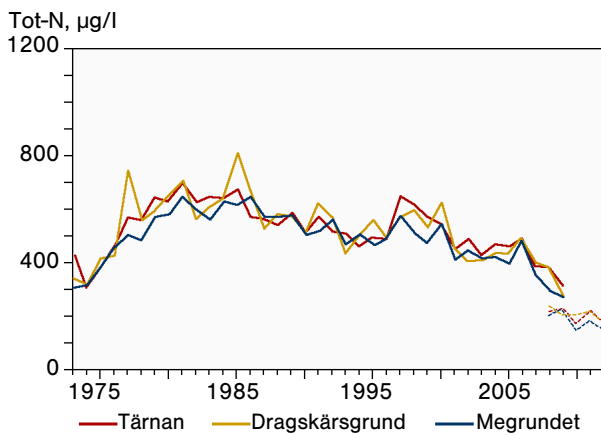
Vattenkemiskt tillstånd och ekologisk status beskrivs här för Störväneren, baserat på tre provtagningsstationer i Vänerens tre huvudbassänger Värmlandssjön (Tärnan), Dalbosjön (Megrundet) och Skaraborgssjön (Dagskärsgrund) (figur 14).

Halten av totalkväve har minskat under 2000-talet (figur 15), men årsmedelhalterna är fortfarande ca tre gånger högre än bakgrundsnivån på cirka 200–300 µg Tot-N/l. Orsaken är hög kvävetillförsel via stora jordbruksälvar som mynnar i södra delen av Väneren. Halterna av totalfosfor har däremot varit låga och nära bakgrundsnivån 4,5–6,5 µg Tot-P/l sedan mitten av 90-talet (figur 15).

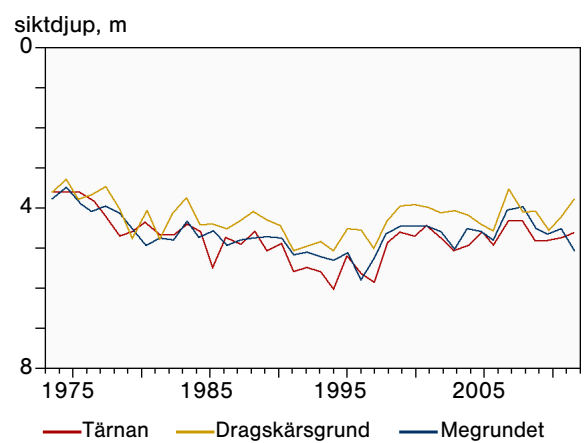
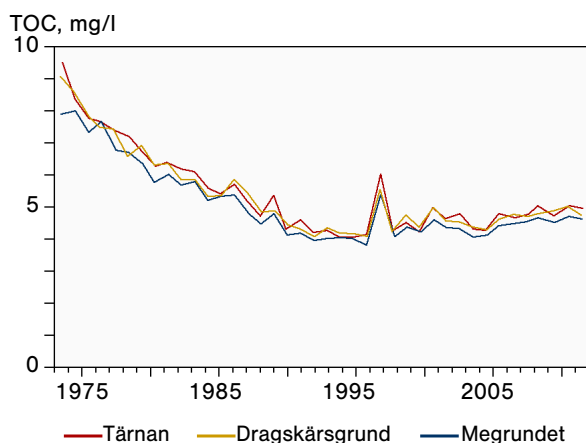
Halterna av organiskt kol (TOC) har nästan halverats sedan 1973, men visar under de senaste 20 åren en svag ökning (figur 16). Medelsiktdjupet (figur 16) följer i stort sett halterna av TOC och har under senare år varit i genomsnitt 4–5 m.



Figur 14. Provtagningsstationer i Storvänerns huvudbassänger: Tärnan (Värmlandssjön), Megrundet (Dalbosjön) och Dagskärsgrund (Skaraborgssjön). Källa: Vänerens Vattenvårdsförbund, 2013.



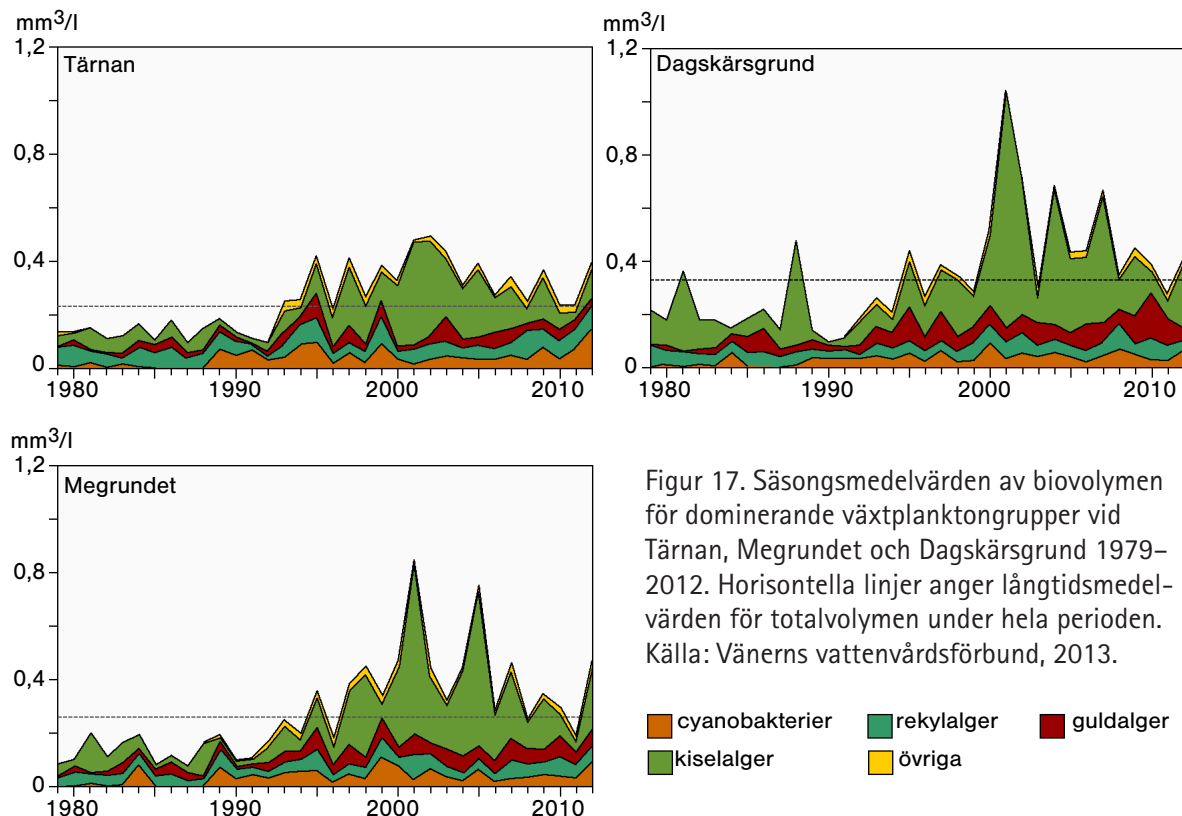
Figur 15. Totalkväve och totalfosfor i ytvatten vid Tärnan (Värmlandssjön), Megrundet (Dalbosjön) och Dagskärsgrund (Skaraborgssjön) 1973–2012. Källa: Vänerens vattenvårdsförbund, 2013.



Figur 16. Medelhalt av organiskt material (TOC) i ytvatten och medelsiktdjup vid Tärnan, Megrundet och Dagskärsgrund 1973–2012. Källa: Vänerens vattenvårdsförbund, 2013.

Sammanfattningsvis är vattenkvaliteten stabil och kan betecknas som god/hög i Storvänern med låga halter av fosfor, TOC och klorofyll-a. Siktdjupet är däremot måttligt och halten totalkväve är hög.

Växtplanktonundersökningar kan spegla förändringar i Vänerns siktförhållanden och näringsnivå. Växtplanktons fundamentala roll som primärproducent i ekosystemet medför att information om biomassa och artsammansättning hos växtplanktonsamhället är viktig för att kunna tolka förändringar på andra trofnivåer (djurplankton, bottenfauna och fisk). Figur 17 visar biovolymen för de dominerande växtplanktongrupperna vid tre provstationer i Storvänern. Förutom den årliga, kraftiga kiselalgutvecklingen under våren är växtplanktonsamhället relativt stabilt med små inomårsvariationer.

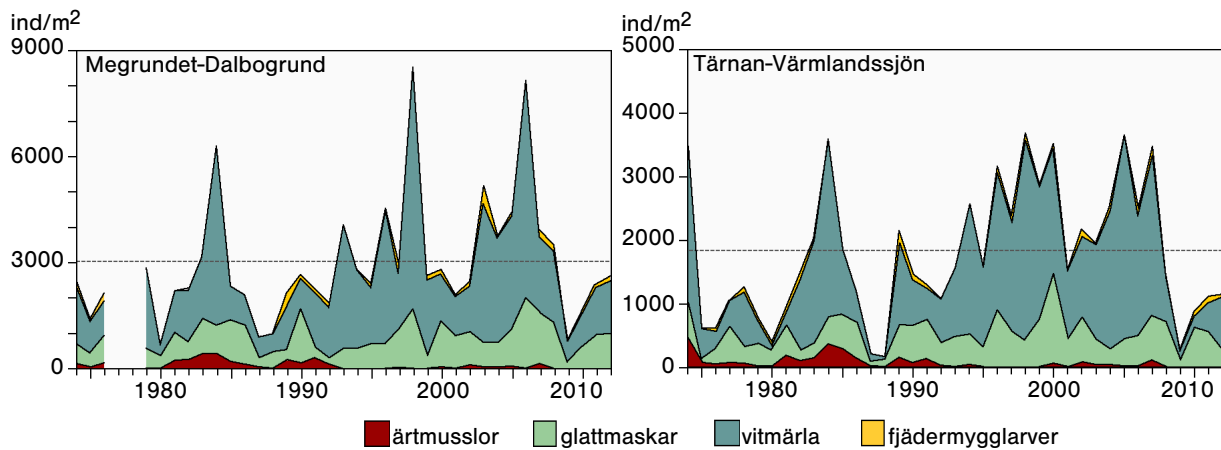


Baserat på växtplanktonsammanställningen bedöms den ekologiska statusen med avseende på näringsnivån som hög under 2010–2012 vid samtliga tre provtagningsplatser i Storvänern.

Under perioden 1976–2012 har djurplanktonpopulationen i Storvänern varit tämligen konstant med en viss inomårsvariation. Den variation som förekommer mellan olika år beror sannolikt på närsaltstillgång och därmed primärproduktionen, samt på betningstryck från fisk.

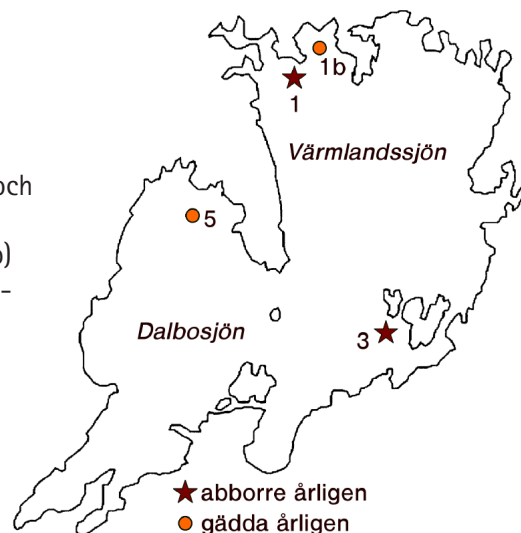
Populationstätheterna av bottenfauna på djupbottnar i Vänern har efter en mycket kraftig minskning 2009 varit på en låg nivå, även om viss återhämtning kan skönjas (figur 18). Möjliga orsaker till den drastiska minskningen kan vara en ogynnsam miljö i bottenvattnet eller brist på föda. Troligast är brist på föda i kombination med alltför hög vattentemperatur för vitmärlor som genom sin storlek utgör en stor del av den totala biomissan.

Eftersom olika arter av bottenlevande fjädermygglarver (Chironomider) uppvisar olika känslighet för miljöfaktorer, så används artsammansättningen av dessa larver för att bedöma miljötilståndet med hjälp av indexet BQI (Benthic Quality Index). Bedömningarna visar att Storvänerns djupbottnar skall karaktäriseras som en näringsfattig miljö med rent vatten och höga syrgashalter. Inga tydliga tidstrender har noterats för BQI i Vänern.



Figur 18. Individtäthet för de fyra vanligaste taxa av bottendjur (ärtmusslor, glattmaskar, vitmärlor och fjädermygglarver) på djupbottnar vid Tärnan (Värmlandssjön) och Megrundet (Dalbosjön) under åren 1974–2012. Streckad linje anger långtidsmedelvärde för totala antalet bottendjur under hela perioden. Källa: Vänerns vattenvårdsförbund, 2013.

Figur 19. Undersökning av stabila organiska ämnen och metaller i abborre i Väneren sker årligen vid Åsunda (lokal 1) och Torsö (lokal 3). Vid Kattfjorden (lokal 1b) och Millesvik (lokal 5) utförs provfiske och miljögiftsanalyser på gädda vart 5:e år. Källa: Sjölin, 2013.

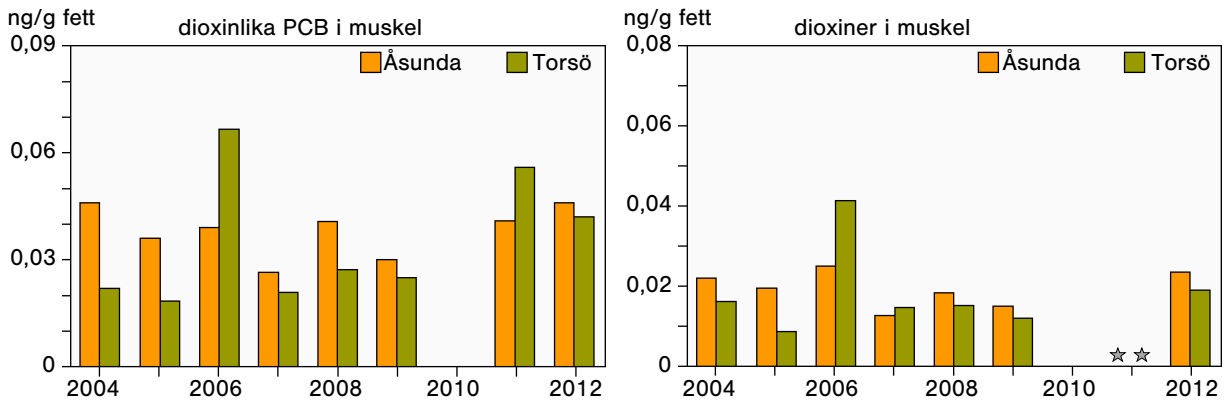


MILJÖGIFTER OCH FISKHÄLSA

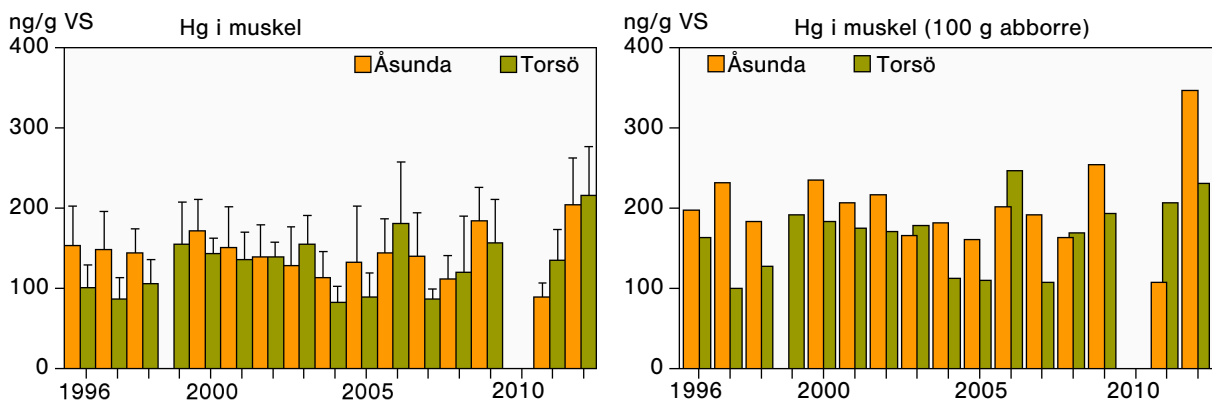
I det nationella miljöövervakningsprogrammet för Väneren ingår undersökning av stabila organiska ämnen och metaller, samt ålder och morfometriska mätningar i abborre på två lokaler, Åsunda i norra och Torsö i södra Väneren (figur 19). Resultaten från 2012 års mätningar och jämförelser med tidigare års undersökningar presenteras i Vänerns vattenvårdsförbunds årsskrift 2013 (Sjölin, 2013).

De morfometriska mätningarna på abborrhonor (längdklass 17–20 cm) under 2012 visar att fiskarna var mindre och hade något lägre ålder vid Åsunda, men att den fysiologiska konditionen (konditionsindex) var på samma nivå vid båda lokalerna. Abborrarna vid Torsö hade större lever (leversomatiskt index; LSI) och gonader (gonadsomatiskt index; GSI) än vid Åsunda, vilket sannolikt kan förklaras av skillnaderna i vikt och längd mellan lokalerna.

Halten PCB7 och kongenen CB-153 i abborrmuskel vid Åsunda och Torsö 2012 var de högsta som registrerats under perioden 1996–2012. Någon tydlig tidstrend kan dock inte observeras. Halterna av dioxinlika PCB:er (12 kongener) och dioxiner (17 kongener av PCCD/PCDF) i abborrmuskel vid Åsunda och Torsö år 2012 låg inom samma intervall som tidigare mätningar sedan 2004 (figur 20) och på en nivå som uppmätts vid andra bakgrundslokaler. Såväl halten av dioxiner (PCCD/PCDF) som summan av dioxiner och dioxinlika PCB:er låg klart under gällande gränsvärde för försäljning av fiskkött som livsmedel (3,5 pg/g VS respektive 6,5 pg/g VS för sötvattenfisk).



Figur 20. Dioxinlika PCBer och dioxiner i abborrmuskel (ng/g fett) i abborrmuskel från Åsunda och Torsö 2004–2012. Källa: Sjölin, 2013).



Figur 21. Kvicksilverhalt (Hg) i abborrmuskel (mv ± sd) samt uttryckt som standardiserade Hg-halter i 100 g abborre från Åsunda och Torsö 1996–2012. Källa: Sjölin, 2013.

Halten av hexabromcyclododekan (HBCD) i abborrmuskel vid Åsunda och Torsö var låg och i nivå med halter som uppmätts hos fisk i andra bakgrundslokaler. Halten låg också under det gränsvärde i form av miljö kvalitetsnorm som EU föreslagit. Halterna av polybromerade difenyletrar (PBDE6; summan av sex analyserade kongener) i abborrmuskel vid de två lokalerna i Vänern var däremot 2–5 gånger högre än vid tre svenska bakgrundslokaler, men 1–4 gånger lägre än halter som uppmätts hos fiskar inom Stockholms stads miljögiftsövervakning. Halterna av PBDE6 hos abborrar på lokalerna i Vänern var >50 gånger högre än EU:s föreslagna miljö kvalitetsnorm.

Halterna av det perfluorerade ämnet PFOS i abborrmuskel från Åsunda och Torsö år 2012 var något över bakgrunds nivån i referenssjöar och i nivå med det gränsvärde som europeiska livsmedelsverket EFSA föreslagit, men något under det föreslagna gränsvärdet i Sverige.

Vid båda lokalerna låg halten av kvicksilver i samtliga abborrar år 2012 under gällande gränsvärde (0,5 mg/kg VS), men var vid Åsunda den näst högsta och vid Torsö den högsta uppmätta nivån under tidsperioden 1996–2012 (figur 21).

Halterna av metallerna krom, bly och nickel i lever från abborre vid Åsunda och Torsö har varit låga under hela perioden 1996–2012 och jämförbara med halter i abborre i Mälaren. Hos abborre vid Torsö 2012 noterades dock den högsta halten krom under hela mätperioden från 1996.

Halterna av zink och koppar var på samma nivå år 2012 som i andra referenssjöar i det nationella miljögiftsprogrammet. För koppar noteras en signifikant nedåtgående trend vid båda lokalerna, medan zink visar en oförändrad nivå för perioden 1996–2012.

Halten av arsenik i abborrlever från Åsunda och Torsö var år 2012 i nivå med tidigare års halter, medan halten av kadmium var lägre. För hela perioden 1996–2012 uppvisar kadmium en signifikant minskande tidstrend vid Torsö och en tendens till minskning vid Åsunda.

Vänern har blivit mycket renare med sjunkande miljögiftshalter, men en rad kemiska ämnen finns kvar i förorenade områden runt sjön och riskerar att läcka ut från avrinningsområdet. Vänern är naturligt näringsfattig och därför mer känslig för miljögifter än näringsrika sjöar. Det är därför viktigt att ha en god löpande miljögiftsövervakning och att vidta åtgärder för att minska tillförseln av miljögifter till Vänern.

Fiskbestånd

Inom ramen för den nationella miljöövervakningen sker en årlig uppskattning av fiskbestånden i Värmlandssjön och Dalbosjön. Det är främst bestånden av nors och siklöja, som är de två dominerande fiskarterna i den fria vattenmassan (pelagialen) som kartläggs. Resultaten från fiskbeståndsundersökningarna redovisas årligen i Vänerns Vattenvårdsförbunds årsskrift.

Norsbeståndet har minskat under de senaste fyra åren och är nu under medel för hela undersökningsperioden 1995–2012. Trots att rekryteringen av nors har varit god både 2011 och 2012, så är situationen oroande. Nors fiskas inte kommersiellt, men är tillsammans med siklöja den viktigaste bytesfisken i Vänern för rovfiskar som abborre, gös, gädda, lake, lax och öring.

För siklöja har bestånden visat en positiv ökningstrend efter 2003 i första hand i Värmlandssjön, men denna verkar nu ha stannat av. Åtgärder för att öka bestånden av siklöja är nödvändiga för uthålligt fiske (Axenrot, 2013).

Referenssjöar/referensvattendrag i Arbogaåns avrinningsområde

Frövifors bruk är lokaliserat vid Borsån 1,5 km uppströms sjön Väringen som tillhör Arbogaåns avrinningsområde. Borsån och norra delen av Väringen (Hinsebergsviken) kan betraktas som primärrecipient för fabriken utsläpp. Arbogaåns vattenförbund genomför regional miljöövervakning och recipientkontroll inom Arbogaåns vattensystem som sträcker sig från källområden i södra Dalarna via bl.a. sjöarna Råsvalen och Väringen till utloppet i Mälaren vid Kungsör. Undersökningarna omfattar 30 provtagningslokaler i rinnande vattendrag och i sex sjöar inom vattensystemet.

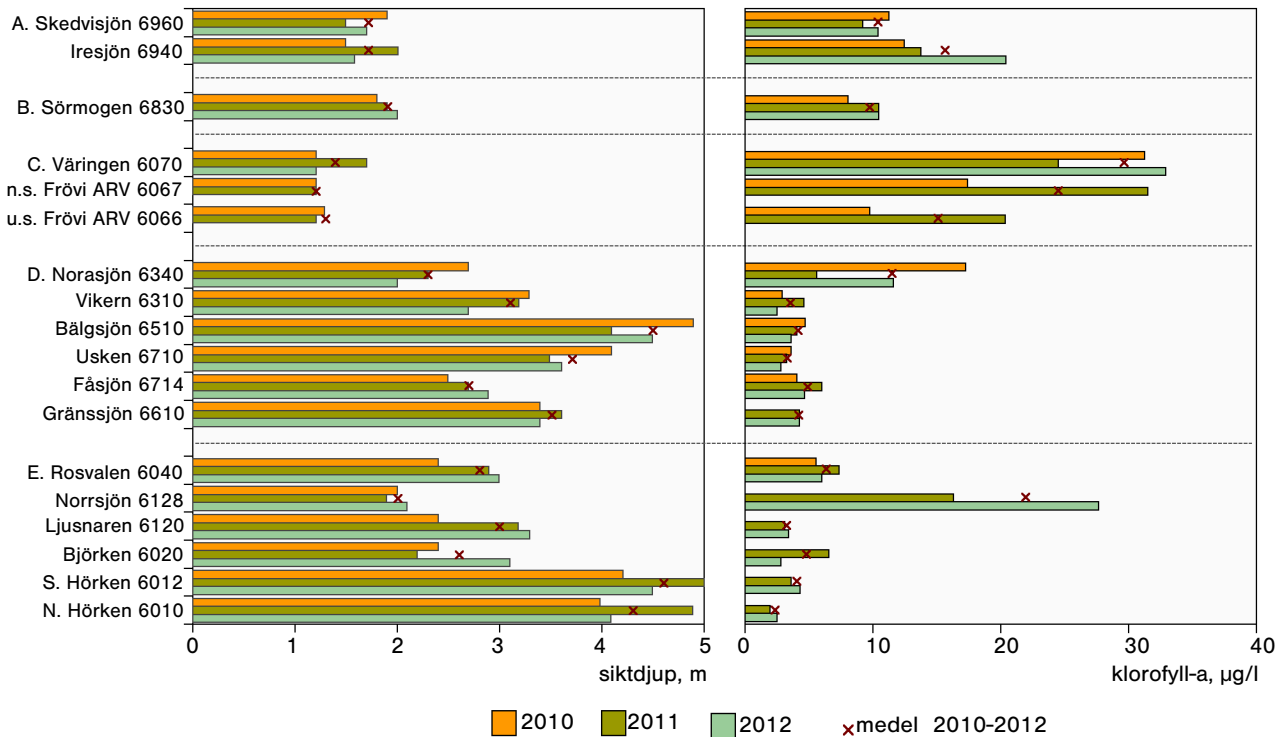
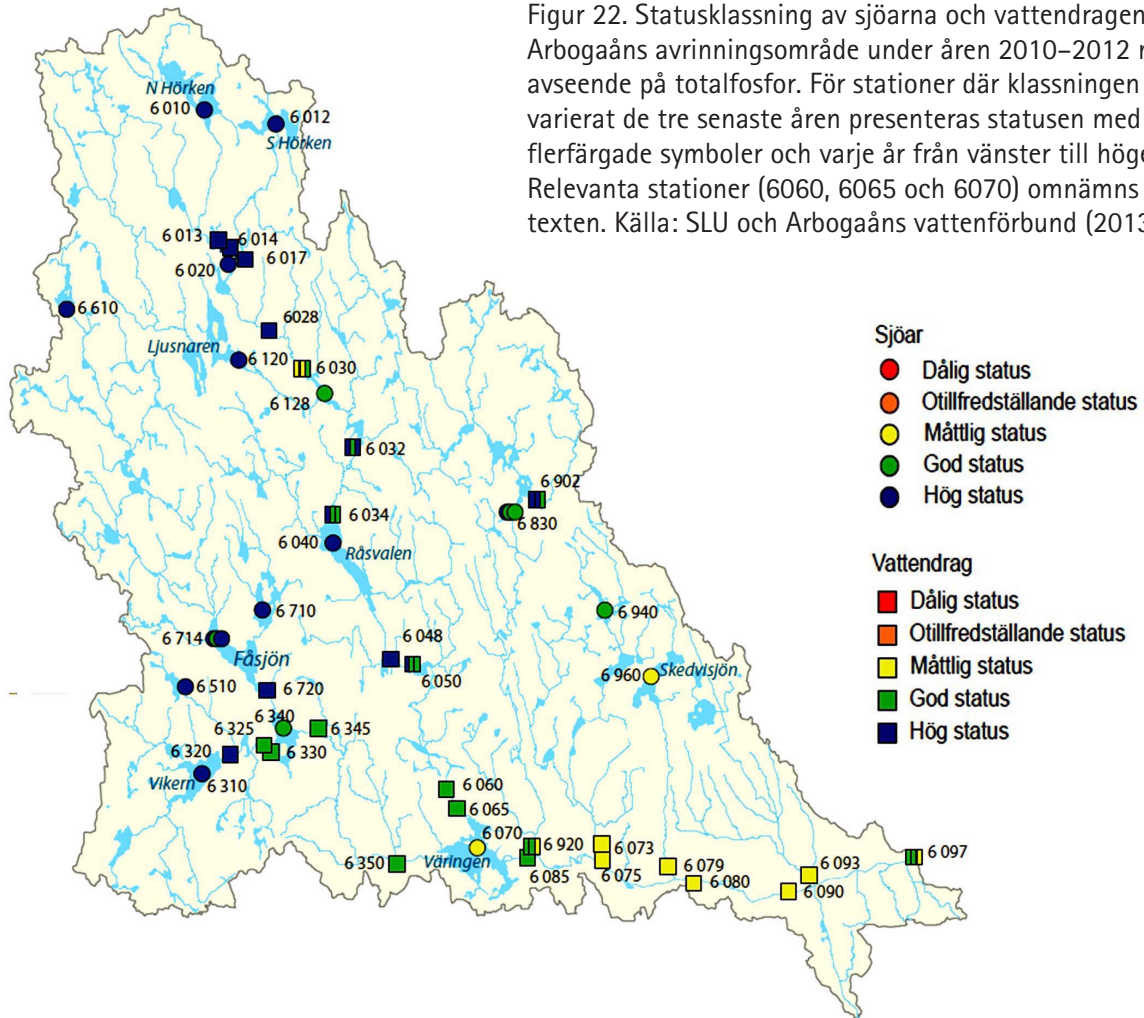
Nedan sammanfattas vattenkvaliteten och miljötillståndet vid provtagningslokaler i Arbogaåns avrinningsområde främst i relativt opåverkade referensvattendrag/-sjöar med god miljöstatus och som är relevanta att jämföra med tillståndet i recipienten för Korsnäs Frövi AB. Redovisningen är baserad på data från SLU:s och Arbogaåns vattenförbunds Rapport 2013: 8.

ÖVERGÖDNING

Statusklassning för perioden 2010–2012 visar att den ekologiska statusen, med avseende på totalfosfor, var god eller hög i merparten av sjöarna och vattendragen, med högst status i norra och västra delarna av avrinningsområdet (figur 22). I de nedre delarna, inklusive sjön Väringen (stn 6070), var statusen måttlig. Provtagningsstationerna i Borsån uppströms (stn 6060) respektive nedströms (stn 6065) Frövi visade båda en god status. Stationen nedströms Frövi hade betydligt lägre syrgashalter i vattnet och högre halt av TOC än stationen uppströms, vilket sannolikt kan kopplas till brukets utsläpp av syreförbrukande ämnen.

De högsta siktdjupen och lägsta klorofyllhalterna observerades i sjöar i norra och västra delarna av avrinningsområdet (ex. Råsvalen, stn 6040 och Norra Hörken, stn 6010) (figur 23), medan de lägsta siktdjupen och högsta klorofyllhalterna uppmättes i Väringen (stn 6070). Den ekologiska statusen med avseende på siktdjup och klorofyllhalt var god eller hög i merparten av sjöarna, men måttlig eller sämre i Väringen.

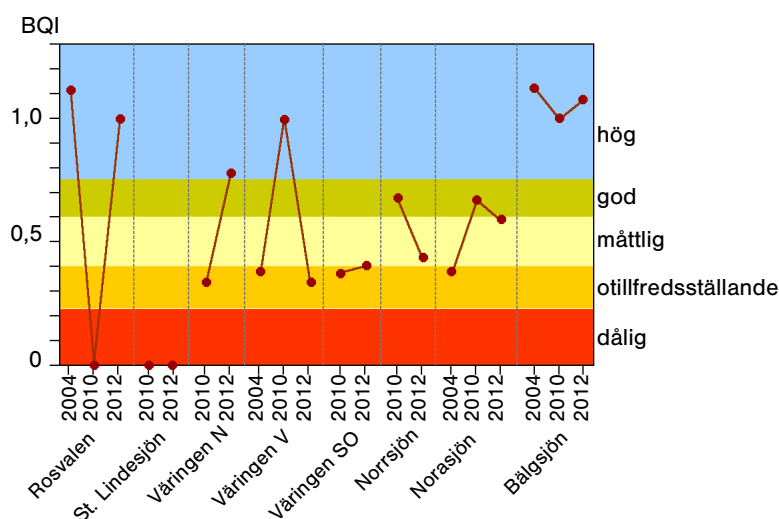
Figur 22. Statusklassning av sjöarna och vattendragen i Arbogaåns avrinningsområde under åren 2010–2012 med avseende på totalfosfor. För stationer där klassningen varierat de tre senaste åren presenteras statusen med flerfärgade symboler och varje år från vänster till höger. Relevanta stationer (6060, 6065 och 6070) omnämns i texten. Källa: SLU och Arbogaåns vattenförbund (2013).



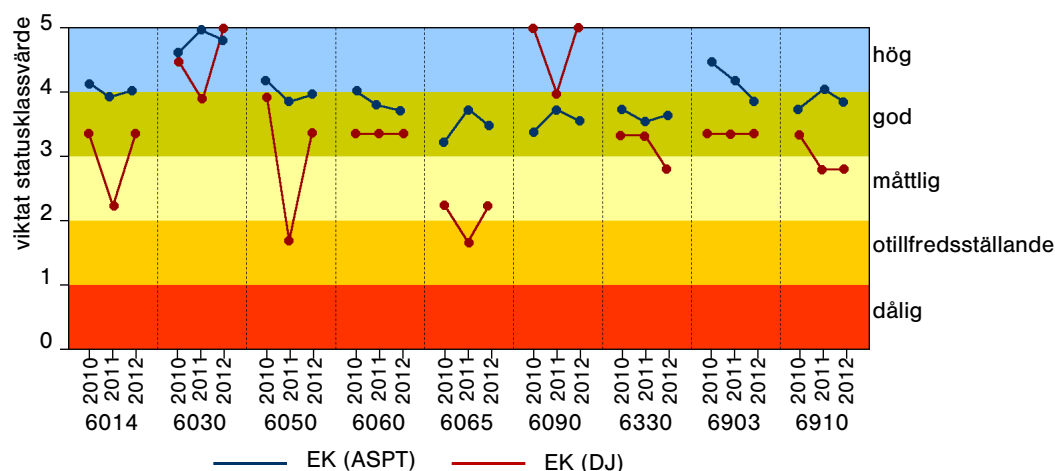
Figur 23. Siktdjup och klorofyll-a i sjöarna i augusti 2010, 2011 och 2012 samt medelvärde för de tre åren 2010–2012. För några sjöar saknas data för klorofyll-a år 2012. Källa: SLU och Arbogaåns vattenförbund (2013).

Undersökningarna av växtplankton visade att sammanvägd status baserad på totalbiomassa var hög eller god i de flesta sjöarna (ex. Bälgsjön, stn 6510 och Råsvalen, stn 6040) i vattensystemet. Även Väringen (stn 6070) bedömdes ha god status.

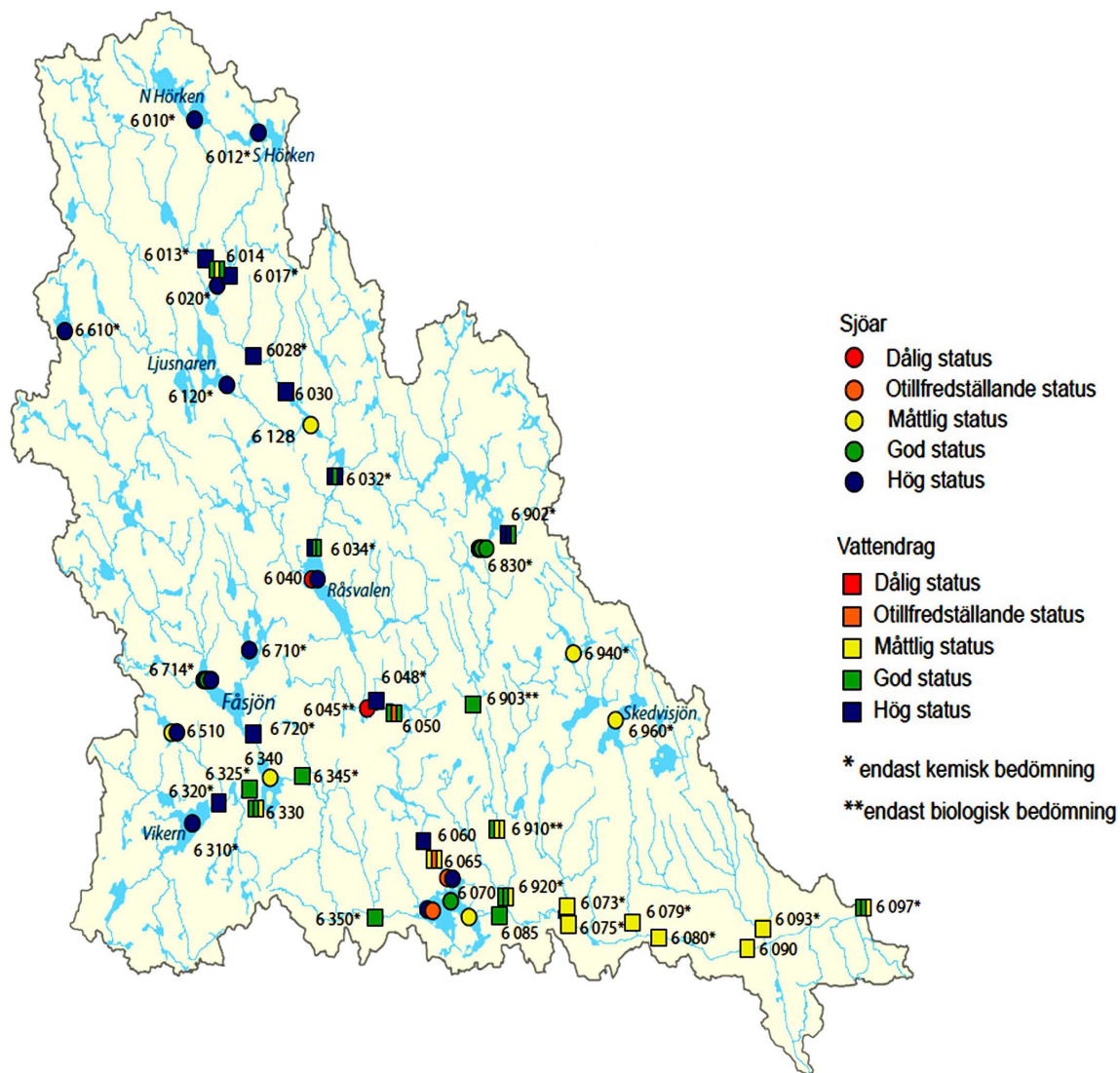
Undersökningarna av bottenfaunan i sjöar visade på stor mellanårsvariation och geografisk variation i BQI (Benthic Quality Index), individtäthet och andra parametrar. Därför blir statusbedömningarna osäkra och behöver verifieras genom fler provtagningar. Sjön Råsvalen, som ligger uppströms Väringen, bedömdes dock ha hög status, medan bedömningen i Väringen varierade med hög status i norra delen av sjön, och måttlig eller otillfredsställande status med stora mellanårsskillnader i västra och sydöstra delarna (figur 24). När det gäller bottenfaunan i vattendragen (figur 25) var den sammanvägda bedömningen år 2012 god eller hög status i vattensystemen uppströms Frövifors bruk (ex. stn 6060), men måttlig vid Arbogaåns inflöde i Väringen (stn 6065).



Figur 24. Benthic Quality Index (BQI) omräknad till ekologisk kvot för bottenfaunan i sjöarnas profundal i oktober 2010 och 2012. För jämförelse har BQI beräknats även på 2004 års resultat för vissa sjöar. Källa: SLU och Arbogaåns vattenförbund (2013).



Figur 25. Bottenfauna i vattendrag 2010–2012. Ekologisk och näringsmässig påverkan (ASPT- och DJ-index) visas som viktade EK-värden. Stationerna 6060 och 6065 ligger i Borsån uppströms respektive nedströms fabriken i Frövi. Källa: SLU och Arbogaåns vattenförbund (2013).



Figur 26. Statusklassning av sjöar och vattendrag i Arbogaåns avrinningsområde. Sammanslagen statusklassning av växtplankton, bottenfauna, siktdjup, klorofyll och totalfosfor för sjöarna. Sammanslagen statusklassning av fosfor och bottenfauna för vattendragen. I Väringen (stn 6070) är mittpunkten bedömd utifrån vattenkemi och växtplankton, medan övriga punkter är bedömda utifrån enbart bottenfauna. För stationer där klassningen varierat under treårsperioden 2010–2012 presenteras statusen med flerfärgade symboler med varje år från vänster till höger. Källa: SLU och Arbogaåns vattenförbund (2013).

Den sammanvägda bedömningen av Arbogaåns vattensystem är att statusen generellt är hög i merparten av sjöarna och vattendragen i norra och västra delen avrinningsområdet med några undantag. Bedömningarna av vattnen kring och nedströms Väringen visar på måttlig till god status (figur 26).

MILJÖGIFTER OCH FISKHÄLSA

Inga mätresultat för metaller och organiska miljögifter finns för vattenförekomster i Arbogaåns avrinningsområde uppströms Frövifors bruk. Däremot finns data för metaller i fabriken avloppsvatten och i recipienten, som visar på låga halter. Även halter av extraktivännen i sediment i recipienten har kartlagts och visar på minskande halter.

Fiskhälsoundersökningar har genomförts åren 2006 och 2007 i primärrecipienten Väringen och i en referenssjö, Högstabodasjön, uppströms i Borsåns vattensystem. Inga skillnader i fiskarnas hälsotillstånd och fortplantningsförmåga kunde spåras mellan referensområdet och recipienten.

FISKBESTÅND

Fiskbestånden i sjön Väringen har undersökts vid provfisken åren 1973, 1980, 1988, 1992 och 1999. Tidsserien visar att andelen rovfisk, som abborre, gädda och gös, har ökat successivt i förhållande till karpfiskar. Väringen bedöms som en produktiv och fiskrik sjö.

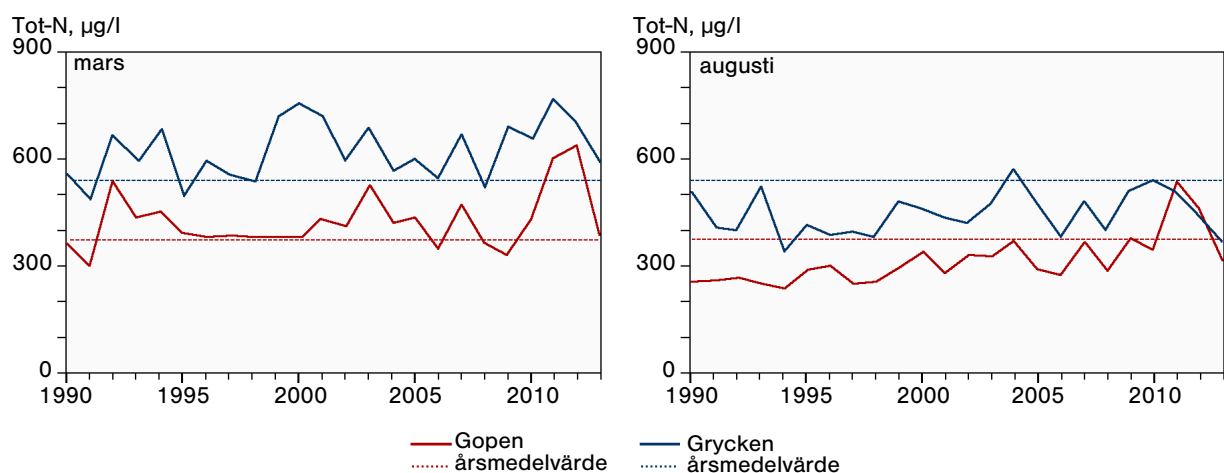
Referenssjöar/referensvattendrag i Dalälvens avrinningsområde

Grycksbo pappersbruk är lokaliserat vid Gryckån som via sjön Tansen rinner till sjön Grycken. Gryckån och Grycken, som är brukets primärrecipient, ingår i Faluås vattensystem som via ett antal sjöar rinner ut i Dalälven. Avrinningsområdet för Dalälven är det fjärde största sammanhängande vattensystemet i Sverige med ett stort antal sjöar och vattendrag. Dalälvens Vattenvårdsförening genomför årligen regional miljöövervakning och recipientkontroll i 34 sjöar och 34 vattendrag. Merparten av dessa sjöar och vattendrag är recipienter för miljöstörande verksamheter och är oftast belägna i befolkningstäta områden. Utöver dessa recipienter ingår ett mindre antal referenssjöar och referensvattendrag som är relativt opåverkade. Andelen "påverkade" sjöar och vattendrag är således överrepresenterade i urvalet av provtagningsstationer och speglar därför inte den allmänna situationen i avrinningsområdets vattensystem.

Nedan avgränsas sammanfattningen av vattenkvaliteten och miljötilståndet i Dalälvens avrinningsområde till två provtagningsstationer i Faluås vattensystem. Långtidstrender för olika mätvariabler och en bedömning av miljötilståndet redovisas för referenssjön Gopen, som ligger uppströms Grycksbo, och en jämförelse görs med situationen i recipienten Grycken. Redovisningen är baserad på data från Dalälvens Vattenvårdsförenings årsrapport 2014 (*Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2013*) och rapporter utgivna av Länsstyrelsen i Dalarna (*Så mår Dalälvens sjöar, 2010. Metaller i fisk i Dalälvens sjöar, 2010. Växtplanktonsamhällen i Dalälvens sjöar, 2010. Fiskbestånden i Dalälvens sjöar, 2010. Utvärdering av biologiska bedömningsgrunder för sjöar – erfarenheter från Dalarna, 2010. Mjukbottenfaunan i Dalälvens sjöar, 2010.*) (Länsstyrelsen i Dalarnas län, 2014 a-f).

ÖVERGÖDNING

Det vattenkemiska tillståndet visar en tydlig skillnad mellan referenssjön Gopen och recipienten Grycken. Halten av totalkväve i ytvatten visar en svag tendens till ökning i referenssjön Gopen i augusti månad under tidsperioden 1990–2013, men i övrigt ses ingen tydlig förändringstrend i någon av sjöarna under perioden (figur 27). Kvävehalten i Grycken har under hela perioden varit cirka 40% högre än i Gopen, sannolikt beroende på kvävetillförsel från Grycksbo bruk och det kommunala reningsverket. Årsmedelhalterna i både Gopen (373 µg/l) och Grycken (538 µg/l) är högre än bakgrundsnivån på cirka 200–300 µg/l.

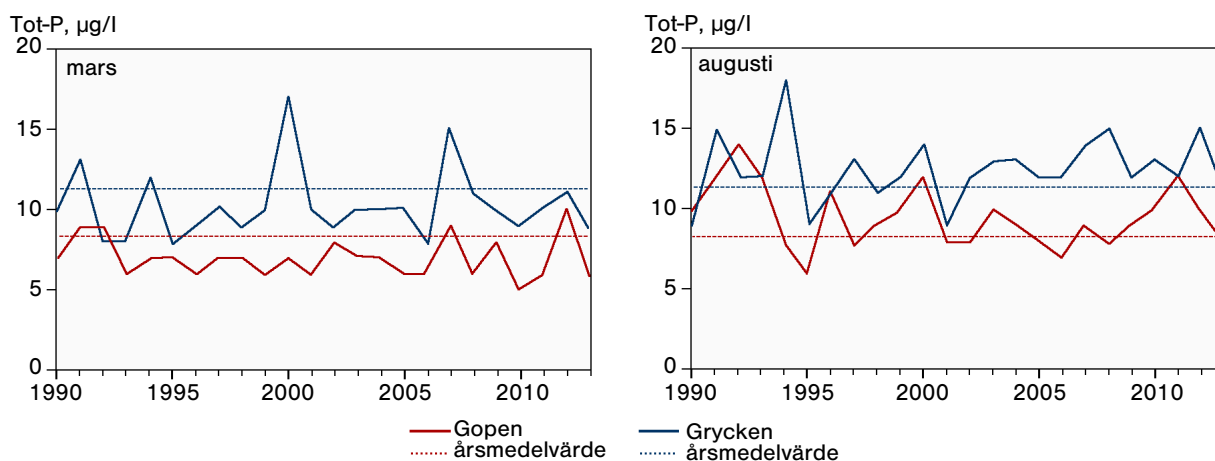


Figur 27. Totalkväve i ytvatten i sjöarna Gopen och Grycken 1990–2013 i mars respektive augusti månad. Källa: Dalälvens Vattenvårdsförening, 2014.

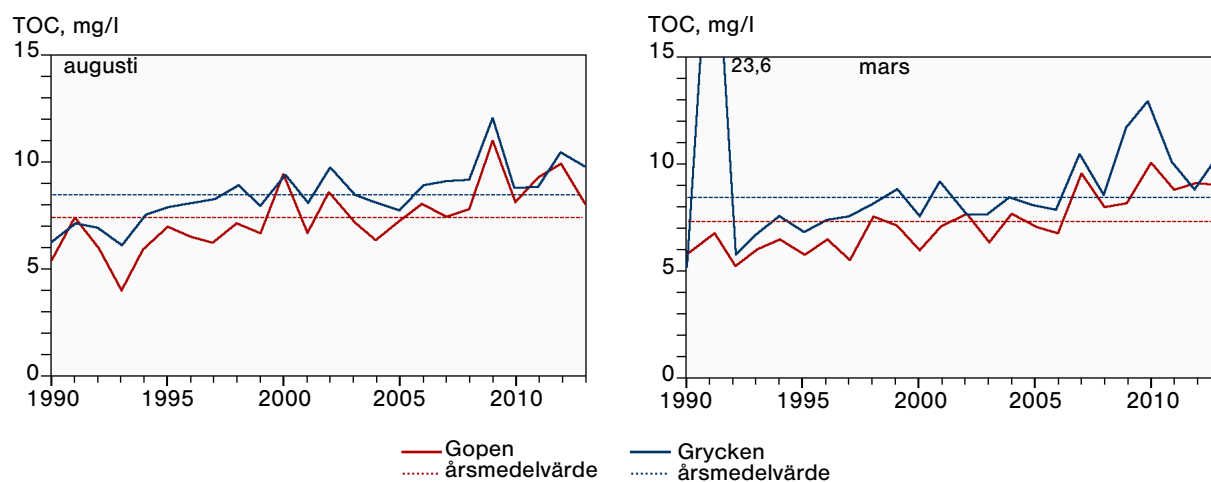
Halterna av totalfosfor uppvisar inte heller någon förändringstrend under tidsperioden (figur 28), men halterna både under våren (mars) och sommaren (augusti) är 30–40% högre i Grycken. Årsmedelhalterna av totalfosfor i Gopen (8,3 µg/l) och Grycken (11,3 µg/l) är klart högre än bakgrundsnivån 4,5–6,5 µg/l.

Halten av organiskt kol (TOC) uppvisar en successiv ökning i båda sjöarna under tidsperioden (figur 29), men årsmedelvärdet för hela tidsperioden 1990–2013 är något högre i Grycken (8,5 mg/l) jämfört med Gopen (7,4 mg/l). Ökningen av TOC-halten under de senaste 20 åren tycks vara en generell förändring, som observeras i många andra sjöar, både referenssjöar och recipienter, i Dalälvens avrinningsområde.

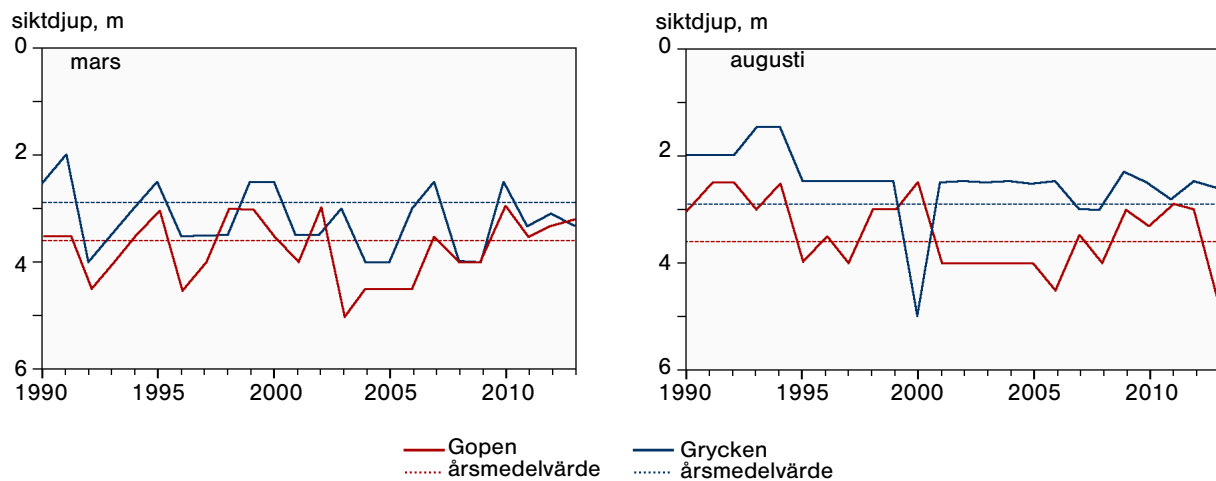
Referenssjön Gopen uppvisar ett måttligt siktdjup som har varierat mellan 2,5 och fem meter under åren 1990–2013 (årsmedelvärde: 3,6 meter). Ingen tidstrend kan observeras under perioden (figur 30). Siktdjupet i Grycken har varit sämre (årsmedelvärde: 2,9 meter) och har de flesta åren varierat mellan två och fyra meter under våren (mars) och mellan 1,5 och tre meter under sensommaren (augusti).



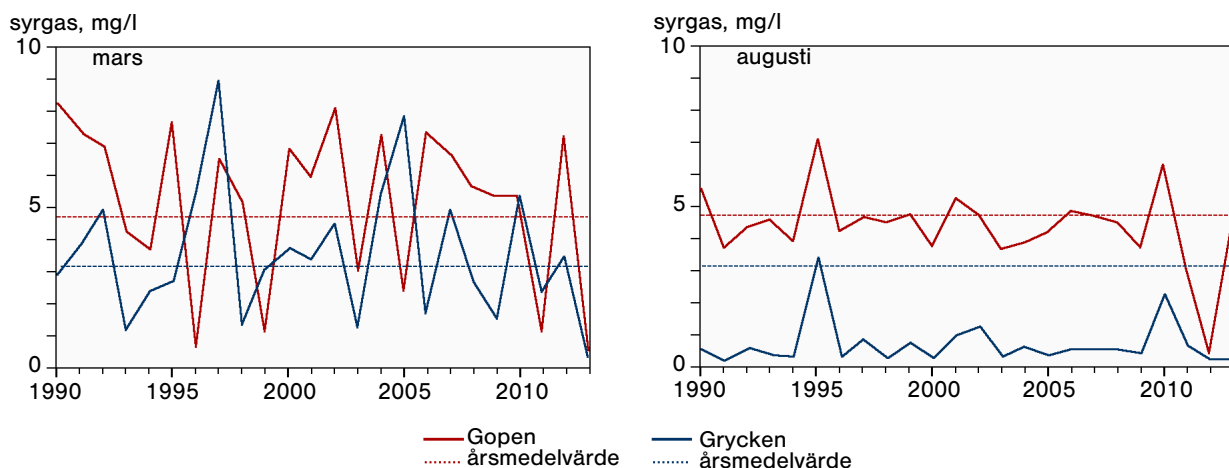
Figur 28. Totalfosfor i ytvatten i sjöarna Gopen och Grycken 1990–2013 i mars respektive augusti månad. Källa: Dalälvens Vattenvårdsförening, 2014.



Figur 29. Halten av organiskt material (TOC) i ytvatten i sjöarna Gopen och Grycken 1990–2013 i mars respektive augusti månad. Källa: Dalälvens Vattenvårdsförening, 2014.



Figur 30. Medelsikt djup i sjöarna Gopen och Grycken 1990–2013 i mars respektive augusti månad. Källa: Dalälvens Vattenvårdsförening, 2014.



Figur 31. Syrgashalter i bottenvatten i sjöarna Gopen och Grycken 1990–2013 i mars respektive augusti månad. Källa: Dalälvens Vattenvårdsförening, 2014.

Syresituationen i bottenvatten i Grycken är mycket sämre än i Gopen (figur 31). Båda sjöarna uppvisar stora mellanårsvariationer i syrgashalt vid mätningar i mars månad, men betydligt stabilare nivåer på sensommaren (augusti). I referenssjön varierar syrgashalterna de flesta år mellan 4 och 6 mg/l under sensommaren, medan motsvarande mätningar i Gryckens bottenvatten under de flesta år har gett värden under 1 mg/l, vilket anses som en kritisk nivå för de flesta bottenlevande organismerna. År 2013 var syrgashalterna i Grycken 0,2–0,4 mg/l både i mars och augusti, vilket är de lägsta nivåerna som uppmätts under perioden 1990–2013. Medan Gopen har goda syrgasförhållanden så är syresituationen i Grycken fortfarande mycket ansträngd under sommaren. Det är svårt att bedöma om de dåliga syrgasförhållandena har naturliga orsaker (ex. låga vattenflöden) eller om det är resultat av tidigare påverkan på sjön.

Sammanfattningsvis kan vattenkvaliteten, baserad på fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer, betecknas som god och stabil i referenssjön Gopen. Halterna av närsalter och TOC i ytvatten är relativt låga, siktdjupet är tillfredsställande, och syrgasförhållandena i bottenvatten är goda. Recipienten Grycken visar däremot tecken på övergödning med förhöjda halter av både närsalter och TOC, samt sämre siktdjup och dåliga syrgasförhållanden i bottenvattnet under sommaren. Någon nämnvärd förbättring av den måttliga vattenkemiska statusen i Grycken har inte registrerats under perioden 1990–2013.

I sjöarna Gopen och Grycken har analyser av växtplanktonsamhällen skett årligen i augusti månad sedan 1994 (Länsstyrelsen i Dalarnas län 2010 c). Medelvärde för totala antalet arter av växtplankton under perioden 1994–2006 är för Gopen 44 st och för Grycken 48 st, vilket är nära medelnivån (47 st) för samtliga övervakade sjöar i Dalälvens avrinningsområde. Gopen uppvisar en svag men signifikant ökning av artantalet under nämnda period.

Den totala algbiomassan tycks vara styrd av näringstillgång och den varierar med mer än 100 gånger mellan näringsrika sjöar med höga fosforhalter och näringsfattiga sjöar med låga fosforhalter. För sjöarna Gopen och Grycken registreras en medelnivå med en något högre algbiomassa för Grycken med dess förhöjda fosforhalt.

Sammantaget visar växtplanktonövervakningen i såväl referenssjön Gopen som recipienten Grycken obetydliga förändringar av algstatus under perioden 1994–2006. Baserat på dessa växtplanktonundersökningar bedöms den ekologiska statusen med avseende på näringsnivå som god i båda sjöarna.

Mjukbottenfaunans status i Dalälvens sjöar har undersökts inom ramen för den samordnade recipientkontrollen sedan 1990-talet. En utvärdering av resultaten, baserad på undersökningar i 56 olika sjöar under åren 1993 och 2006, gjordes 2010 (Länsstyrelsen i Dalarnas län 2010 d). Referenssjön Gopen och recipienten Grycken ingick i denna utvärdering. Jämfört med Gopen så registrerades färre arter/taxa av makroskopiska bottenlevande djur i Grycken, vilket sannolikt främst beror på sämre syreförhållanden. Bedömning av miljötilståndet med hjälp av indexet BQI (Benthic Quality index) visar på dålig status för Grycken och god status för Gopen.

Redovisningen ovan av fysikalisk-kemiska och biologiska kvalitetsfaktorer visar sammantaget att referenssjön Gopen i de flesta avseenden har en god status. För Grycken bedöms däremot den ekologiska statusen som måttlig/dålig.

Miljögifter och fiskhälsa

I den regionala miljöövervakning och recipientkontroll som bedrivs av Länsstyrelsen i Dalarna och Dalälvens Vattenvårdsförening ingår ett omfattande program för att följa metallhalter i muskel och lever hos några fiskarter i sjöar inom Dalälvens avrinningsområde. Resultaten sammanfattas i vattenvårdsföreningens årsrapport (*Dalälvens vattenvårdsförening, 2014*). En fördjupad utvärdering har gjorts 2010 (Länsstyrelsen i Dalarnas län 2010 b).

Sedan 1990-talet har kvicksilver analyserats årligen i gädda och fr.o.m. 2009 även i abborre från sjön Grycken. Med undantag för åren 2003–2004 har kvicksilverhalten i gädda sedan mitten av 90-talet varit stabil på nivån 0,6–0,8 mg/kg (viktnormerade värden i muskel för enkilosgädda). Detta är något högre halt än genomsnittet för undersökta sjöar i Dalälven, men också en relativt normal kvicksilverhalt i länets skogssjöar. För abborre noterades 2013 halten 0,29 mg/l vilket var en minskning jämfört med tidigare år. En mer detaljerad redovisning av den tidigare historiska utvecklingen med minskande halter av kvicksilver och andra metaller i sediment och fisk ges i nedanstående fabriksbeskrivning för Grycksbo pappersbruk och i länsstyrelsens metallrapport Länsstyrelsen i Dalarnas län 2010 b.

Så vitt känt finns inga mätresultat för organiska miljögifter i vattenförekomster i Faluans vattensystem uppströms Grycken. Däremot har undersökningar gjorts av halter av dioxiner/furaner i ytsediment och halter av dioxin- och PCB-kongener i gädda och abborre i Grycken. TEQ-halten i sediment varierade mellan 80 och 340 pg/g ts med högst halter i sjöns centrala delar. Analyserna av dioxin- och PCB-kongener i gädda från Grycken år 2012 visade att halten uttryckt som TEQ-PCDD/F (medelvärde 2,1 pg/g) var sju respektive 24 gånger högre än i de nationella referenssjöarna Bolmen och Storvindeln. Halten i fisk från Grycken understiger dock EU:s gränsvärde för konsumtion som är 4 pg/g för TEQ-PCDD/F.

Inga undersökningar har gjorts för att kartlägga fiskars hälsotillstånd och fortplantningsförmåga i Grycken eller referenssjöar i Faluåns vattensystem.

FISKBESTÅND

Inom ramen för Dalälvens Vattenvårdsförenings recipientkontrollprogram utförs provfiske i 14 sjöar inom Dalälvens vattensystem. De undersökta sjöarna varierar bl.a. i storlek, näringshalt, och påverkansgrad. Provfiskena startade 1991 och har därefter upprepats vart femte år, d.v.s. 1996, 2001, 2006 och 2012. I Länsstyrelsens i Dalarna rapport 2010:14 har resultaten sammanställts och utvärderats för att utröna om förändringar i fiskbestånden skett under tidsperioden. Fångsternas storlek, både avseende antal fiskar och biomassa, varierade mellan sjöarna med störst fångster i näringsrika sjöar som Brunnsjön, Åsgarn, Forssjön och Amungen. I sjön Grycken med måttlig näringshalt var fångsterna något mindre, men större än i näringsfattiga sjöar som Siljan, Rogsjön och Molnbyggen. Antalet fångade individer har minskat i Grycken, medan fångad biomassa inte ändrats nämnvärt. Det innebär att medelvikten för abborre har stigit kontinuerligt i sjön. Resultaten antyder också att fiskbeståndens sammansättning förändrats i vissa sjöar, bl.a. Grycken. Den mest anmärkningsvärda förändringen uppvisar Gruvsjön där fisksamhället var kraftigt påverkat under 1990-talet, men där en positiv återhämtning skett till en nästan ostörd beståndssammansättning 2006. Orsaken bedöms vara en minskande metalltillförsel från den närliggande gruvindustrin i Garpenberg och en i övrigt förbättrad vattenkvalitet i sjön.

Vattenmiljöns tillstånd ur ett nationellt miljömålsperspektiv

I föregående två avsnitt har långtidstrender i kust- och sötvattenmiljöns tillstånd beskrivits i olika referensområden längs svenska kusten och i relativt opåverkade sjöar och vattendrag i närheten av utvalda skogsindustrier. Följande sammanställning syftar till att ge en samlad bild av tillståndet i vattenmiljön på nationell nivå och ur ett miljömålsperspektiv. Den belyser nuläget för de sex miljökvalitetsmål som berör massa- och pappersindustrins vattenmiljöarbete: *Ingen övergödning; Giftfri miljö; Ett rikt växt- och djurliv; Hav i balans och levande kust och skärgård; Levande sjöar och vattendrag; och Begränsad klimatpåverkan.*

Sammanställning baseras främst på den senaste fördjupade utvärdering av miljökvalitetsmålen som presenterades 2012 (Naturvårdsverket, 2012), på Havs- och vattenmyndighetens delrapport om fördjupad utvärdering av miljökvalitetsmålen *Hav i balans samt levande kust och skärgård, Levande sjöar och vattendrag*, samt *Ingen övergödning* (Havs- och vattenmyndigheten, 2012) samt på Havsmiljöinstitutets tillståndbedömningar för kust- och havsområden kopplade till de nationella miljökvalitetsmål som är relevanta för havsmiljön (HAVET 2013/2014). Därutöver har förslag till förändringar i arbetet med att nå generationsmålet och miljökvalitetsmålen hämtats ur Miljömålsberedningens delbetänkande *Med miljömålen i fokus – hållbar användning av mark och vatten* (Statens Offentliga Utredningar, SOU 2014:50).

Nästa fördjupade utvärdering av miljökvalitetsmålen kommer att presenteras 1 september 2015.

Ingen övergödning

”Halterna av gödande ämnen i mark och vatten ska inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningar för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten.”

Grundorsaken till övergödning är förhöjda halter av närsalter i vattenmiljön, vilket leder till ökade mängder växtplankton, ett gynnande av snabbväxande alger, syrebrist som ödelägger stora bottenområden, och en generell störning av den biologiska mångfalden. De övergödande näringsämnena fosfor och kväve kommer dels via utsläpp till luft från sjöfart, biltrafik, och energian-

vändning, dels via utsläpp till vatten från jordbruk och skogsmark, kommunala avlopp, dagvatten, enskilda avlopp, och industrier. Sammantaget resulterar övergödningen i utarmade sjöar och havsområden.

Befintligt kunskapsunderlag pekar idag på en oförändrad eller svag förbättring av miljötillståndet med avseende på övergödning. En viss förbättring har de senaste åren noterats främst i flera kustområden. En generell minskning av utsläpp till luft och lantbrukets åtgärder för att minska läckaget av kväve och fosfor ger en positiv effekt. Trots fortsatt minskning av utsläpp av näringsämnen till både luft och vatten, så kvarstår till stor del effekterna av övergödningen i vattenmiljön.

Bottenviken och Bottenhavet är mindre drabbat av övergödning än Egentliga Östersjön. Olika indikatorer i tillståndsbedömningen enligt vattendirektivets klassning visar att statusen varierar mellan måttlig och hög, och att tidstrenden är oklar.

I Egentliga Östersjön har närsalterna ökat i ytvatten sedan början av 1970-talet och ökningen ser inte ut att avta. Utbredningen av helt syrefria bottenar är fortfarande ungefär tre gånger större än före år 2000 och cirka 10 procent av Östersjöns vattenvolym är helt syrefri. Även om det finns få tecken på förbättring av näringstillståndet i öppet hav, så sker förbättringar av vattenkvaliteten i kustnära områden. Åtgärder mot utsläpp av närsalter kan således ge snabba positiva resultat i kustområden, medan det finns en betydande fördröjning i det öppna havet till följd av lång omsättningstid och inverkan av andra processer.

I Västerhavet har tillförseln av kväve från vattendrag minskat under två decennier och halterna av kväve i både Kattegatt och Skagerrak har minskat under samma period. Fortfarande visar dock tillståndet för bottenlevande djur i många kustområden måttlig status eller sämre, medan övervakningen av makroalger visar god eller hög status. I grunda kustområden observeras ingen förbättring. Förekomsten av fintrådiga algmattor har varit oförändrat hög sedan millenieskiftet och den kraftiga minskningen av ålgräs visar inga tecken på återhämtning.

Även många sjöar och vattendrag är kraftigt övergödda, och effekterna är i stort sett samma som i havet. Övergödningen resulterar bland annat i igenväxning av sjöar och vattendrag, algblomningar och en kraftig förändring av växt- och djursamhällets sammansättning (t.ex. vilka arter som dominerar och mängden av dessa). Övergödningens problemen är störst för sjöar i tätbefolkade områden och i odlingslandskapet, särskilt för sjöar i södra delen av landet.

Resultaten från marin och limnisk forskning och miljöövervakning visar att vi är långt från att uppnå miljökvalitetsmålet till år 2020. Dagens beslutade eller planerade styrmedel och åtgärder är klart otillräckliga.

Miljökvalitetsmålet är starkt beroende av det internationella arbetet, bland annat genomförandet av:

- Vattendirektivet
- Havsmiljödirektivet
- HELCOM:s aktionsplan för Östersjön (BSAP)
- EU:s takt direktiv för luftföroreningar
- Göteborgsprotokollet inom FN:s luftvårdskonvention

Nationellt är genomförandet av vattenförvaltningsförordningen (vattendirektivet), som även omfattar kustvatten, ett viktigt verktyg för att minska övergödningen. Syftet är att samtliga inlands- och kustvatten inom EU ska ha uppnått god ekologisk och kemisk status till år 2015. Enligt havsmiljöförordningen ska havsområdena nå tillståndet god miljöstatus till år 2020. Senast 2016 ska åtgärdsprogram ha trätt i kraft i syfte att minska miljöproblemen i havet.

Giftfri miljö

"Förekomst av ämnen i miljön som har skapats i eller utvunnits av samhället ska inte hota människors hälsa och den biologiska mångfalden. Halterna av naturfrämmande ämnen är nära noll och deras påverkan på människors hälsa och ekosystemen är försumbar. Halterna av naturligt förekommande ämnen är nära bakgrundsnivåerna."

Genom ett framgångsrikt åtgärdsarbete har halterna av flera gamla klassiska miljögifter, som PCB, DDT, HCH och HCB minskat kraftigt i havsmiljön, vilket lett till en mycket positiv återhämtning för populationerna av havsörnar och sälar i Östersjön. Även andra toxiska, långlivade och bioackumulerande ämnen har fasats ut eller är på väg att fasas ut. Dock observeras idag fortfarande tecken på höga koncentrationer och en påverkan från långlivade miljögifter på havsörnar längs Bottenhavskusten, samt tarmsår och tunnare späcklager hos sälar, och minskat fettinnehåll hos flera fiskarter i Östersjön. Halterna av dioxiner och andra organiska miljögifter är fortfarande höga i fet fisk i Bottenviken, Bottenhavet och Egentliga Östersjön.

Ökande konsumtion leder till ökad global kemikalie- och varuproduktion. Tusentals kemikalier är i omlopp i samhället och nya tillkommer ständigt, vilket bidrar till en diffus spridning av många miljöfarliga ämnen. Det är idag bara möjligt att övervaka en liten bråkdel av alla de kemiska ämnen som tillförs vattenmiljön. Dessutom är kunskapen om samverkans effekter av olika kemiska ämnen mycket bristfällig.

Ett stort orosmoln är att retrospektiva analyser visar ökande tidstrender för flera nya främmande kemiska ämnen i fiskar och sillgrissleägg. Det gäller bl.a. flera typer av fluorerade ämnen (PFAS-ämnen) som används i flera typer av varor, ett par hydroxylerade bromerade difenyletrar och siloxaner. Dessutom har nyligen visats att nya kemikalier (ex. organofosfatestrar, adipater), som ersätter kemikalier som håller på att fasas ut, ökar i Östersjön, även i bakgrundsområden. Några av dessa nya miljögifter visar även ökande halter hos fiskar i sötvattenmiljöer.

Inom miljöövervakningen av kustmiljön används biomarkörer hos fiskar för att spåra förekomst och effekter av olika miljögifter. Oroande tecken är att kustfiskar i nationella referensområden sedan slutet av 1980-talet uppvisar signifikanta successiva förändringar för flera hälsovariabler/biomarkörer. Detta indikerar en alltmer komplex exponering av fiskar för kemikalier i kustmiljön.

Sammantaget visar resultaten från miljögiftsövervakningen att vi är långt från målet om en giftfri vattenmiljö. Idag beslutade eller planerade styrmedel och åtgärder är otillräckliga. Bedömningen är dock att förutsättningarna att nå det miljötillstånd som anges i miljökvalitetsmålet har grundlagts genom framgångsrikt arbete med kemikaliefrågorna under ett par decennier. Det gäller insatser för att minska utsläpp till vatten och luft från såväl industrier som förbränningsanläggningar och biltrafik.

En positiv utveckling kan också ses för en rad olika styrmedel och åtgärder, såsom internationella överenskommelser, regleringar för olika miljöfarliga ämnesgrupper och restriktioner för ämnens användning, samt förbättrad information om ämnens egenskaper och risker. En rad frivilliga åtgärder har också ökat förutsättningarna för att nå miljökvalitetsmålet. Det gäller t.ex. positiv miljömärkning, kemikaliekrav i offentlig upphandling och ekologisk odling. Även kunskap om och teknikutveckling för efterbehandling av förorenade områden har utvecklats positivt.

Lagstiftningen om kemiska ämnen är till största delen harmoniserad inom EU, vilket begränsar den nationella rådigheten. Samtidigt är det en fördel eftersom spridningen av kemiska ämnen är ett gränsöverskridande problem. En aktiv och pådrivande roll för Sverige i kemikaliearbetet inom EU och i andra internationella organ medför ökade möjligheter att nå en Giftfri miljö.

Ett rikt växt- och djurliv

”Den biologiska mångfalden skall bevaras och nyttjas på ett hållbart sätt, för nuvarande och kommande generationer. Arternas livsmiljöer och ekosystemen samt deras funktioner och processer skall värnas. Arter skall kunna fortleva i långsiktigt livskraftiga bestånd med tillräcklig genetisk variation. Människor ska ha tillgång till en god natur- och kulturmiljö med rik biologisk mångfald, som grund för hälsa, livskvalitet och välfärd.”

Trots beslut om och genomförande av många åtgärder nationellt och internationellt så har målet att minska förlusterna av biodiversitet i våra sjöar, vattendrag och havsområden inte nåtts. Tre fjärdedelar av naturtyperna och hälften av arterna i Sverige som listas i EU:s art- och habitatdirektiv har inte gynnsam bevarandestatus. För flera marina naturtyper är såväl nuvarande tillstånd som framtidsutsikterna dåliga, främst på grund av stor belastning av näringsämnen och kommersiellt fiske. Främmande invasiva arter fortsätter att öka i våra vattenmiljöer, vilket innebär en negativ påverkan på den biologiska mångfalden.

Det kommersiella fisket ger negativa effekter på den biologiska mångfalden på flera olika sätt. Intensivt fiske har lett fram till att 25 fiskarters fortlevnad i Västerhavet är hotad. Fiske med bottentrål ger negativa effekter på bottenfaunan och anses bidra till att 34 arter av ryggradslösa djur är rödlistade i Västerhavet. Överfiske på stora rovfiskar kan orsaka indirekta förändringar i näringsväven och leda till storskaliga förändringar i kustekosystemen. Det finns även positiva tecken i våra havsområden. Blåstången i norra Egentliga Östersjön har återhämtat sig mycket positivt och statusen enligt vattendirektivets klassning är hög. På djupare mjukbotten har nyckelarten vitmärta ökat i Egentliga Östersjön. Populationer av våra tre sälarter och havsörn har långsiktigt återhämtat sig efter de kraftiga miljögiftseffekter som drabbade dem på 1970-talet. Dock finns fortfarande tecken på ohälsa hos våra toppredatorer i form av tarmsår och tunt späcklager hos gråsäl, långsammare tillväxt hos bestånd av vikare, och nya indikationer på gifteffekter hos havsörn längs Bottenhavskusten.

Resultaten från miljöövervakning och forskning visar att Sverige har en lång väg kvar för att uppnå miljökvalitetsmålet om ett rikt växt- och djurliv i våra sötvatten och i havsmiljön. Viktiga steg som måste tas för att uppnå målet är en hållbar fiskeförvaltning, minskad övergödning, minskade kemikalieutsläpp och inrättande av väl fungerande marina och limniska skyddade områden.

Hav i balans samt levande kust och skärgård

”Västerhavet och Östersjön ska ha en långsiktigt hållbar produktionsförmåga och den biologiska mångfalden ska bevaras. Kust och skärgård ska ha en hög grad av biologisk mångfald, upplevelsevärden samt natur- och kulturvärden. Näringar, rekreation och annat nyttjande av hav, kust och skärgård ska bedrivas så att en hållbar utveckling främjas. Särskilt värdefulla områden ska skyddas mot ingrepp och andra störningar.”

Havsmiljön är fortfarande starkt påverkad av allvarliga störningar som övergödning, höga halter av både gamla och nya miljögifter, högt fisketryck och överfiske, samt exploatering. Detta har lett till en utarmning av viktiga livsmiljöer, resurser och kulturarv.

Övergödningen är ett av de stora hoten mot den biologiska mångfalden i havet. Problemen med övergödning är störst i Egentliga Östersjön, men även Västerhavet är påverkat. I Bohuslän visar miljöövervakningen att utbredningen av makroalger minskar. Övergödningen har också gjort att ålgräsbestånden, som är mycket värdefulla för den biologiska mångfalden, minskat sedan 1980-talet.

För flera miljögifter uppvisar situationen i havsmiljön en positiv utveckling med sjunkande halter, men många kemikalieproblem kvarstår. Dioxinhalterna i fet fisk från Östersjön, främst Bottenhavet, är fortfarande höga. Nya miljögifter tillförs havsmiljön och visar ökade halter i fisk och sillgrissleägg.

Idag är 21 svenska marina fiskarter och 34 arter ryggradslösa djur rödlistade av Artdatabanken, till stor del på grund av ett för intensivt fiske samt övergödning.

Naturvårdsverkets senaste fördjupade utvärdering 2012 visar att det inte är möjligt att uppnå miljökvalitetsmålet till år 2020 med idag beslutade eller planerade styrmedel och åtgärder.

Det krävs mycket arbete framöver för att komma tillrätta med problemen och nå miljömålet. Det krävs en utveckling av nya styrmedel och kraftfulla åtgärder för att minska övergödning och kemikalietillförsel, en hållbar fiskeripolitik, en bättre reglering av olika typer av aktiviteter och bebyggelse längs Sveriges kuster och stränder, ökat skydd av värdefulla natur- och kulturområden, samt en bättre havsplanering både nationellt och på EU-nivå.

Levande sjöar och vattendrag

”Sjöar och vattendrag ska vara ekologiskt hållbara och deras variationsrika livsmiljöer ska bevaras. Naturlig produktionsförmåga, biologisk mångfald, kulturmiljövärden samt landskapets ekologiska och vattenhushållande funktion ska bevaras, samtidigt som förutsättningar för friluftsliv värnas.”

Miljötillståndet i våra sjöar och vattendrag varierar mellan olika vattenområden, men bedöms totalt sett som otillfredsställande. Cirka hälften av våra ytvattenförekomster bedöms inte ha nått god ekologisk status år 2015. Problemen ser olika ut på olika håll i landet. Övergödning är främst ett problem i de södra delarna av Sverige, medan fysisk påverkan av vattenmiljöer förekommer i hela landet. Flera vattenförekomster är påverkade av miljögiftsbelastning. Inget av Sveriges inlandsvatten klarar kravet för god kemisk status, beroende på för höga halter av kvicksilver i fisk.

Sverige har ett ansvar för att bevara de arter och naturtyper som omfattas av EU:s art- och habitatdirektiv. Vid redovisning till EU-kommissionen av åtta naturtyper och 29 arter i sjöar och vattendrag framgick att hälften av arterna hade otillfredsställande eller dålig bevarandestatus. Många arter har gått tillbaka på grund av försämrad livsmiljö och vattenkvalitet. Bland vattendragen är situationen bäst i den alpina regionen där två av vattendragstyperna bedöms ha gynnsam bevarandestatus. I övriga landet bedöms tillståndet som otillfredsställande.

Försurningen via luftburna försurande partiklar har minskat under de senaste decennierna. Trots detta så kvarstår försurningen som en av de faktorer som påverkar våra sjöar och vattendrag allra mest.

Sjöar och vattendrag ingår ofta i skyddade områden, men endast två procent av naturreservaten är avsatta med limniska värden som motiv. Endast en mindre del av värdefulla sötvattenmiljöer har idag ett långsiktigt skydd.

Cirka 75% av vårt dricksvatten tas idag från ytvattentäkter. Trots detta saknar många av ytvattentäkterna för dricksvatten skydd i form av vattenskyddsområden.

Naturvårdsverkets senaste fördjupade utvärdering visar att det inte är möjligt att nå miljökvalitetsmålet till år 2020 med idag beslutade eller planerade styrmedel och åtgärder.

För detta miljökvalitetsmål, liksom för övriga vattenanknutna miljömål, är genomförandet av vattenförvaltningsförordningen (SFS 2004:660) samt uppfyllandet av miljökvalitetsnormerna för god ekologisk status viktigt. Det gäller såväl åtgärdsprogram mot övergödning som mot fysisk påverkan och miljögifter. För att en gynnsam bevarandestatus ska kunna uppnås för arter och naturtyper som ingår habitatdirektivet, behöver övervakningen utökas och åtgärdsarbetet intensifieras. Trots de insatser som har genomförts de senaste åren för att restaurera och återskapa naturlika förhållanden i påverkade vatten, så återstår ett omfattande arbete.

Begränsad klimatpåverkan

”Halten av växthusgaser i atmosfären ska i enlighet med FN:s ramkonvention för klimatförändringar stabiliseras på en nivå som innebär att människans påverkan på klimatsystemet inte blir farlig. Målet ska uppnås på ett sådant sätt och i en sådan takt att den biologiska mångfalden bevaras, livsmedelsproduktionen säkerställs och andra mål för hållbar utveckling inte äventyras. Sverige har tillsammans med andra länder ett ansvar för att det globala målet kan uppnås.”

Pågående klimatförändringar med ökade koldioxidhalter i atmosfären förstärker växthuseffekten och medför att samhället i framtiden kommer att behöva hantera problem som t.ex. stigande havsnivåer, försurning av havet och påverkan på marina ekosystem. Haven runt Sverige, samt våra sjöar och vattendrag, kommer sannolikt att påverkas genom högre vattentemperaturer, mer nederbörd, och mindre is. Klimatförändringarna kommer också att påverka den biologiska mångfalden och ekosystemen genom att förändra arters utbredningsområden och genom att försura havsvattnet.

Sedan början av 1990-talet har temperaturen både i ytvatten och djupvatten ökat i Egentliga Östersjön och i Västerhavet. Redan idag observeras förändringar som bedöms vara en följd av ökad vattentemperatur, såsom den ökade förekomsten av dinoflagellater i Östersjön, abborrens snabbare kroppstillväxt vid Östersjökusten, minskade bestånd av kallvattenarter som sik och siklöja i Bottenviken, samt tånglake vid Västkusten.

Ett varmare klimat med minskad isutbredning riskerar också att försämra överlevnaden hos unga sälar, som behöver tillgång till is under reproduktionsperioden. Försurningen av havsvattnet kan medföra att många marina organismer får svårare att producera kalkskal, vilket kan leda till olika negativa effekter på ekosystemen.

Klimatförändringarna kommer under lång tid att vara en av mänsklighetens stora utmaningar. Snabba och kraftfulla åtgärder krävs nationellt och internationellt för att reducera utsläppen av växthusgaser och motverka förväntade negativa effekter på havsmiljön.

Grunder för valet av bruk

I dagsläget finns det ett femtiotal anläggningar som tillverkar papper, kartong och massa i Sverige. Elva anläggningar, varav tio i drift och en nedlagd har valts ut för att ge en representativ bild av miljöförhållandena i anslutning till svenska cellulosaindustrier. Tre huvudsakliga problemområden som motiverat miljöskyddsåtgärder har identifierats: övergödning, miljöfarliga ämnen och effekter på organismer.

Följande kriterier ställdes upp vid valet av anläggningar:

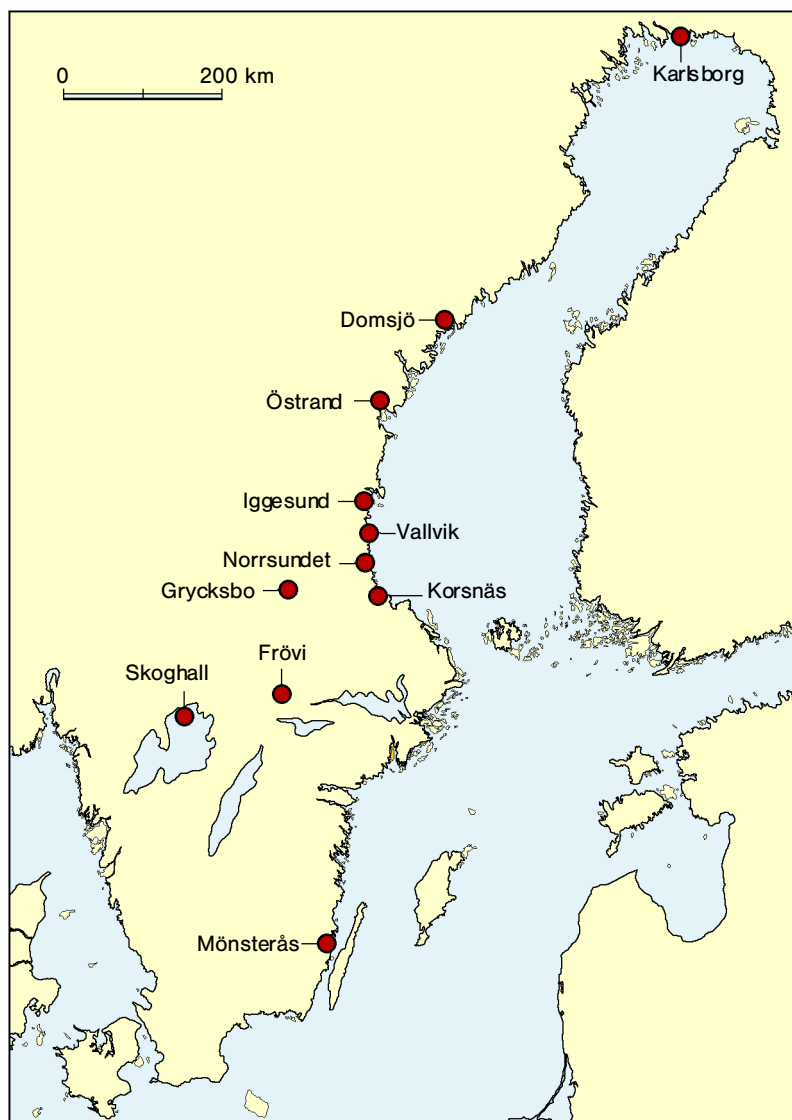
- Miljöprovningar är gjorda under senare tid.
- Primärrecipienterna representerar olika miljötyper.
- Anläggningarna har olika typer av produktion samt nedlagd produktion.
- Det finns god tillgång till data för analys av återhämtning från löpande recipientkontroll och andra utredningar.
- En beskrivning av genomförda åtgärder är tillgänglig.

Valda bruk, fördelade på kategorier

I tabell 2 redovisas de anläggningar som ingår i studien med ägarkoncern samt produktions- och recipienttyp. Fabrikernas lägen framgår i figur 32.

Tabell 2. För studien valda fabriker jämte koncerntillhörighet, produktionstyp och översiktliga recipientförhållanden.

<i>Anläggning</i>	<i>Koncern</i>	<i>Produktion</i>	<i>Recipienttyp</i>
Karlsborgs bruk	Billerud Korsnäs	Blekt sulfatmassa och papper	Halvöppen kust, älvmyrning
Domsjö fabriker	Aditya Birla Group	Sulfit, CTMP Bioraffinaderi	Sluten kust
Östrands massafabrik	SCA	Blekt sulfatmassa, CTMP	Sluten kust, älvmyrning
Iggesunds bruk	Holmen	Blekt sulfatmassa, kartong	Sluten kust
Vallviks bruk	Rottneros	Blekt sulfatmassa, papper	Öppen kust, älvmyrning
Norr Sundets bruk	Stora Enso	Nedlagd blekt sulfatmassa	Halvöppen kust
Korsnäsverken	Billerud Korsnäs	Blekt och oblekt sulfatmassa, papper	Sluten kust
Grycksbo pappersbruk	Arctic paper	Papper, tidigare även blekt massa	Insjö
Frövifors bruk	Billerud Korsnäs	Blekt och oblekt sulfatmassa, kartong	Insjö
Skoghallsverken	Stora Enso	Blekt och oblekt sulfatmassa, CTMP, papper	Öppen kust vid stor insjö, älvmyrning
Mönsterås bruk	Södra	Blekt sulfatmassa	Halvöppen kust



Figur 32. De valda fabrikernas lägen.

Beskrivning av bruken och recipienterna

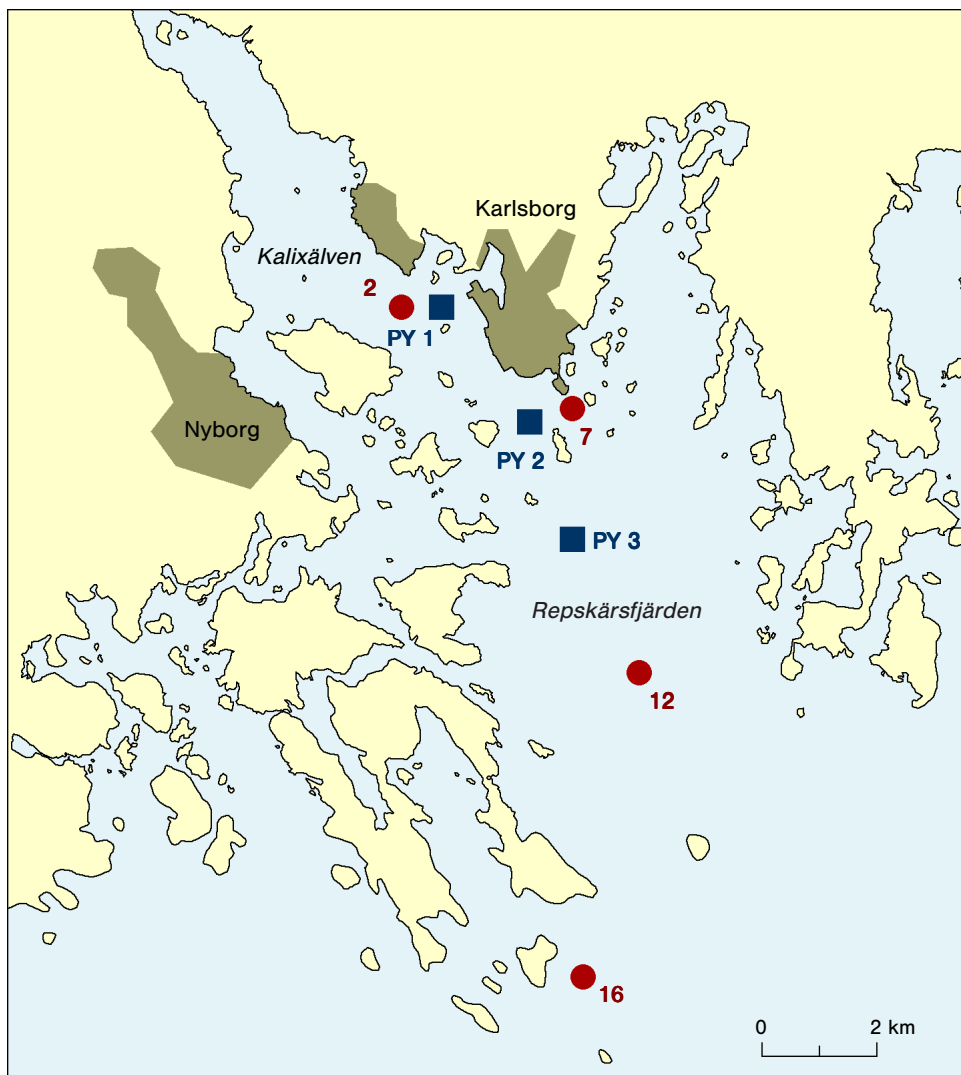
Karlsborgs bruk

Motiven för valet av fabriken

Karlsborgs bruk har valts som ett exempel på ett bruk där omfattande undersökningar har genomförts sedan 1980-talet för att fastställa huruvida effekter förekommit på fisk i recipienten.

Undersökningarna har omfattat studier av tillväxt, kondition, fortplantningsorganens status samt ett antal andra biomarkörer. Resultaten av dessa undersökningar ledde till omfattande diskussioner om avvikelsernas relevans, tolkningar och materialens tillförlitlighet. Provfiske för att indikera samhällets struktur har också genomförts i recipienten.

Ett antal referensområden har prövats vid dessa undersökningar. Rånefjärden, som ingår i det nationella övervakningssystemet, bedömdes ha bäst förutsättningar som referens för Karlsborgs bruks recipient (Sandström m.fl., 2007).



Figur 33. Karlsborgs bruks lokalisering vid Repskärsfjärden. Stationer för recipientkontroll: 2, 7, 12 och 16 vattenprovtagning; PY1, PY2 och PY3 provtytor för bottenfauna och sediment.

Lokalisering

Karlsborgs bruk är beläget på en udde sydost om Kalixälvens mynning. Recipient för avloppsvattnet är Repskärsfjärden i Kalixälvens mynningsområde i norra Bottenviken (figur 33). Repskärsfjärden är ett grunt uppsplittrat skärgårdsområde med ett stort antal öar och vikar. Kalixälven har en medelvattenföring på ca 280 m³/s (SMHI, 1995) och är oreglerad, vilket bl.a. medför en naturlig vårflod som kulminerar i maj-juni med flöden över 1 000 m³/s medan de lägsta flödena inträffar under vårvintern februari-april då flödena kan nå ned till ca 50 m³/s.

Morfometriska och hydrologiska data över Repskärsfjärden enligt SMHI (2003) framgår i tabell 3. Från dessa uppgifter har den genomsnittliga vattenutbytestiden för ytvattnet beräknats till 4–11 dygn där den kortare tiden representerar perioder med högvattenföring i älven medan längre uppehållstid råder under perioder med låg vattenföring (Karlsson m.fl., 2005).

Tabell 3. Morfometriska och hydrologiska data över Repskärsfjärden (Efter Karlsson m.fl., 2005).

<i>parameter</i>	<i>värde</i>
medeldjup (m)	5
maximidjup (m)	15
area (km ²)	60,3
volym (km ³)	0,32
sektionsarea öppningar (m ²)	37080
tillrinning (m ³ /s)	280
ytvattnets omsättningstid (dygn)	4–11

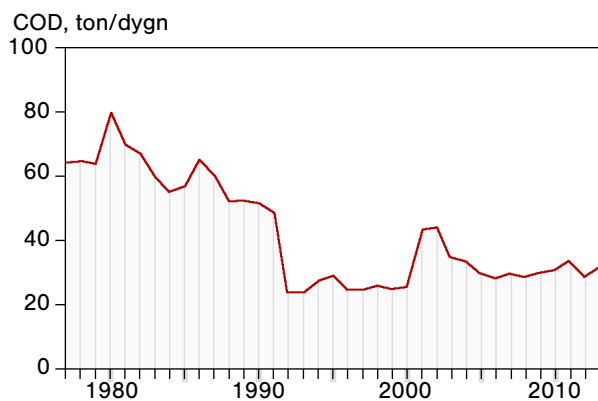
Produktion och utsläpp

Vid Karlsborgs bruk tillverkas blekt sulfatmassa av barrved samt av en mindre del lövved och sågverksspån. Massan delignifieras sedan 1991 i ett syrgasblekeri före blekningen, som sker enligt sekvensen D-EOP-DE-D. Blekning med klorgas upphörde år 1991. Sedan oktober 2003 har bruket tillstånd att årligen tillverka högst 290 000 ton blekt sulfatmassa och högst 175 000 ton papper samt årligen bestryka högst 70 000 ton papper.

Omkring 60–70% av massan torkas och går till avsalu. Av resterande del tillverkas säck- och kraftpapper på en pappersmaskin vid bruket. Vissa papperskvaliteter liksom externt papper bestryks i en bestrykningsmaskin.

Genom processinterna åtgärder har vattenförbrukningen vid bruket minskat, och avloppsvattenflödet uppgår till nivån 60 000–70 000 m³/dygn, från att ha legat kring ca 100 000 m³/dygn under slutet av 1970-talet. Processavloppsvattnet renas sedan år 1980 i en luftad biologisk damm med ca fyra dygns uppehållstid. Reningsanläggningen omfattar också för- och eftersedimentering. Till dammen avleds även dränagevatten från brukets industritipp medan kyl- och dagvatten samt avloppsvatten från mixereri avleds direkt till recipient. Sanitärt avloppsvatten renas i kommunalt reningsverk.

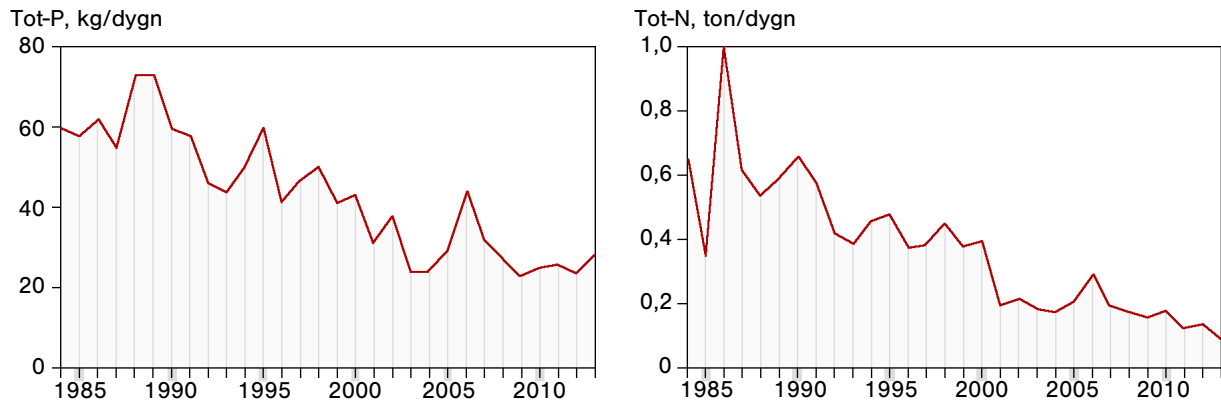
Utsläppen av organisk substans uttryckt som COD^{Cr}, har under de senaste åren uppgått till ca 25–30 t/dygn (figur 34). Installationen av syrgasdelignifiering år 1991 medförde en halvering av dessa utsläpp.



Figur 34. Utsläpp av COD från Karlsborgs bruk under perioden 1977–2000 (årsmedelvärden).

Utsläppen av suspenderade ämnen, $S\ddot{A}^{GF/A}$, har legat på nivån 2–3 t/dygn under de senaste åren. Tidigare har man haft problem att uppfylla ett äldre villkor på 5 t/dygn därför att s.k. "biosusp" (bl.a. hinnkräftor) bildas vilken är svår att avskilja vid eftersedimenteringen. Det nuvarande villkoret baseras på $S\ddot{A}^{70}$, där inte biosuspen ingår. Som årsmedelvärden har $S\ddot{A}^{70}$ -utsläppen under de senaste åren uppgått till 0,1–0,2 t/dygn.

Utsläppen av fosfor och kväve har under senare år uppgått till ca 30 kg resp. 100–200 kg per dygn (figur 35). En påtaglig minskning av närsaltsutsläppen har således skett sedan 1980-talet.



Figur 35. Utsläpp av fosfor och kväve från Karlsborgs bruk under perioden 1984–2013 (årsmedelvärden).

Recipientdata

AVLOPPSVATTNETS SPRIDNING OCH UTSPÄDNING

Kalixälven har en helt dominerande roll för förhållandena i Repskärsfjärden. Genom den stora sötvattentillförseln är salthalten låg i fjärden och uppgår, på vattendjup större än 3–4 m, till högst ett par promille vintertid.

Älven transporterar också, genom det stora vattenflödet, stora mängder organiskt material och närsalter. Under åren 2011–2013 uppgick transporten av organiskt material i genomsnitt till ca 55 000 ton organiskt kol (TOC) per år. Motsvarande medeltransport av närsalter uppgick till ca 160 ton fosfor och 2 600 ton kväve per år.

En jämförelse mellan utsläppen från Karlsborgs bruk 2011–2013 och transporten i älven under samma period, ger vid handen att brukets utsläpp av organisk substans (TOC) motsvarade ca fyra procent av transporten i älven. Vad gäller närsalter bidrog utsläppen från bruket med ca sex procent fosfor och två procent kväve.

Undersökningar av avloppsvattnets spridning och utspädning i recipienten utfördes under 1980-talet genom analyser av en spårsubstans (Walterson & Landner, 1988). Dessa studier visade att under isfria förhållanden skedde en initial utspädning av avloppsvattnet på ca 100 gånger omedelbart utanför utsläppspunkten, samt en sekundär utspädning i centrala Repskärsfjärden på upp till 2 000 gånger när avloppsvattnet späts ut i hela vattenmassan. Under islagd tid var utspädningen sämre och avloppsvattnet kan då inlagras i saltsprångskiktet på ca fyra m djup och spridas relativt koncentrerat över större avstånd. Utspädningen i centrala Repskärsfjärden beräknades då endast till ca 50 gånger. En skillnad mot dagens förhållanden är att flödet av avloppsvatten numera är lägre och utspädningen således något högre.

SEDIMENT

Sedimenten i Repskärsfjärden har undersökts sedan 1970-talet. Fram till år 1994 uttogs ett fåtal prover på ett större antal stationer runt om i fjärden. Vid en undersökning år 1994 uttogs i stället tio prover på vardera tre provytor, vilkas lägen framgår av figur 33. Dessa provytor provtogs därefter årligen fram till mitten av 2000-talet.

Sedimenten vid de tre provytorna har undersökts med avseende på glödgningsförlust samt förekomsten av bark, flis, cellulosa fibrer och svavelbakterier. Resultaten från undersökningarna visade bl.a. på en minskad förekomst av cellulosa fibrer och bark från 1970-talet fram till år 2004.

Då Repskärsfjärden är grund med stor topografisk öppenhet mot Bottenviken dominerar erosions- och transportprocesser, vilket innebär att sedimentationen av organiskt material är liten och instabil. Historiska utsläpp av fiberrikt material har därför transporterats bort. De sedimentundersökningar som genomförts senare (Karlsson *et al.*, 2005) tyder inte på att det skulle finnas sammanhängande fiberbankar utanför fabriken, men här och var påträffas sediment med inslag av bark och fiber, som dock inte synes ge upphov till ansträngda syrgasförhållanden.

MILJÖFARLIGA ÄMNEN

År 1990 analyserades vissa klororganiska föreningar och metaller i Repskärsfjärdens sediment. Detta gällde såväl AOX som EOCl samt specifika föreningar som PCB, DDT och hexaklorbensen. Halterna var låga och uppvisade ingen koncentrationsgradient med ökat avstånd från Karlsborgs bruk. Halten EOCl var exempelvis högre utanför Luleälven, jämfört med Kalixälvens mynning, trots att inget klorblekeri funnits i anslutning till Luleälven (Jonsson & Blomkvist 1991).

Halterna av stabila organiska ämnen och metaller har analyserats i fisk och befunnits vara förhållandevis låga (Gustavsson & Danielsson, 2011).

VATTENKVALITET

Närsalter har analyserats sedan 1994 inom recipientkontrollen vid vanligen sex provtagningar per år på fyra stationer från april till september (figur 33). Fosforhalterna har varierat omkring 20 µg/l vilket, enligt de gamla bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag, betecknades som "måttligt höga halter" och enligt kust och hav "medelhög halt".

Kalixälven har en avgörande betydelse för fosforhalterna i recipienten. Under vårflod har höga fosforhalter registrerats i älvvattnet, exempelvis 94 µg/l 1997 respektive 65 µg/l 1998. Medelvärdet för de månadsvisa analyserna i Kalixälven under perioden 1992–1999 låg på 18 µg/l.

Kvävehalterna i Repskärsfjärden kan enligt de gamla bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag betecknas som "låga" till "måttligt höga" och enligt kust och hav "mycket låg" till "hög halt" eftersom de vanligen varit under 450 µg/l. Medelhalten totalkväve i älvvattnet 1992–1999 var ca 390 µg/l och varierade från 110 till 810 µg/l.

För åren 2011–2013 är den sammanvägda statusen för näringsämnen "god-hög" och klorofyll, siktdjup och syrgas uppvisar "god" status (ALcontrol, 2014).

Repskärsfjärden är således ett näringsfattigt vattensystem med mycket låga halter av näringsämnen kväve och fosfor, vilket gäller generellt för Bottenviken. Syrgashalten i bottenvattnet är god och halten av organiskt kol (TOC) är relativt låg och ungefär i samma storleksordning som i Bottenvikens utsjövatten.

BOTTENFAUNA

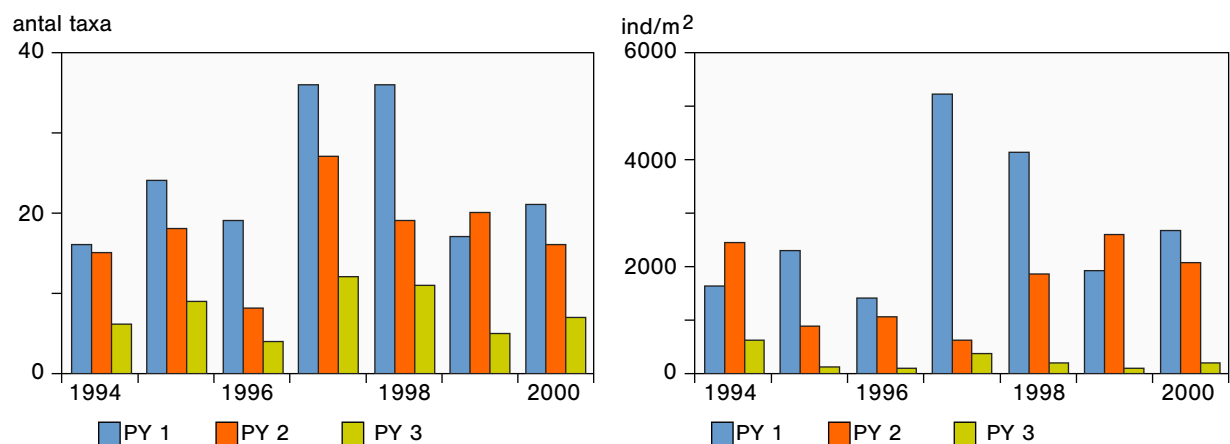
Bottenfaunan i Repskärsfjärden har tillsammans med sediment undersökts sedan 1970-talet (figur 33). Undersökningarna har visat att syrekrävande djur saknades på större delen av fjärdens botten fram till början av 1980-talet. Förhållandena förbättrades, och vid undersökningen år 1994 observerades syrekrävande djur på samtliga stationer.

Vid undersökningarna 1994–2000 påträffades flest antal taxa (arter, släkten, grupper etc.) samt högst individantal vid provytan väster om fabriken, medan de lägsta värdena noterats vid provytan som låg längre ut i Repskärsfjärden. Detta tydde på att Kalixälven genom sitt bidrag av organiskt material bidrar till en gödande effekt på bottenfaunan. Den art- och individfattiga

faunan vid provytan längst ut från älvmyningen var likartad med den som ofta återfinns på bottnar längs norra Bottenvikskusten (figur 36).

Det ringa vattendjupet i fjärden samt den stora sötvattentillförseln medför starkt varierande livsbetingelser för bottenfaunan. Detta förklarar varför djurgrupper som normalt förekommer i syrerika, näringsfattiga miljöer påträffas tillsammans med djur som gynnas av organisk belastning. Vidare förekom djur på fjärdens bottnar vilka normalt förekommer i strömmande sötvatten tillsammans med marina organismer.

Arter som representerar näringsfattiga miljöer förekom således inom de tre undersökta provytorna, samtidigt som faunans sammansättning indikerade att tillfredsställande syrgasförhållanden rådde på bottnarna. Det fanns således inga resultat som pekade på att bottenfaunan sedan slutet av 1990-talet påverkats negativt av utsläppen från Karlsborgs bruk.



Figur 36. Antal taxa (arter, släkten, grupper etc.) samt antal individer av bottenfauna vid tre provytor i Repskärsfjärden 1994–2000.

Fisk

Hälsotillstånd

Undersökning av fiskens hälsotillstånd har utförts åren 1986, 1993, 1999, 2002 och 2004 i recipienten till Karlsborgs bruk och i Rånefjärden (figur 37).

Undersökningen 1986 (Bergelin, 1987) gjordes delvis med annan metodik än de senare. Resultaten antydde dock en bättre tillväxt nära fabriken jämfört med övriga områden som ingick i studien. Konditionsfaktorn var lägre. Det fanns också indikationer på störd fortplantning. Den samlade bedömningen (Waltersson & Landner, 1988) var, att det fanns en viss nedsättning av fiskens reproduktionsförmåga.

År 1993 påvisades bl.a. ett förhöjt hematokritvärde, ett lägre antal lymfocyter och totalt antal vita blodkroppar samt förhöjda halter av klorfenoler och hartssyror i fisken från recipienten (Perä, 1994). Påverkan på leverfunktion och könsorganens storlek påvisades inte.

Förändringarna i den röda och vita blodcells bilden kunde inte beläggas i september år 1999 (Grotell & Härdig, 2000). Däremot påvisades lägre EROD-aktivitet i abborrlever. En svag erosion på stjärtenans ytterkant registrerades hos fiskarna från recipienten vilket kunde härledas till utsläppssituationen för tillfället vid provtagningen. Hartssyrahalterna var mycket höga i gallvätskan beroende på ett tillfälligt utsläpp av såpa. Förnyade gallanalyser två månader senare visade på betydligt lägre hartssyrahalter, då driften åter var normal.



Figur 37. Undersökningsområdet i recipienten till Karlsborgs bruk och referensområdet i inre Rånefjärden.

År 2002 registrerades återigen höga hartssyrahalter i gallvätska då fabriken hade ytterligare ett tillfälligt utsläpp av såpa i samband med fiskprovtagningen (Grahn & Sangfors, 2005). Trots detta tillfälliga utsläpp registrerades vid den okulära besiktningen inga sjukdomssymptom på fisken i recipienten. Antalet röda blodkroppar var högre i recipienten jämfört med referensområdet men övriga mätvariabler för röda och vita blodceller uppvisade inga avvikelser.

Vid undersökningen år 2004 (Grahn & Sangfors, 2005) låg hartssyrahalterna i gallvätska utanför Karlsborgs bruk på en likartad nivå som i november 1999, och var högre jämfört med Rånefjärden vilket visade att den provtagna fisken hade exponerats för avloppsvatten från fabriken.

Inga effekter på syreupptagningsförmågan och immunförsvaret (vita blodcells bilden) kunde påvisas år 2004. Undersökningen visade däremot att abborrarna utanför Karlsborgs bruk hade något mindre leverstorlek, en lägre EROD-aktivitet samt lägre leverglykogenhalt, jämfört med fiskarna från referensområdet Rånefjärden. Exponering för skadliga ämnen i skogindustriella avloppsvatten bör förväntas orsaka ökad leverstorlek och högre EROD-aktivitet. Avvikelsena kan därför sannolikt förklaras av att abborren vid Karlsborgs bruk hade sämre tillgång på föda, eftersom glykogen i vakuoler i levern fungerar som näringsdepå.

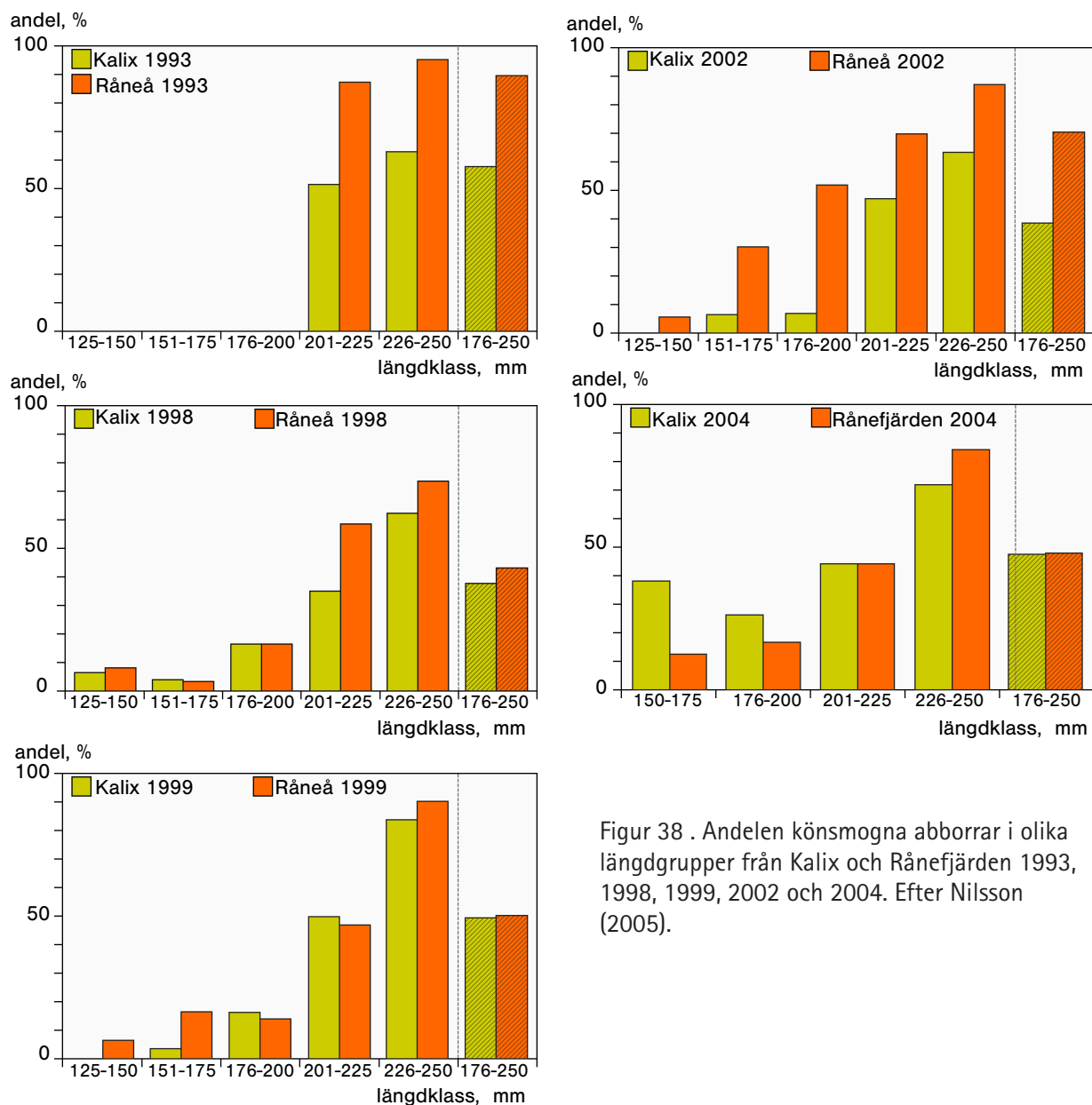
Sammanfattningsvis visade resultaten från den fiskfysiologiska studien år 2004, att avloppsvattnet från Karlsborgs bruk inte påverkade leverfunktionen, syreupptagningsförmågan eller immunförsvaret hos fisken i recipienten, såsom var fallet år 1993.

Vid den fysiologiska provtagningen utfördes även en okulär besiktning av abborrarna. Några tecken på skador eller sjukdomar kunde inte observeras utifrån utseendet på fiskens hud, fenor eller de inre organen vare sig i recipienten till Karlsborgs bruk eller i referensområdet Rånefjärden.

Undersökningarna av könsmodningsgrad har gett mycket varierande resultat (figur 38). År 1993 var andelen köns mogna fiskar betydligt lägre i recipienten jämfört med Rånefjärden. Inga signifikanta skillnader kunde detekteras i undersökningarna 1998 och 1999. Vid undersökningen 2002 var andelen köns mogna abborrar från Karlsborg återigen lägre än i referensområdet. När undersökningarna upprepades 2004 saknades signifikanta avvikelser.

Observationerna av skillnader i gonadstorlek har också varierat mellan undersökningarna. Två år, 1998 och 2004, har recipienten avvikit signifikant från referensen, båda tillfällena negativt. För övrigt har skillnaderna varit små och icke signifikanta.

Undersökningsresultaten för några av de parametrar som valts för att indikera effekter på tillväxt, kondition och fortplantning sammanfattas i tabell 4.



Figur 38 . Andelen köns mogna abborrar i olika längdgrupper från Kalix och Rånefjärden 1993, 1998, 1999, 2002 och 2004. Efter Nilsson (2005).

Tabell 4. Sammanfattning av resultat från undersökningar av tillväxt och fortplantning hos abborre i recipienten till Karlsborgs bruk under perioden 1993–2004. Rånefjärden användes som referens. 0: ingen avvikelse, - signifikant negativ avvikelse, + signifikant positiv avvikelse.

Parameter	1993	1998	1999	2002	2004
GSI	0	-	0	0	-
köns mognad	-	0	0	-	0
tillväxt	0	0	0	0	-
Cf	0	0	0	0	0
LSI	0	0	0	0	-

Ett tolkningsunderlag för fiskhälsoundersökningar togs fram under 1990-talet (Larsson m.fl., 2000). Strategin utgår från bedömningar av avvikelser i mått som beskriver viktiga fysiologiska funktioner. För att denna tolkningsmall skall kunna tillämpas krävs, att tillräckligt många variabler övervakas för den aktuella funktionen. Minimiantalet avvikelser för att en funktion skall anses störd specificeras i rapporten.

Ett försök att tillämpa tolkningsmallen på data från Karlsborgs Bruk 2004 (Nilsson, 2005) visade, att det fanns avsevärda svårigheter att bedöma effekter på funktionsnivå beroende på bristen på data. Delvis av kostnadsskäl har det inte varit möjligt att inkludera tillräckligt många biomarkörer för en fullständig tolkning enligt föreslagen mall. Problemet initierade ett projekt för att ta fram en metod för begränsad lokal/regional övervakning av fiskhälsa som slutrapporterades 2006 (Strömberg (red.), 2006).

Bestånd och rekrytering

Provfisken utförda vid Kalixälvens mynning under 1980-talet visade att tätheten av fiskfaunan var betydligt högre än i andra närliggande älvmyningar, som t.ex. vid Skellefte- och Luleälven. Möjligen kan detta bero på de grunda bottenarna i Repskärsfjärden samt att Kalixälven är oreglerad. En förändrad fiskfauna konstaterades samtidigt i närheten av utsläppspunkten till Karlsborgs bruk jämfört med andra områden i Repskärsfjärden. Förekomsten av mört var relativt sett högre, och tätheten av abborre lägre, nära utsläppspunkten (Hansson, 1986).

Vid ett förnyat provfiske 1994 var tätheten av mört och abborre i närområdet till bruket likartad den i referensområdet Rånefjärden (Hasselborg, 1994). Vid ytterligare två områden längre ut i Repskärsfjärden var fisktätheten lägre. Resultaten visade således att de båda älvorna, Kalixälven och Råneåälven, hade en gödande eller på annat sätt stimulerande inverkan på fiskfaunan. Vidare utfördes 1994 en yngelkartering vid tre stationer med hjälp av yngelnot. Fångsten vid notfisket utgjordes främst av spiggyngel som förekom i störst antal vid Axelvik i yttre Repskärsfjärden, men några skillnader i yngeltäthet kunde inte påvisas mellan recipienten och Rånefjärden. Någon uttalad påverkan på fiskpopulationen i recipienten kunde således inte beläggas vid provfisket 1994.

Vid ett uppföljande provfiske 2004 (Salonsaari, 2005) kunde man visa, att fiskfaunans sammansättning och täthet återhämtats så att det bara fanns små, icke signifikanta, skillnader vid jämförelse med referensområdet Rånefjärden. Detta tolkades som en effekt av minskade utsläpp av gödande ämnen.

Ekologisk och kemisk status samt Miljö kvalitetsnorm

Vid undersökningar av bottenfaunan 2011–2013 i Repskärsfjärden och i tre andra recipienter längs Norrbottenskusten samt i två referensområden har statusklassning i form av s.k. BQI-värden utförts (Medins Biologi AB, 2014).

Som framgår är bottenfaunans status enligt recipientkontrollen "otillfredställande" i Repskärsfjärden vilket även gäller övriga recipienter (tabell 5). Det är dock anmärkningsvärt att faunan även i referensområdet utanför Råne älv klassas som "otillfredställande". Råne älv är en skogsälv som är opåverkad av lokala utsläppskällor och är känd för god vattenkvalitet vilket motiverade valet av Rånefjärden som referensområde.

Frågan är om resultaten av bottenfaunaundersökningar, i den typ av miljö som det här är fråga om, är möjliga att använda för en korrekt bedömning av ekologisk status när övriga kvalitetsfaktorer uppvisar "god-hög" status. Låga tätheter av fauna i älvmyningar kan bero på naturligt ogynnsamma förhållanden som utfällning av humus och varierande salthalt i mynningsområdena. Dessutom varierar förhållandena på många bottenar från år till år beroende på strömmar och varierande förutsättningar för sedimentation av organiskt material.

havsområden		år	statusklassning
Inre/Yttrefjärden Piteå	recipient	2011	måttlig
		2012	otillfredsställande
		2013	måttlig
Vargödraget Piteå	recipient	2011	otillfredsställande
		2012	måttlig
		2013	måttlig
Sörbrändöfjorden/ Hertsöfjärden Luleå	recipient	2011	god
		2012	otillfredsställande
		2013	måttlig
Repskärsfjärden Kalix	recipient	2011	otillfredsställande
		2012	otillfredsställande
		2013	otillfredsställande
Råneå	trendområde	2011	otillfredsställande
		2012	måttlig
		2013	otillfredsställande
Kinnbäck- Jävrefjärden	trendområde	2011	god
		2012	god
		2013	god

Tabell 5. Statusklassning för recipient- och referensområden längs Norrbottenskusten 2011–2013.

Repskärsfjärden har av vattenmyndigheten för Bottenhavet avgränsats som en vattenförekomst där miljöstatus skall bedömas och åtgärder vidtas om miljö kvalitetsnormerna inte uppnås. För Repskärsfjärden har den ekologiska statusen bedömts som "måttlig" baserat på s.k. expertbedömning. För vattenkvalitetsdata blir klassningen "god-hög" status med undantag för vintervärden av totalkväve och löst oorganiskt kväve (DIN) som uppvisar "måttlig" status.

Den kemiska statusen uppnår inte "god" status på grund av förhöjda halter PBDE (polybromerade dietylenar) och kvicksilver i fisk. PBDE är flamskyddsmedel som används i elektronikutrustning, möbler, textilier, bilar m.m.

Vattenmyndigheten bedömer vidare att det föreligger risk för att "god" ekologisk status inte uppnås till 2021 då statusen bedöms som "måttlig" på grund av belastningen av särskilt förorenande ämnen.

Repskärsfjärden har av vattenmyndigheten för Bottenhavet avgränsats som en vattenförekomst där miljöstatus skall bedömas och åtgärder vidtas om miljö kvalitetsnormerna inte uppnås. För Repskärsfjärden har den ekologiska statusen bedömts som "måttlig" baserat på s.k. expertbedömning. Det finns ännu inga fullständiga underlag för att fastställa miljö kvalitetsnormen. Statusklassningen för Repskärsfjärden bygger till stor del på arbetsmaterial.

Domsjö fabriker

Motiven för valet av fabriken

Domsjö fabriker har valts som exempel på en fabrik där bottensedimenten i recipienten under lång tid förorenats med kvicksilver och organiska miljöfarliga ämnen från en numera nedlagd klor-alkaliindustri och diverse kemiska fabriker. Dessutom är bottarna bemängda med organiskt material i form av bark, trädrester, fibrer och sjunktimmer från tidigare omfattande utsläpp och virkeslagring. Föroreningarna har resulterat i syretäring på bottarna och påverkan på bottenfaunan.

Undersökningar utförda 2009 visade att det förekom störningar på ämnesomsättningen och hämmad fortplantning hos fisk, en effektbild som liknar den som dokumenterats i några andra skogsindustrirecipienter. Analysen komplicerades av att ett flertal källor, förutom Domsjö fabriker, idag förekommer vid Örnsköldsviksfjärden samt att de historiska utsläppen av ämnen som kan orsaka toxiska/hormonella störningar har varit stora.

Lokalisering

Domsjö fabriker är belägna vid Moälvens mynning i inre delen av Örnsköldsviksfjärden. Inom fabriksområdet vid Domsjö finns tre större företag, Domsjö fabriker, Sekab och Akzo Nobel samt ett kraftvärmeverk med produktion av el, ånga och fjärrvärme.

Örnsköldsviksfjärden har kontakt med Bottenhavet via ett system av fjärdar. Fjärden är en tröskelfjärd, d.v.s. fjärdens centrala djupområden, där djupet uppgår till 30 m, är avskilda från djupområdena i havet utanför med en tröskel vid Bonässundet där djupet uppgår till 15 m (figur 39). Genom täthetsskillnader består bottenvattnet i fjärden av salt havsvatten överlagrat av sötvatten från Moälven. Älven har en medelvattenföring på ca 25 m³/s om man betraktar de senaste 30-årsperioden. Vattenflödet har varit lägre under perioden 2006–2009 och varierat mellan 17,4 och 21,6 m³/s. Morfometriska och hydrologiska data framgår av tabell 6.

Tabell 6. Morfometriska och hydrologiska data över Örnsköldsviksfjärden.

area (km ²)	5
medeldjup (m)	14
maximidjup (m)	25
andel ackumulationsbotten (%)	53
sötvattentillrinning (m ³ /s)	19
vattenutbytestid (dygn)	25

Den beräknade andelen ackumulationsbottnar i den relativt instängda och trösklade Örnsköldsviksfjärden är förhållandevis stor och upptar drygt halva bottenarean. Vattenomsättningstiden är för att vara ett kustområde förhållandevis långsam (25 dygn) och förklaras av den smala öppningen mot Dekarsöfjärden i kombination med en måttlig älv tillrinning.



Figur 39. Domsjö fabrikers lokalisering vid Örnsköldsviksfjärden

Produktion och utsläpp

Domsjö fabrikers produktion bygger på sulfitprocessen med natrium som bas och produktionen består av viskosmassa för textilindustrin, livsmedelsindustrin och kemisk industri. Dessutom produceras lignosulfonater för betongindustrin, etanol för kemiska produkter samt bioenergi till externa användare. Fabriken har funnits i Örnsköldsvik i 100 år och är idag basen för den kemiska industri som är lokaliserad till området. Sekab köper etanol från Domsjö fabriker och producerar etylacetat, ättiksyra, acetaldehyd och teknisk sprit. Akzo Nobel producerar cellulosederivat av cellulosa som köps in från Domsjö fabriker. Produkterna används av färg- och byggindustrin m.fl.

Avloppsvattnen från de tre anläggningarna behandlas sedan 1985 gemensamt i en biorening. Reningsanläggningen tillhör Domsjö fabriker som ansvarar för driften samt att gällande villkor innehålls.

Under 2011 inträffade flera sjukdomsfall orsakade av *Legionella* i Domsjö och efterföljande undersökningar visade att bakterierna spreds från det luftade steget i den biologiska reningsanläggningen. Bolaget ansökte därför om att stänga det luftade steget under perioden maj– oktober då störst risk för spridning av aerosoler föreligger och reningssteget stängdes 2012 under denna period. Då det luftade steget åter togs i drift i november 2012 inträffade ett dödsfall varefter länsstyrelsen förbjöd bolaget att ha det luftade steget i drift. Bolaget har ett tillfälligt tillstånd till ökade utsläpp från och med januari 2013 och arbetar nu med att hitta alternativa lösningar för att reducera utsläppen av organiskt material och närsalter.

Domsjö fabriker har tillstånd att producera 255 000 ton blekt specialcellulosa per år och bolaget har för avsikt att 2015 ansöka om produktionsökning upp till 270 000 t/år. Under åren 1986–1991 tillverkades även CTMP-massa, som mest 49 000 t/år 1990.

Den närbelägna Moälven tjänar som vattentäkt för råvatten och för kylning av processen och dess nedre lopp utgör även recipient för fabriksavloppsvattnet. Det totala vattenuttaget uppgår till drygt 50 000 m³/år.

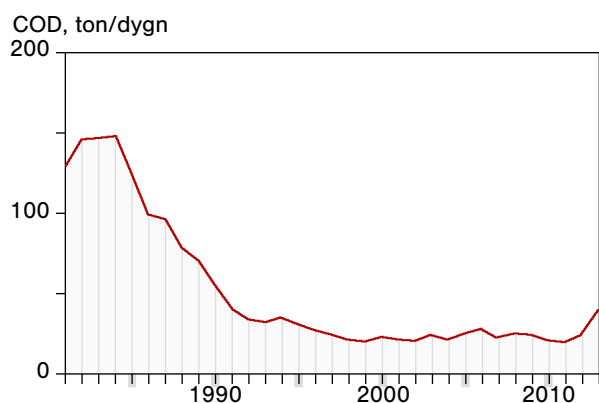
Sex avloppsvattenflöden avleds från fabrikerna till recipienten Moälvens mynning i Örnsköldsviksfjärden: ett avlopp från kemikalieåtervinningen, ett huvudavlopp, ett avlopp från sodahus och ångcentral, ett avlopp från sedimenteringsanläggningen, ett avlopp från rensriet och ett avlopp från bioreningen. Bioreningen består av ett anaerobt steg och ett aktivslamsteg. Av det totala COD-utsläppet från massaprocessen leds ca 85% till reningsanläggningen. Slammet från det anaeroba steget rötas i två rötkammare vilka producerar ca tio miljoner kubikmeter biogas per år med ett energiinnehåll av ca 85 000 MWh. År 1986 togs ett flotationssystem för avskiljning och destruktion av extraktivännen i bruk.

Vid blekeriet upphörde användningen av klorgas år 1989. Klordioxid användes i processen fram till 1991, då blekning med syrgas och väteperoxid infördes. Det slutna blekeriet, där komplexbildare och organisk substans återförs och förbränns i sodapannan, togs i drift under 1991. I tabell 7 redovisas belastningen (flöde och mängd COD) från de tre fabrikerna på reningsanläggningen.

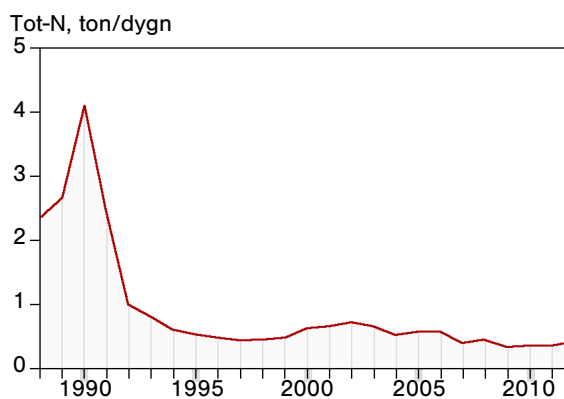
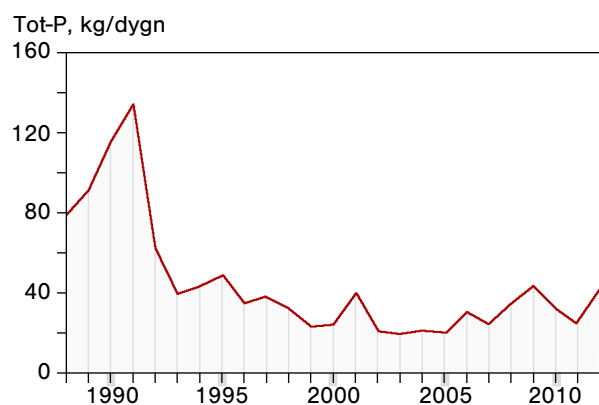
Som ett resultat av att den biologiska reningen och biogasanläggningen installerades 1985 har utsläppen av främst organiskt material kraftigt reducerats. Den tidsmässiga utvecklingen av utsläppsminskningen av syretärande substanser i form av COD redovisas i figur 40. Genom stängningen av det luftade steget i bioreningsanläggningen 2013 har utsläppen av COD ökat.

Tabell 7. Den nuvarande belastningen på reningsanläggningen fördelar sig enligt följande uttryckt som medelvärde för perioden 2004–2009:

källa	flöde (m ³ /d)	COD (t/d)
Domsjö fabriker	5003	46
Akzo Nobel	297	19
Sekab	177	5
totalt	5477	73



Figur 40. Utsläpp av organiskt material (COD) från Domsjö fabriker under perioden 1981–2013.



Figur 41. Utsläpp av fosfor och kväve (kg/dygn) från Domsjö fabriker under perioden 1988–2010.

Utsläppen av närsalter reducerades kraftigt i samband med stängningen av blekeriet 1991 och under senare år har utsläppen av fosfor varierat mellan 20 och 40 kg/dygn och kväveutsläppen mellan 400 och 700 kg/dygn (figur 41).

Recipientdata

AVLOPPSVATTNETS SPRIDNING OCH UTSPÄDNING

Vinden och vattentillrinningen från Moälven är de faktorer som har störst betydelse för vattenströmmarna i Örnsköldsviksfjärden. Fjärdsystemets längd och den trånga mynningen leder till att kustströmmen inte förmår påverka strömningsförhållandena inne i fjärden.

Det salta bottenvattnet i fjärden kan bli mer eller mindre "instängt" och endast bytas ut då havsvatten trycks upp från djupare delar av Bottenhavet. Kraftiga frånlandsvindar kan leda till uppvallning av bottenvatten längs kusterna när ytvattnet drivs ut till havs av vindarna, vilket resulterar i snabba förändringar av skiktningförhållandena. Den lokala vinden har betydelse för omblandningen inne i fjärden, särskilt när den blåser i fjärdens längdriktning (Göransson, 1991). Under perioder med normala till höga flöden i Moälven ger sötvattentillskottet upphov till en tydlig salthaltsskiktning i fjärdsystemet. Under sommarhalvåret är vattnet också vanligen temperaturskiktat på ungefär samma nivå som salthaltsskiktningen (5–15 m djup). Vid dessa tillfällen kommer vattnet från Moälven inklusive inblandat avloppsvatten att spridas i en ytlig ström längs den södra delen av fjärden och ut genom Bonässundet, samtidigt som det successivt späds ut genom inblandning av det underliggande saltare vattnet som strömmar in i fjärden genom en motriktad kompensationsström. Endast vid starka sydliga vindar sker en avlänkning av älvvattnet mot de norra delarna av fjärden. Vid normal vattenföring i Moälven kan initialutspädningen av avloppsvattnet uppskattas till ca 40 gånger.

Vid låg sötvattentillrinning har vinden och skiktningförändringar i öppna havet större betydelse för vattenutbytet i fjärden än tillskottet från Moälven. Uppvällning av bottenvatten från havet kan periodvis, i samband med starka vindar, ge en kraftig utströmning av ytvatten. Under islagd tid förhindras den vinddrivna cirkulationen och vattenomsättningen reduceras väsentligt. Effekten blir särskilt markant när det finns fast is längs den öppna kusten. Utspädningar mindre än 25 gånger har konstaterats i fjärden vintertid. Vid lågvattenföring måste också en sluss i älven stängas för att förhindra saltvatteninträngning vid råvattenintaget, varvid utspädningen av avloppsvattnet minskar.

SEDIMENT

Omfattande sedimentundersökningar har utförts under senare år i vattenområdet utanför Domsjö fabriker inom ramen för länsstyrelsens MIFO-inventering (Miljöinventering förorenade områden) varvid Domsjö industriområde klassificerats i riskklass 1. Prover har tagits av Sweco under 2007–2009 på sediment i inre delen av Örnsköldsviksfjärden. Analyser har omfattat metaller, PAH:er, olja, klorerade föreningar, organiska tennföreningar, dibensodioxiner, dibensofuraner m.m. Dessutom har Pelagia Miljökonsult AB utfört analyser av glödningsförlust, torrsbstans, totalkväve och totalfosfor i ytsedimenten på 12 stationer i Örnsköldsviksfjärden i samband med bottenundersökningar 1995, 2002 och 2009. Utöver en översiktlig sammanställning och utvärdering av ovanstående undersökningar görs även en kort tillbakablick av förhållandena på bottenarna i Örnsköldsviksfjärden under 1980- och 1990-talet.

Bottenarna i Moälvens mynningsområde har successivt grundats upp genom bl.a. sedimenttransport från älven, tidigare utsläpp av fibrer m.m. från Domsjö fabriker och deponering av bark och brötår från tidigare virkeslagring. Sedimentdynamiskt är stora delar av Örnsköldsviksfjärden att beteckna som ett depositionsområde med en sedimenttillväxt mellan 0,6 och 1,0 cm/år (Apler m.fl., 2014). Enligt mätningar vid kajerna på södra sidan av älvens mynningsområde är minimidjupet i hamnen nu 3,6 m medan gamla sjökort pekar på att djupet tidigare legat på nivån 5,5–6,0 m.

Lindeström (1977) visade i en av de första undersökningarna av bottenarna i Örnsköldsviksfjärden att syreförhållandena i bottenvattnet i de inre delarna av fjärden var mycket ansträngda. Svarta (reducerade) ytsediment och förekomst av svavelbakterier, vilket indikerar syrebrist, noterades i hela inre fjärden men även strax utanför Bonässundet. Även en riklig förekomst av cellulosa-fibrer noterades vid dessa stationer. Bottenfauna saknades helt i fjärden vid denna undersökning.

Vid en undersökning 1980 (Eriksson & Bergfors, 1980) hade en viss förbättring ägt rum. Utbredningen av reducerade ytsediment och svavelbakterier hade minskat. Endast bottenarna i de innersta delarna av Örnsköldsviksfjärden visade tecken på syrebrist. Förekomsten av cellulosa-fibrer hade också minskat. Vitmärlan hade börjat återkolonisera vissa av de tidigare döda bottenarna i fjärden.

Vid 1984 års undersökningar (Eriksson, 1985) förstärktes bilden av att förhållandena i Örnsköldsviksfjärden förbättrats. De reducerade sedimentens utbredning hade minskat ytterligare och var koncentrerade till området närmast Domsjö i de västra delarna av fjärden. Vid detta tillfälle noterades en ökad utbredning av bottenar täckta av cellulosa-fibrer och svavelbakterier vilket antogs bero på att stora strömrörelser under en storm vintern 1984 orsakat en onormal spridning av fibrer.

År 1987 konstaterades ånyo reducerade sediment med svavelväte men endast i fjärdens västra delar (Eriksson & Nissling, 1988). Utbredningen av fiberhaltiga sediment hade också minskat sedan 1984. Bottenfauna förekom genomgående i låg numerär och saknades fortfarande i området längst in i Örnsköldsviksfjärden.

Vid 1991 års undersökning inom recipientkontrollprogrammet (Eriksson & Johansson, 1991) fanns indikationer på att trenden mot förbättrade syreförhållanden i fjärden bestod. Området med svavelväterika ytsediment hade minskat ytterligare sedan 1987. Sediment rika på cellulosa-fibrer förekom endast i området närmast fabriken.

Hösten 1991 genomfördes en undersökning av grundare bottnar (5–15 m) i Örnköldsviksfjärden, i samband med en studie av virkeslagringens miljöeffekter (Sangfors, 1991). Vid denna studie provtogs tio lokaler i fjärden med avseende på bottenfauna och sedimentens karaktär. Vid fyra stationer, belägna utanför Domsjö, var de ytliga sedimenten reducerade. De övriga stationerna hade bättre syreförhållanden. Cellulosafibrer påvisades vid de flesta stationerna, förutom vid fjärdens norra och nordöstra strand. Bottenfauna förekom vid åtta av tio undersökta stationer. Det största antalet djur och de flesta arterna registrerades vid stationerna närmast Bonässundet, medan stationerna närmast Moälvens mynning helt saknade bottenfauna.

Svavelbakterier, som indikerar svår syrebrist, har således påträffats i fjärden samtliga år då undersökningar skett fram till början av 1990-talet.

Örnköldsviksfjärden och intilliggande vattenområden ingick i SGUs kartering inom ramen för fiberbanksprojektet 2011. I fjärdens sydvästra del, längs med Domsjö industriområde, klassades ca 0,5 km² som fiberbank medan fiberrika sediment påträffades i större delen av fjärden (Apler m.fl., 2014).

MILJÖFARLIGA ÄMNER

Vid studien 1991 undersöktes även halterna av fettsyror, hartssyror och steroler i sediment. Halterna var höga i samtliga analyserade prov. Exempelvis uppmättes halter av hartssyror på mellan 2,0 och 7,4 mg/g GF. Bakgrundsnivån i opåverkade sjöar eller kustnära vatten ligger i storleksordningen 0,01–0,05 mg/g GF. En tidigare hög belastning i kombination med låg syrehalt och låg temperatur i bottenvattnet, som ger en långsam nedbrytning, har sannolikt bidragit till de höga halterna. Några tydliga gradienter var svåra att identifiera i recipienten, men de högsta halterna av hartssyror och steroler återfanns utanför Moälvens mynningsområde.

År 2007 togs sedimentprov på 15 olika stationer utanför den s.k. FS-kajen och analys utfördes av metaller, oljekolväten, polyaromatiska kolväten (PAH), PCB, hexaklorbensen (HCB), DDT och organiska tennföreningar (SWECO VIAK, 2008).

Kvicksilverhalterna var förhöjda i flertalet prover och i några prover var halterna mycket höga. Det är känt sedan tidigare att kvicksilverhalterna är förhöjda i sediment i stora delar av Örnköldsviksfjärden beroende på tidigare utsläpp från den nedlagda kloralkalifabriken. Även förhöjda halter av PAH, PCB och DDT kunde detekteras i sedimenten medan halterna av oljekolväten och tennorganiska föreningar var låga.

År 2007 och 2008 utfördes omfattande undersökningar av sediment med avseende på metaller och organiska miljöfarliga ämnen (Dahlgren & Westman, 2007; Westman & Dahlgren, 2008). Prover togs på ett 30-tal stationer. För kvicksilver förekom kraftigt förhöjda halter (>5 mg/kg TS) på ca hälften av stationerna och halter i nivån 5–30 mg/kg förekom i ett flertal prover. Bakgrundshalten i sediment ligger i nivån 0,05–0,1 mg/kg TS.

Förutom kvicksilver uppvisade även HCB, PCB, DDT och dioxiner förhöjda halter på mer än hälften av stationerna. Sedimenthalterna klassades som stor eller mycket stor påverkan från punktkälla.

Vid SGU:s undersökning 2014 (Apler *et al.*, 2014) innehöll de fiberrika sedimenten höga halter av ett flertal stabila organiska ämnen (PCB, HCB, DDT) och metaller (krom, koppar och kvicksilver), vilka var för sig kan förklaras av olika industriella aktiviteter i anslutning till Örnköldsviksfjärden.

Förhållandena på bottenarna i Örnköldsviksfjärden har således långsamt förbättrats sedan 1970- och 1980-talet. Syresituationen har blivit påtagligt bättre samtidigt som utbredningen av cellulosa-fibrer och bark har minskat. Fortfarande är dock halterna av kvicksilver och vissa övriga metaller samt organiska miljöfarliga ämnen förhöjda i sediment som ett resultat av utsläpp 50–60 år tillbaka i tiden från de kemiska fabriker och skogsindustrier som varit lokaliserade till området.

Halterna av miljögifter i fisk har undersökts i Dekarsöfjärden utanför Örnsköldsviksfjärden (Gustavsson & Danielsson, 2011) och i Örnsköldsviksfjärden. Halterna av PCB var högre jämfört med andra undersökta lokaler längs Norrlandskusten men generellt var halterna i fisk överraskande låga i relation till områdets föroreningshistorik.

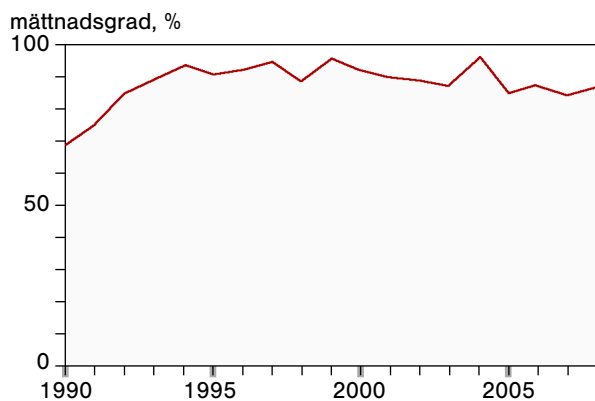
VATTENKVALITET

Syreförhållandena var under 1970-talet, då recipientkontroll påbörjades, och fram till 1985 mycket ansträngda med total syrebrist i bottenvattnet under främst sommar och vinter och total syrebrist kunde förekomma vissa år även i ytvattnet. Sedan början av 1990-talet har syresituationen förbättrats markant och syremättnadsgraden i ytvattnet överstiger numera 90% som årsmedelvärde (figur 42). I fjärdens bottenvatten är syremättnaden lägre, 40–65% mättad, men någon syrebrist har inte noterats efter 1990 (Grahn, 2015).

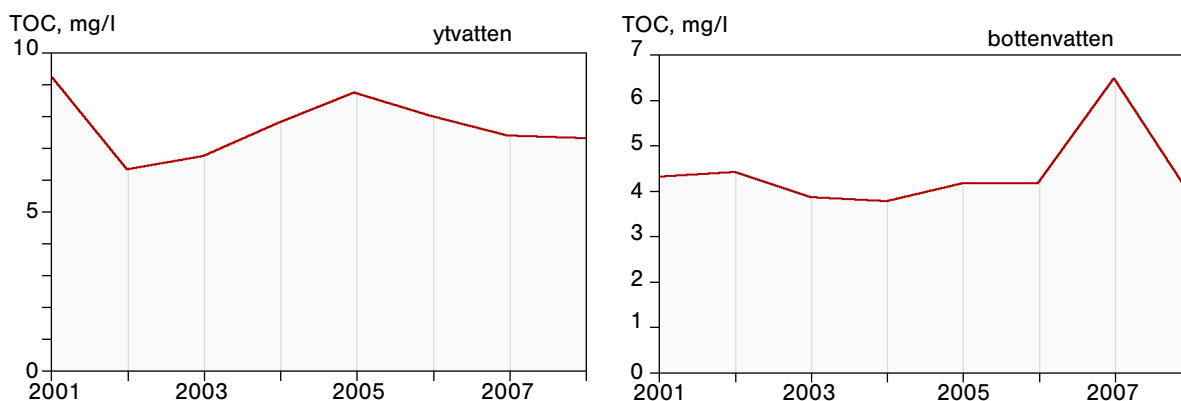
Orsaken till den något lägre syrgasmättnaden i fjärdens bottenvatten kan tillskrivas kvarstående påverkan av tidigare stora utsläpp av bl.a. cellulosafibrer.

Halterna av organiskt material uttryckt som TOC (totalt organiskt kol) i ytvatten i centrala delen av fjärden har under senare år varierat mellan 6 och 9 mg/l (figur 43). I bottenvattnet är halterna lägre och ligger på en jämn nivå runt 4 mg/l bortsett från 2007 då medelhalten låg på 6,5 beroende på ett högt värde (19 mg/l). Den högre halten i ytvattnet beror på tillförsel av TOC från främst Moälven, och Domsjö fabriker samt andra källor genom att sötvatten transporteras i ytan av fjärden. Halten TOC i Moälven uppgår till 10–12 mg/l d.v.s. 30–50% högre halt än i ytvattnet och 2,5–3 gånger högre halt än i bottenvattnet.

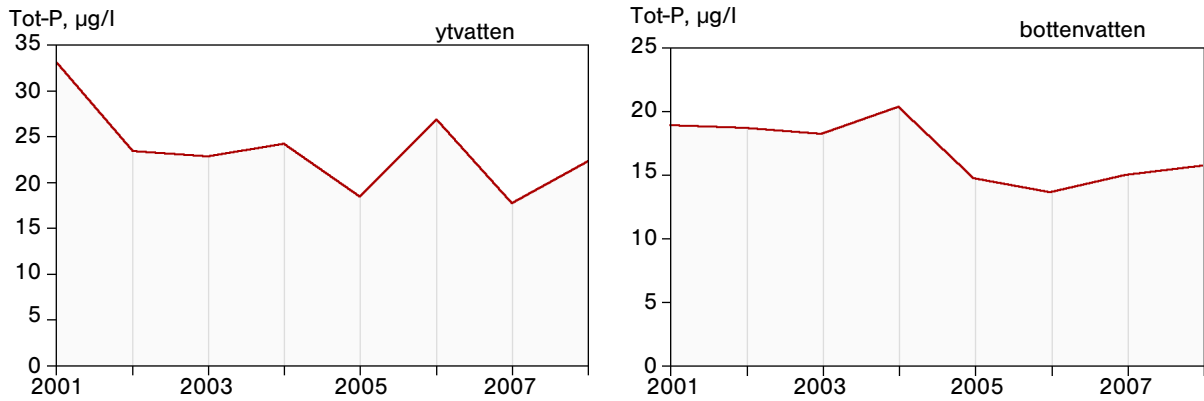
Totalfosforhalterna i Örnsköldsviksfjärden uppvisade höga värden under 1980-talet då de låg på nivån 50–100 µg/l. Sedan slutet av 1990-talet har halterna sjunkit och under perioden 2001–2008



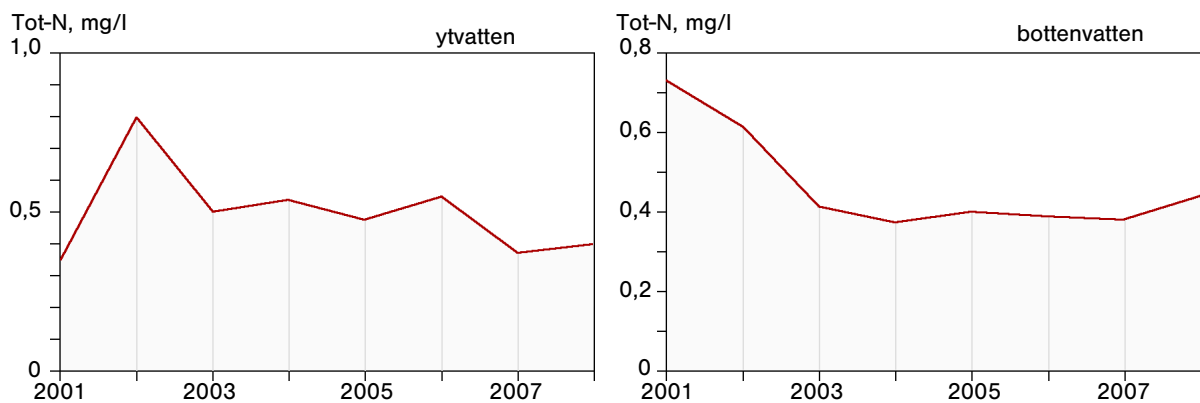
Figur 42. Syremättnad i ytvatten vid station 30 i den centrala delen av Örnsköldsviksfjärden 1990–2008.



Figur 43. Medelhalter av TOC (totalt organiskt kol) i yt- respektive bottenvatten (25 m) vid station 30 i den centrala delen av Örnsköldsviksfjärden 2001–2008.



Figur 44. Medelhalter av totalfosfor i yt- respektive bottenvatten vid station 30 i den centrala delen av Örnsköldsviksfjärden 2001–2008.



Figur 45. Medelhalter av kväve i yt- respektive bottenvatten vid station 30 i den centrala delen av Örnsköldsviksfjärden 1990–2008.

legat på nivån 20–30 µg/l i ytvattnet respektive 15–20 µg/l i bottenvattnet (figur 44). Medelhalten i Moälven under perioden har legat på samma nivå som i ytvattnet, d.v.s. 20–30 µg/l.

Om man tillämpar de nya bedömningsgrunderna blir klassningen för flertalet år under 2000-talet ”god” till ”måttlig” status för totalfosfor.

Totalkvävehalterna i fjärdens vatten uppvisade under 1980- och 1990-talet stora variationer mellan åren, 0,4–1,3 mg/l, men inga tydliga trender till ökning eller minskning kunde detekteras. Under perioden 2001–2008 har halterna i ytvattnet legat på nivån 0,4–0,5 mg/l bortsett från 2002 då medelhalten uppgick till 0,8 mg/l (figur 45). I bottenvattnet har halterna varit något lägre och under perioden 2003–2008 legat på nivån 0,4 mg/l.

Enligt bedömningsgrunderna är statusen för totalkväve flertalet år vintertid ”god-måttlig” och sommartid ”måttlig-otillfredsställande”.

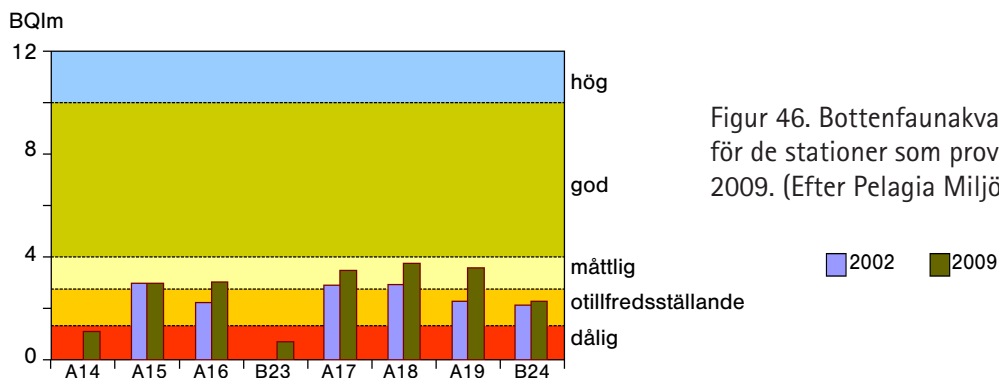
I Moälven vid Västersel utför SLU analyser 12 gånger per år. Fosforhalterna uppvisade höga värden fram till mitten av 1980-talet som varierade mellan 15 och 100 µg/l. I kombination med hög vattenföring bidrog älven till förhöjda halter i fjärdens vatten under denna period. Under perioden 2001–2008 har medelhalterna av TOC, fosfor och kväve i Moälven legat på 11,0 mg/l, 28 µg/l respektive 0,43 mg/l.

BOTTENFAUNA

Tidigare har undersökningar av makroskopisk bottenfauna på Örnsköldsviksfjärdens djupbottnar utförts vid fem tillfällen under perioden 1977–1991. Dessa undersökningar visade att faunan i området var artfattig och dominerades av vitmärla och östersjömussla. Andra djur som förekom var skorv och pungräka, samt i områden med tillförsel av sötvatten fjädermygglarver och glattmaskar.

Undersökningar av bottenfaunan har därefter utförts 1995, 2002 och 2009 (Pelagia AB, 2002; Pelagia AB, 2009). Vid provtagningarna 1995 och 2002 saknades bottenfauna på stationerna i inre och centrala delen av fjärden då reducerade sediment och syrebrist förekom på vissa bottnar. År 2009 hade dessa områden koloniserats av den invandrade havsborstmaskan *Marenzelleria sp.*, men individtätheten var låg. På samtliga övriga stationer förekom bottenfauna alla tre åren i varierande artantal och täthet. År 1995 dominerade vitmärla med hög täthet på flera av de yttre stationerna, medan arten saknades eller endast förekom i få exemplar på några stationer 2002. Denna minskning av vitmärla är generell för stora kustområden och det är sedan länge känt att vitmärlan kan uppvisa stora tidsmässiga variationer i täthet utan någon koppling till lokala utsläpp.

Om vi betraktar resultaten och skillnaden mellan 2002 och 2009 uttryckt som s.k. bottenfaunakvalitetsindex (BQI_m) har en förbättring skett 2009 (figur 46). Miljöstatus klassificerades dock för flertalet stationer som "måttlig" och på de två stationer som ligger i inre och centrala delen av Örnsköldsviksfjärden är tillståndet "dåligt". Detta kan sannolikt förklaras av att det fortfarande förekommer organiskt material i form av fibrer och bark, m.m., från tidigare utsläpp och att återhämtningsprocessen tydligen tar lång tid efter att belastningen minskat.



Figur 46. Bottenfaunakvalitetsindex (BQI_m) för de stationer som provtogs 2002 och 2009. (Efter Pelagia Miljökonsult AB, 2010).

VÄXTPLANKTON

Parametrar som inte är lika avhängiga av "gamla synder" som bottenfauna är artsammansättning och täthet av växtplankton, vilka mer speglar aktuell belastning (Pelagia AB, 2002; Pelagia AB, 2009; Pelagia AB, 2010). Växtplankton har undersökts 2009 på en station i centrala Örnsköldsviksfjärden. Resultaten från denna provtagning visade att antalet arter av växtplankton uppgick till 20 och att biovolymen var 0,17 mm³/l. En sammanvägning av dessa resultat visar att näringsfattiga förhållanden råder och att denna parameter indikerar "hög" ekologisk status.

FISK

Hälsotillstånd

En provtagning av abborre utfördes i augusti 1994 (Sangfors & Grahn, 1994) vid tre stationer, där bl.a. gallvätska uttogs för analys av vissa skogsindustrispecifika substanser. De provtagna abborrarna uppvisade inga onormala förekomster av parasiter eller kliniska sjukdomssymptom. Vid stationen närmast Domsjö fabriker hade dock abborrarna en något sämre konditionsfaktor samt betydligt lägre gonadsomatiskt index (GSI) jämfört med den yttersta provtagningsstationen.

Halterna av hartssyror i gallvätska var mycket höga, ca 8 000 mg/kg ts, i abborre från den inre stationen i Örnsköldsviksfjärden. Vid de båda yttre stationerna var hartssyrahalterna i gallvätskan 50–100 mg/kg ts, vilket kan betraktas som bakgrundshalt i obelastade områden. Även halterna av fettsyror var förhöjda hos abborrarna från den inre stationen.

Halterna av extraktivämnen i avloppsvattnet från Domsjö fabriker var 1993 mycket låga (9 µg/l). Utsläppen kan alltså inte förklara de höga halterna i fiskgalla. Däremot innehöll sedimenten i Örnsköldsviksfjärden höga halter av extraktivämnen från tidigare utsläpp och det är sannolikt att de höga halterna i gallvätska berodde på läckage från bottenarna.

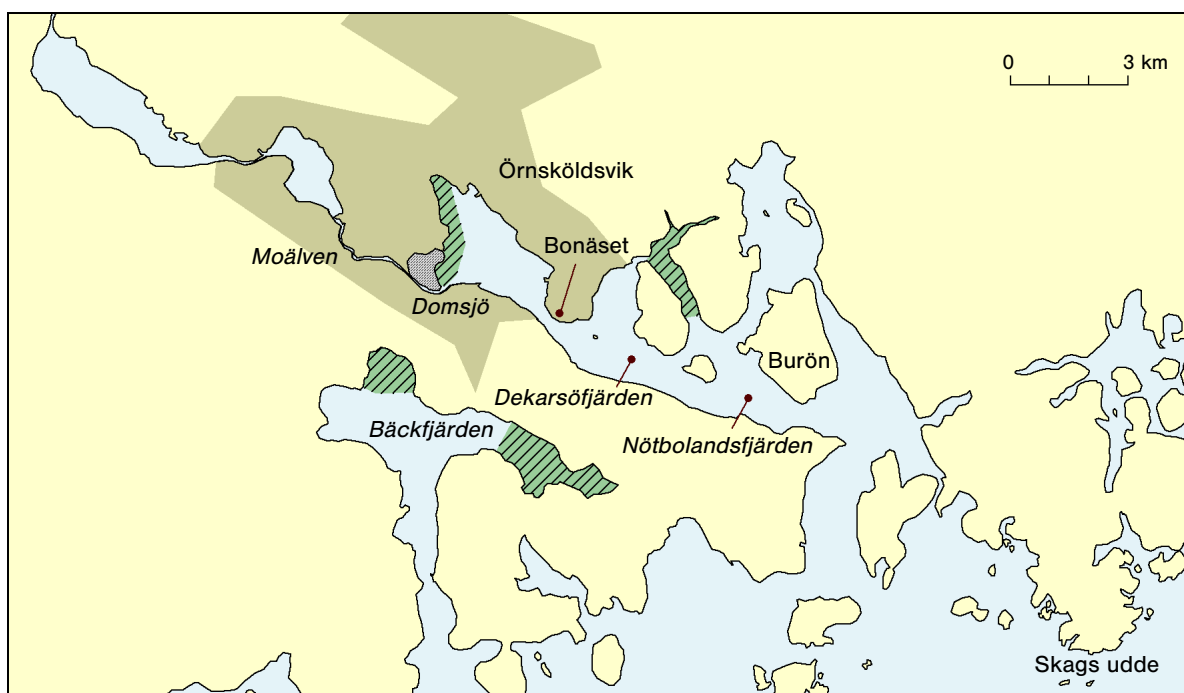
Sammanfattningsvis visade resultaten från den översiktliga undersökningen av abborre 1993 att konditionsfaktorn var något lägre och könsorganens storlek, uttryckt som GSI, betydligt lägre i inre delen av Öviksfjärden jämfört med stationerna vid Bonässundet respektive Durön. Det låga GSI-värdet indikerade att fiskens reproduktionsförmåga var störd.

Under september 2009 gjordes fiskundersökningar på en station i Örnsköldsviksfjärden, en station vid Dekarsön samt på en referensstation i Bäckfjärden (figur 47). Undersökningarna syftade till att studera hälsotillstånd hos abborre (Sandström & Hårdig, 2010).

I hälsoundersökningen mättes variabler som beskriver ämnesomsättning, syreupptagningsförmåga, immunförsvar, leverfunktion, tillväxt och fortplantning.

Syreupptagningsförmågan studerades med hjälp av fyra mätvariabler som beskriver den röda blodcellsbilden. Av dessa fyra variabler kunde en signifikant avvikelse registreras vad gäller mängden hemoglobin som var något högre i recipienten.

Den vita blodcellsbilden, som speglar immunförsvaret, beskrevs av antal vita blodceller samt fördelningen mellan lymfocyter, granulocyter och trombocyter. Skillnaderna mellan områdena var genomgående små och inte statistiskt signifikanta.



Figur 47. Undersökningsområden för fiskhälsa i recipienten till Domsjö fabriker samt referensområdet i Bäckfjärden hösten 2009.

Sammanfattningsvis kunde ingen störning registreras på vare sig syreupptagningsförmågan eller immunförsvaret.

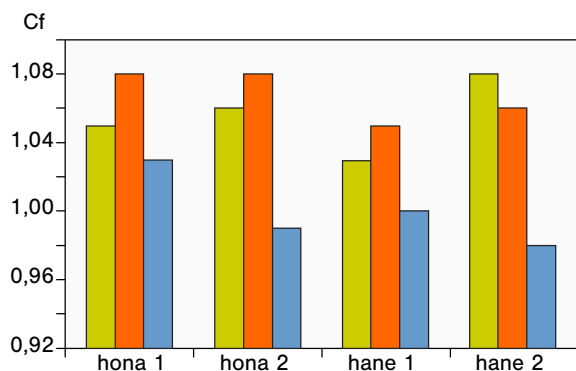
Vid den leverhistologiska studien konstaterades att det förekom smärre förändringar hos fiskar i recipienten genom en något högre andel döda och vakuoliserade leverceller. Leverstrukturen var dock, i jämförelse med andra liknande undersökningar, genomgående normal. Några avvikelser vad gäller leverstorleken förelåg inte, varför leverfunktionen inte bedömdes vara störd.

Analysen av kondition, tillväxt och fortplantning, gjordes på ett större material. Högre kondition (Cf) förelåg för könsmogna fiskar av båda könen när Örnköldsviksfjärden och Dekarsön jämfördes mot referensområdet Bäckfjärden (figur 48). Signifikanta avvikelser vad gäller tillväxten förelåg mellan områdena. När längden vid olika ålder analyserades var tre- och fyraåriga fiskar signifikant längre i Örnköldsviksfjärden och Dekarsön jämfört med Bäckfjärden (figur 49).

Sammantaget visar analysen, att konditionen var högre och tillväxten snabbare i recipienten jämfört med referensområdet.

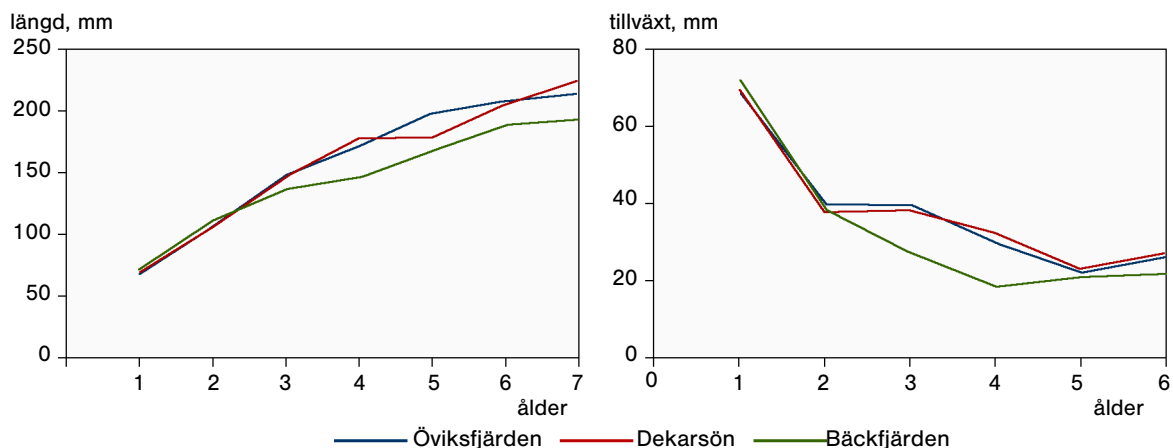
Den relativa gonadstorleken, GSI, var signifikant lägre i recipienten jämfört med referensområdet och tydligast för fiskar mellan 175 och 250 mm (figur 50).

Könsmognaden var signifikant hämmad när resultaten från såväl Örnköldsviksfjärden som Dekarsön jämfördes med referensen Bäckfjärden (figur 51). I referensområdet var ca 50% av fiskarna könsmogna som treåringar, medan 15–25% var könsmogna i recipienten. Skillnaden var ännu större när Dekarsön jämfördes med Bäckfjärden.

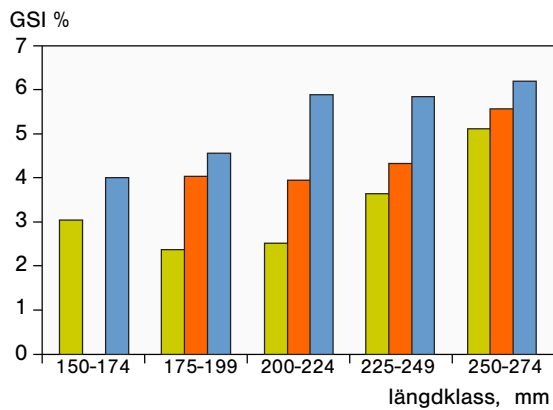


Figur 48. Konditionsfaktor (Cf) för juvenila (stadium 1) och adulta (stadium 2) honor och hanar av abborre.

Öviksfjärden Dekarsön Bäckfjärden

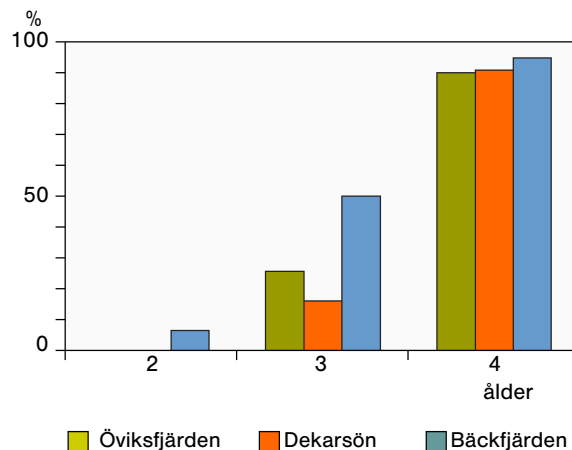
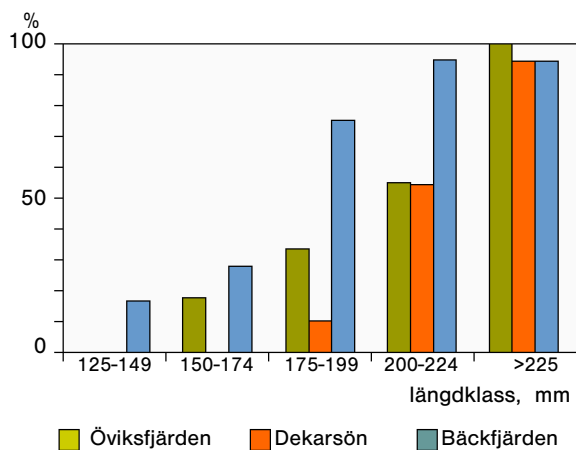


Figur 49. Längd-ålderssamband samt årlig längdökning under olika tillväxtår.



Figur 50. Relativ gonadstorlek (GSI) för honor fördelade på olika längdgrupper.

Öviksfjärden Dekarsön Bäckfjärden



Figur 51. Andel köns mogna honor i relation till längd resp. ålder.

Den effektbild som noterades, stimulerad tillväxt och hämmad fortplantning, har observerats i många skogsindustrirecipienter, främst i Kanada, och bedöms som resultat av en störning av metabolismen.

Bestånd och rekrytering

Endast begränsade undersökningar av fiskfaunans artsammansättning och täthet har gjorts i Örnköldsviksfjärden. Kommunens miljökontor utförde vissa provfiske under åren 1990 och 1993. Dessa resultat visade att fiskfaunan dominerades av abborre och mört, men att det även förekom strömming, sik, nors, id, braxen, lake, gers och gös.

Ekologisk och kemisk status samt Miljö kvalitetsnorm

Vattenmyndigheten bedömer att den ekologiska statusen i Bottenhavets kustvatten varierar från "måttlig" till "hög". Kustnära stationer tenderar att påverka statusen negativt. Bottenfaunan påverkas också negativt av bl.a. förekomsten av *Marenzelleria sp.*

Vid Vattenmyndighetens statusbedömning 2008, som fastställdes 2009, bedömdes den ekologiska statusen i Örnköldsviksfjärden som "måttlig", främst beroende på höga halter växtnärsämnen. Bedömningen var en expertbedömning som baserades på mätdata för näringsämnen samt SMHI:s kustzonsmodell. Klassning gjordes enligt bedömningsgrunderna, men kravet på underlagsdata var ej uppfyllt. Vid den sammanvägda bedömningen beaktades även siktdjup, klorofyll-*a* och bottenfauna. En förnyad statusbedömning pågår och redovisas i VISS som arbetsmaterial. Den senaste preliminära bedömningen som gjordes i början av 2014 resulterade i "måttlig" status. Även här finns brister i dataunderlaget.

Trots det bristande underlaget indikerar resultaten för siktdjup "otillfredsställande" status. För den kvalitetsfaktor som visar växtplanktonbiomassa, klorofyll-*a*, var status "måttlig". Bottenfaunan indikerade "otillfredsställande" status.

Sammanfattningsvis bedöms den ekologiska statusen vara "måttlig". Orsaken anses bl.a. vara att tidigare industriell verksamhet orsakat kraftig påverkan av förorenande ämnen. Bottenfaunans dåliga status beror i stor utsträckning på negativa effekter av kvarvarande rester av dessa tidigare utsläpp från industrier och virkeslagring, men även av att *Marenzelleria sp.* påträffats i vattenförekomsten. Möjligheten att nå miljö kvalitetsnormen "god" ekologisk status 2021 anses vara hotad.

En expertbedömning gjordes för Dekarsöfjärden 2009. Sammanfattningsvis bedömdes den ekologiska statusen vara "måttlig". Detta baserades bl.a. på att Dekarsöfjärden gränsar till Örnsköldsviksfjärden vilket ansågs bidra till belastningen. Förekomst av *Marenzelleria sp.* påverkade också bottenfaunans status negativt.

Baserat på statusbedömningarna skall Vattenmyndigheten fastställa miljö kvalitetsnormer som anger vilka krav som ska gälla för vattenområdet vid slutet av en förvaltningscykel. Miljö kvalitetsnormen för Örnsköldsviksfjärden och Dekarsöfjärden är "god" status, som skall uppnås senast 2021.

Vattenmyndighetens åtgärdsförslag för Örnsköldsviksfjärden är följande: *"Övergödning av vattenmiljön har flera effekter och det kommer att kräva flera åtgärdsinsatser under en längre tid innan vattenförekomsten uppnår god ekologisk status. Det är därför tekniskt omöjligt att åtgärdernas effekt uppnås till 2015. Övergödningens problemen kan förstärkas av de fysiska förändringarna av vattenmiljön. För att de biologiska kvalitetsparametrar som påverkas av övergödning ska uppnå god status behövs stegvis kombinerade åtgärder. Arbetet med planering, genomförande av åtgärder och att åtgärdens effekt uppnås kommer att ta tid, och därför har vattenförekomsten fått tidsfrist till 2021. Gemensamma internationella minskningar av näringsämnestillförseln har stor betydelse för att minska påverkan på de svenska kustvattnen"*.

För att minska belastningen av växtnäringssämnen på Dekarsöfjärden föreslår Vattenmyndigheten: *"miljöersättning till ekologisk odling och extensiv vallodling i avrinningsområdet"*.

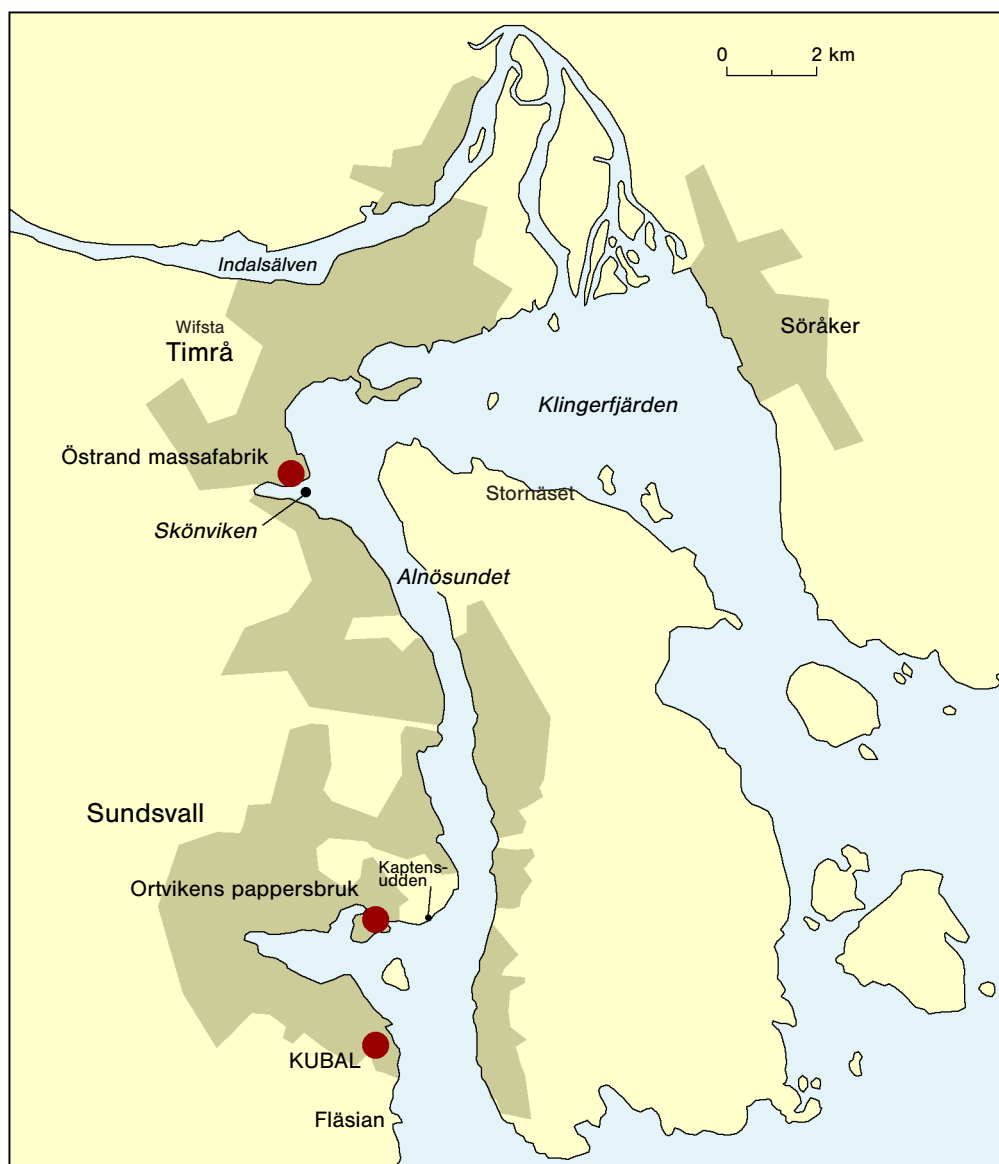
Östrands massafabrik

Motiven för valet av fabriken

Östrands massafabrik vid Klingerfjärden i norra Sundsvallsbukten har valts som exempel på ett bruk beläget i ett slutet älvmynningsområde. Sundsvallsbukten är ett av de mest industriexploaterade områdena i Sverige. Den har under lång tid varit belastad med utsläpp från en stor koncentration av massaindustrier, pappersbruk och träbearbetande industrier sedan industrialismens genombrott. Kemisk industri och aluminiumsmältverk lokaliserades till Sundsvallsbukten på 1940-talet och resulterade i utsläpp av miljöfarliga ämnen samtidigt som befolkningskoncentrationen ledde till stora utsläpp av orenat sanitärt avloppsvatten. Vidare har älvarna Indalsälven och Ljungan tillförts föroreningar från punktkällor och utlakning från omgivande marker vilket bidragit till att påverka tillståndet i Sundsvallsbukten.

Lokalisering

Östrands massafabrik är belägen vid Klingerfjärdens västra strand i nordvästra delen av Sundsvallsbukten (figur 52). Det finns ytterligare en skogsindustri, Ortvikens pappersbruk, lokaliserad till södra delen av Alnösundet. Tidigare fanns även en sulfatfabrik i Wifstavarv och en sulfitfabrik i Fagerviken men dessa är numera nedlagda.



Figur 52. Lokaliseringen av Östrand massafabrik i norra delen av Alnösundet i nordvästra Sundsvallsbukten.

I den norra delen av Klingerfjärden mynnar Indalsälven via ett delta. Indalsälven avvattnar ett av stort avrinningsområde och har ett medelflöde på knappt 400 m³/s. Klingerfjärden har två relativt smala och grunda öppningar medan det maximala djupet inne i fjärden uppgår till drygt 50 m.

Morfometriska och hydrologiska data presenteras i tabell 8. En relativt stor vattenvolym i kombination med liten bredd i sundöppningarna gör att den stora älv tillrinningen till trots så är den beräknade vattenomsättningen relativt långsam (25 dygn).

Tabell 8. Morfometriska och hydrologiska data över recipienten till Östrand massafabrik

area (km ²)	34
medeldjup (m)	14
maximidjup (m)	52
andel ackumulationsbotten (%)	31
sötvattentillrinning (m ³ /s)	386
vattenutbytestid (dygn)	25

Produktion och utsläpp

Östrand massafabrik togs i drift 1932 och byggdes 1936 ut till en årsproduktion av 140 000 ton, vilket gjorde den till Europas största sulfatmassafabrik. Den tillståndsgivna produktionen uppgår idag till 550 000 ton blekt sulfatmassa och 110 000 ton CTMP-massa per år. Blekeriet byggdes

om till ECF-blekning 1991 och sedan 1995 produceras enbart TCF-massa. Blekningen sker med hjälp av syrgas, väteperoxid och ozon.

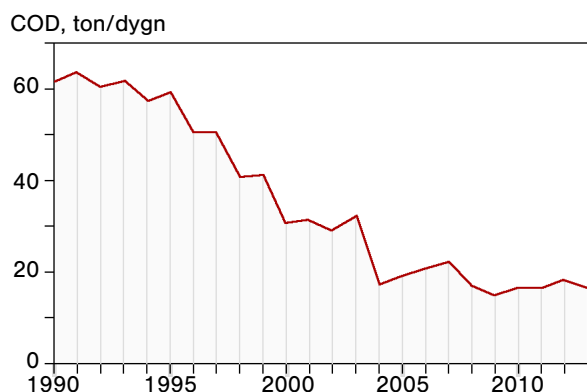
Från början av 1990-talet fram till och med 2003 behandlades ett delflöde från sulfatfabriken, bestående av industninskondensat, och huvuddelen av blekerifiltratet i en mindre bioreningsanläggning. Resten av sulfatfabrikens avloppsvatten avleddes via sedimenteringsbassänger till recipienten. Avloppsvattnet från CTMP-tillverkningen behandlades från 1987 fram till och med 2003 i en extern biologisk anaerob/aerob reningsanläggning. Därefter blandades avloppsvattnen från de båda fabrikena innan de leddes ut i norra delen av Alnösundet.

Under perioden 1995–2002 genomfördes ett antal såväl interna som externa åtgärder i fabriken, bl.a. slutning av blekerierna och utbyggnad av en ny biologisk reningsanläggning. Sedan februari 2004 renas avloppsvattnet från sulfatfabriken och CTMP-fabriken i en gemensam s.k. multibioanläggning.

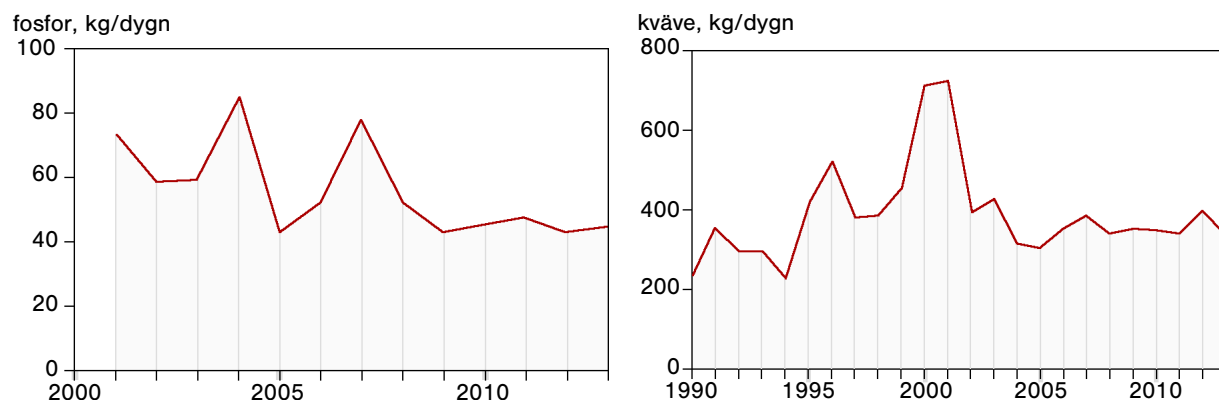
En ny sodapanna togs i drift 2006 för en produktion av 575 000 ton massa per år men kan byggas ut till en maximal kapacitet på 850 000 ton/år. Bolaget har i december 2014 lämnat in en ny tillståndsansökan för produktion av 1 100 000 ton ECF-blekt sulfatmassa.

Under perioden 1946–1983 var en klor-alkalifabrik lokaliserad till Östrand med följd att kvicksilver och HCB släpptes ut i Alnösundet och Klingerfjärden.

Sedan den nya reningsanläggningen togs i drift har utsläppen av COD legat på nivån 17 ton/dygn samt kväve och fosfor på nivån 400 kg respektive 50 kg/dygn (figur 53, 54). Utsläppen av COD har reducerats med ca 70% sedan början av 1990-talet.



Figur 53. Utsläpp av COD 1990–2013 från Östrands massafabrik.



Figur 54. Utsläpp av fosfor och kväve från Östrands massafabrik.

Recipientdata

AVLOPPSVATTNETS SPRIDNING OCH UTSPÄDNING

Sundsvallsbukten skiljer sig från alla andra vikar längs Bottniska vikens kust genom att den är störst till ytan och har den största sötvattentillrinningen, via Indalsälven och Ljungan. Det stora sötvattenutflödet via älvarna ger under större delen av året en markerad salthaltsskiktning i de inre fjärdarna med ett kraftigt utsötat ytskikt (0–3 promille salthalt) av 1–3 meters tjocklek.

I den inre delen av Sundsvallsbukten ligger Alnön. Innanför Alnön ligger Alnösundet, dit huvuddelen av avloppsvattnet transporteras. Alnösundets djup i norra delen uppgår till 30–35 m och i södra delen till 60 m. I sundet finns två trösklar med 24 m respektive 26 m djup.

Alnösundet övergår i norra delen, vid Timrå, till Klingerfjärden där Indalsälven mynnar (figur 52). Indalsälven har en medelvattenföring på 400 m³/s. Indalsälvens vatten transporteras till största delen genom Alnösundet och därefter längs södra kusten och vidare ut mot öppna havet medan en mindre del av älvens vatten passerar genom Klingerfjärden. Fjärden har ett maximalt djup av 56 m och fjärden begränsas av en tröskel nordost om Alnön med ett tröskeldjup på 12–14 m och en tröskel i väster mot Alnösundet som ligger på 18 m djup. Den utgör primärrecipient till Östrands massafabrik. I Alnösundets södra del ligger Sundsvallsfjärden. De dominerande utsläppskällorna i form av industrier och kommunala reningsverk framgår av figur 52.

SEDIMENT

Förekomsten av fiberbankar i Klingerfjärden undersöktes i fiberbanksprojektet (Apler m.fl., 2014). Utanför Östrands kaj och i Skönviken väster om fabriken återfanns fiberbankar och fiberrika sediment.

MILJÖFARLIGA ÄMNEN

Inom fabriksområdet och i den närliggande Skönviken förekommer jordmassor och sediment som är kontaminerade med kvicksilver och klorerade föreningar från den nedlagda kloralkalifabriken. De totala utsläppen av kvicksilver till Sundsvallsbukten under 1900-talet har beräknats variera mellan 50 och 80 ton.

Sammanfattningar av miljötillståndet i Sundsvallsbukten har gjorts av Landner (1990) och Grahn m.fl. (2005). Landner (1990) redovisade sedimentundersökningar i Sundsvallsbukten som gjordes 1988 och 1990, där halter av olika ämnen/ämnesgrupper mättes i sediment. Undersökningarna fortsatte 1991 och 1992 (Sangfors, 1991; Sangfors, 1992). Analyser gjordes med avseende på följande ämnen/ämnesgrupper:

- Metaller (As, Pb, Cd, Co, Cu, Cr, Hg, Mn, Ni och Zn).
- Extraherbar organisk klor (EOCl).
- Polycykliska aromatiska kolväten (PAH).
- Polyklorerade bifenyler (PCB), pentaklorbensen, hexaklorbensen, oktaklorstyren, pentaklorisanol, aldrin, dieldrin, lindan, DDT samt polyklorerade dibensodioxiner och dibensofuraner

Sedimentundersökningarna visade, att höga halter av kvicksilver och tydligt förhöjda halter av kadmium förekom i Skönviksområdet och angränsande områden i norra och södra Alnösundet, samt i västra Klingerfjärden. Vid Skönvik var halterna upp till 130 mg Hg/kg ts. Halterna i detta område var i regel högst i ytsedimenten, medan de kvicksilverkontaminerade sedimenten överlagrats i andra delar av sundet. I medeltal var halterna i Sundsvallsbukten 1,5–5,6 mg/kg ts. Bakgrundshalten i Bottenhavet anses ligga något över 0,1 mg/kg ts.

För övriga metaller förelåg bara små avvikelser från bakgrundsvärdena med undantag för Skönviksområdet där kadmiumhalterna var starkt förhöjda.

Flertalet analyserade organiska miljöfarliga ämnen förelåg i förhöjda koncentrationer i sedimenten i Skönviken. Detta gällde PCB samt DDT, aldrin, dieldrin och lindan. Hexaklorbensen (HCB) analy-

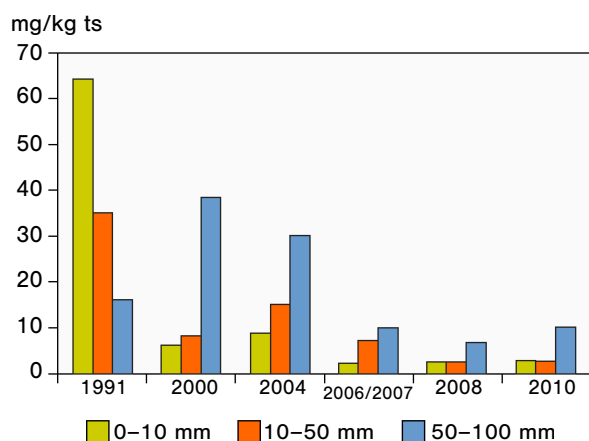
serades 1988 i 16 ytprover (0–1 cm). I sju av provpunkterna var HCB-halterna över detektionsgränsen och medelhalten i ytskiktet (0–1 cm) var 16 µg HCB/kg ts.

Halterna av skogsindustrirelaterade klororganiska ämnen (AOX, EOCl) var förhöjda närmast fabriken i Östrand. Genom utbyte av elementärt klor 1994 i blekeriet till klordioxid och senare väteperoxid och ozon eliminerades utsläppen av denna ämnesgrupp.

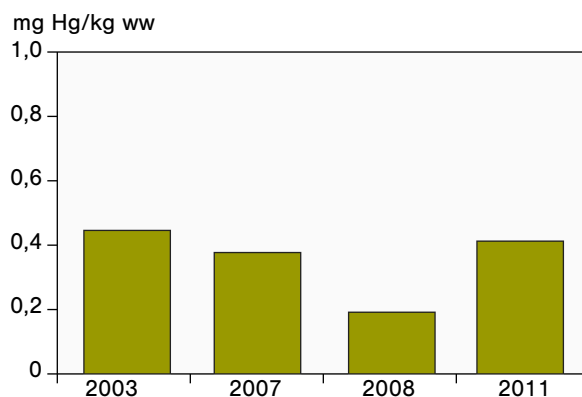
År 2000 utfördes ytterligare sedimentprovtagningar i Skönviken (VBB VIAC 2001a) för analys av kvicksilver PAH och PCB. Målsättningen var att undersöka om man kunde se någon minskning av sedimentens halter av miljöfarliga ämnen jämfört med tidigare undersökningar. Resultaten visade, att ytsedimentens halter i vissa fall var höga, men att de sjunkit signifikant sedan tidigare undersökningar. Reduktionen uppgick till i genomsnitt ca 80% (range 45–98%) mellan 1990/91 och 2000, vilket kan förklaras av översedimentering med nytt material. Sedimenttillväxten har uppmätts till cirka 5 mm/år (SCA, 2009).

Som exempel redovisas i figur 55 kvicksilverhalten vid en station i Skönviken 1991–2010 på tre olika djupnivåer i sedimenten.

Även för kvicksilverhalter i fisk (abborre) finns en tidsserie (figur 56) som visar på stabila nivåer kring 0,4 mg/kg vv i fisk av konsumtionsstorlek (trehundragrams; omräknat från data i SCA, 2011). Noterbart är också att trots att halterna i sediment historiskt varit extremt höga så har halterna i fisk aldrig varit särskilt höga. Uppenbarligen finns det en eller flera omgivningsfaktorer som hämmar metyleringen av det oorganiska kvicksilvret i sediment från Klingerfjärden.



Figur 55. Kvicksilverhalten på olika djupnivåer i sedimenten (0–10 mm, 10–50 mm, 50–100 mm) från station 25 i Skönviken 1991–2010 (Från Ljungberg, 2011).

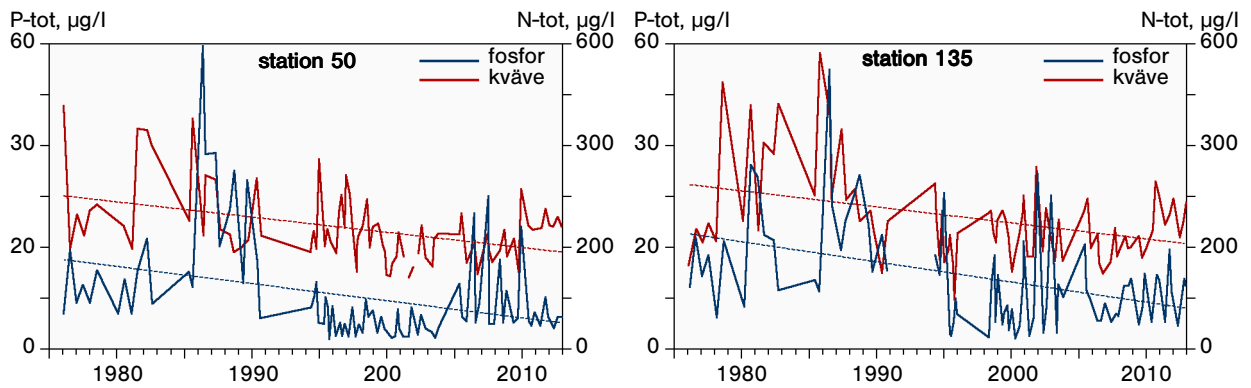


Figur 56. Tidsutveckling för halter av kvicksilver i abborre från Skönviken. Data från SCA (2011). Halterna är normerade till fisk av trehundragrams storlek enligt Meili *et al.* (2004).

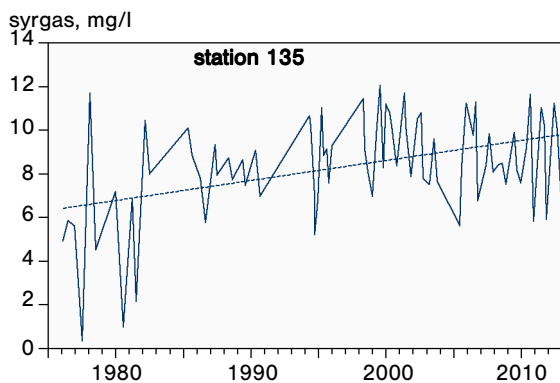
VATTENKVALITET

I Sundsvallsbukten genomförs recipientkontroll på sju stationer fyra gånger per år. I figur 57 redovisas halten kväve och fosfor på en station i Klingerfjärden i Indalsälvens mynningsområde (stn 50) samt på en station belägen i Alnösundet ca två km söder om Östrands massafabrik (stn 135) under perioden 1976–2012 (Grotell & Tana, 2014).

Som framgår var halterna av fosfor och kväve något högre under 1970- och 1980-talet jämfört med de senaste två decennierna, då låga halter registrerats i recipienten. Görs en sammanvägd statusbedömning av närsalter för samtliga provtagningsstationer 2011–2013 klassificeras statusen som "god-hög".



Figur 57. Halten fosfor (blå linje) och kväve (röd linje) på en station i Klingerfjärden (stn 50) och på en station i Alnösundet (stn 135) ca 2 km från utsläppspunkten vid Östrands massfabrik 1976–2012.



Figur 58. Syrgashalten i bottenvattnet i Alnösundet ca 2 km från Östrands massfabrik 1976–2012.

I figur 58 redovisas syrgashalten i bottenvattnet på 34 m djup på den station som ligger närmast utsläppspunkten från Östrands massfabrik. Som framgår var halterna låga i slutet av 1970-talet och början av 1980-talet, men har därefter stigit till en hög och relativt stabil nivå. Utifrån dessa senare data klassas statusen som ”god”. Även siktdjupet uppvisar ”god” status.

MAKROVEGETATION

I augusti 1989 gjordes en kartläggning av växtsamhällena på grundbottenarna i Sundsvallsbukten då 36 stationer längs stränderna inventerades av dykare (Rosemarin, 1990). Under augusti 2009 upprepades undersökningen på 19 stationer (Länsstyrelsen Västernorrland, 2010).

Vid 1989 års undersökning var artantalet litet med några dominerande arter. Den helt dominerande algarten i praktiskt taget hela bukten var grönslick, som växte i frodiga bestånd ned till ett djup av ca tio meter i buktens östra och södra delar. I mellersta delen nådde grönslickszonen ner till ca tre meter och i de innersta delarna ned till en meter. Endast i två områden saknades grönslick, dels i den förorenade Skönviken, dels utanför avloppsreningsverket Fillan. Den rika förekomsten av grönslick indikerade en förhöjd belastning av fosfor.

Blåstång saknades i hela inre Sundsvallsbukten och spridda tångruskor började uppträda först i buktens yttre delar vid Åstön. Orsaken till att blåstången saknades var de alltför låga salthalterna i ytvattnet inne i bukten. Det krävs en varaktig salthalt på minst fyra promille för att blåstång skall kunna kolonisera hårbottenarna.

Utbredningen av blåstång styrs även av andra faktorer som ljus-, is-, vind- och vågpåverkan. Blåstången har också visat sig känslig för klorat som vid tiden för undersökningarna släpptes ut från Östrands massfabrik. Det bedömdes dock inte sannolikt att kloratutsläppen varit orsak till avsaknaden av blåstång, då tång inte heller förekom på områden långt från kloratutsläppen (Rosemarin, 1990).

Vid inventeringen 2009 konstaterades liksom 1989 att artantalet var litet med få dominerande växtarter. Endast vid en av stationerna i inre Sundsvallsbukten förekom blåstång.

Vidare konstaterades vid inventeringen 2009 att den trådiga grönalgen *Ulothrix* saknades. Denna algart liksom grönslick indikerar näringsrikedom och förekom på samtliga stationer 1989.

Vid inventeringen 2009 bedömdes det inte vara möjligt att göra någon statusklassning av makrovegetationen då stationerna inte uppfyllde kriterierna på tillräckligt stort djup av transekterna, bottensubstratets karaktär samt tillräckligt hög salthalt. I stället gjordes en s.k. naturvärdesbedömning varvid man kom till slutsatsen att stationerna i Sundsvallsbukten representerade ett lågt till tillfredställande naturvärde. Det konstaterades också att bedömningarna var svåra att göra på grund av sötvattenutflödet och bottensubstratens sammansättning. I områden med helt utsötat vatten och hårda bottnar är förutsättningarna dåliga för makrovegetation och varken kärleväxter eller makroalger har förutsättningar att etablera sig och växa.

BOTTENFAUNA

I Sundsvallsbukten har bottenfauna undersökts sporadiskt från 1930-talet fram till 1970-talet då mer kontinuerliga undersökningar startade. Resultaten fram till 2003 har utvärderats av bl.a. Landner (1990) och Grahn m.fl. (2005).

Under 1960- och 1970-talet var bottenarna belastade med organiskt material. Den makroskopiska bottenfaunan var utslagen i stora områden. Detta gällde delar av Alnösundet, Skönviksområdet och delar av Klingerfjärden, Svartviksfjärden, södra delen av Draget samt Sundsvallsfjärden.

Under 1970- och 1980-talet skedde en successiv förbättring såtillvida att bottenfauna koloniserade tidigare "döda bottnar". Av de provtagningspunkter som undersöktes år 1974 saknade 34% bottenfauna, en andel som minskade till 6% år 1988.

Sedan år 1988 har undersökningarna av bottenfaunan i Sundsvallsbukten fortsatt med årliga provtagningar vid 15 stationer, respektive var femte år vid ett hundratal stationer. Inga stora förändringar har skett. Vissa år har förbättringar noterats medan försämringar tycks ha skett andra år. Sedan början av 2000-talet har undersökningarna visat att ytsedimenten i samtliga prov varit oxiderade och att ansträngda syreförhållanden således inte förekommit.

Resultaten från undersökningarna åren 2002 och 2003 visade att bottenfaunan var extremt art- och individfattig. Av totalt 107 undersökta stationer år 2002 erhöles färre än tio djur per bottenhugg på 32 stationer, medan fler än 100 djur påvisades vid 21 stationer. Vanligast förekommande arter var östersjömussla och vitmärla som erhöles vid 77% respektive 61% av stationerna. Relativt vanliga var även skorv och *Marenzelleria sp.* som konstaterades vid 45% respektive 37% av stationerna. Av olika botten djur i redovisade artlistor noterades som högst sju arter/artgrupper vid en station.

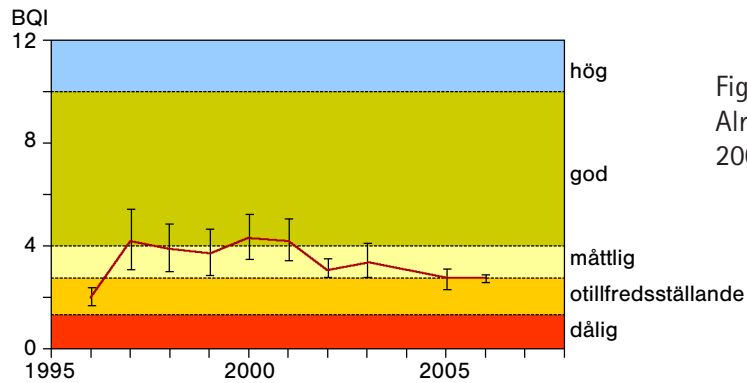
År 2002 saknades makroskopisk fauna vid tre stationer i Klingerfjärden, vilket var färre än vad som registrerats tidigare år. Denna relativt isolerade vik är sannolikt ett naturligt sedimentationsområde för Indalsälvens vatten då det når Klingerfjärden. Undersökningar har visat att sedimenttillväxten i genomsnitt är ca fem mm per år.

År 2003 påvisades fauna vid samtliga 15 stationer som undersöktes detta år. Endast en art påträffades vid ett antal stationer. Havsborstmasken *Marenzelleria sp.* förekom sporadiskt vid stationerna norr och söder om Alnösundet.

Sammanfattningsvis förekommer bottenfaunan i Sundsvallsbukten i 10 till 100 gånger lägre individtäthet och biomassa än vad som normalt påträffas vid stationer längre ut i Bottenhavet.

För perioden 1996–2006 har en statusbedömning gjorts av länsstyrelsen. Statusen för Alnösundet har under perioden varierat mellan "otillfredställande" till "god", med en tydlig försämring sedan 2001 (figur 59).

För Klingerfjärden, som representerar Indalsälvens mynningsområde, varierade statusen 1996–2006 från "dålig" till "god". För perioden 2009–2013 har statusen för Alnösundet och Klingerfjärden varit "måttlig" respektive "otillfredställande".



Figur 59. Statusklassning av bottenfaunan i Alnösundet 1996–2006 (Efter Länsstyrelsen, 2008).

Fisk

Hälsotillstånd

Undersökningar av fiskars hälsa och fortplantning i Sundsvallsbukten sammanfattas i Grahn m.fl. (2005). Efter en mindre studie 1992, då abborrar insamlades för analys av s.k. DNA-addukter, genomfördes ett större projekt 1994 (Ericson m.fl., 1996). Gädda och abborre samlades in från fyra lokaler i en gradient söderut från Sundsvalls stad. Avståndet mellan gradientens ändpunkter var ca 25 km. Insamlingen gjordes under oktober månad. Som fjärreferens användes Kvädöfjärden i Gryts skärgård. Antalet fiskar som fångades var genomgående lågt. Det högsta antalet gäddor var fem. Abborrfångsterna var något större, men materialet var ändå för litet för flertalet analyser, särskilt de morfometriska måtten.

Vikt/åldersförhållandet för abborre avvek mellan stationerna. De fiskar som fångades närmast Sundsvall hade haft en långsammare tillväxt. Inga signifikanta skillnader förelåg i Cf eller LSI inom gradienten. Trots att det inte kunde visas några signifikanta skillnader i GSI, ansåg man att fortplantningen var störd som en sekundär effekt av den långsamma tillväxten. Den histopatologiska undersökningen indikerade leverskador på de nordligaste stationerna. DNA-addukt förekomsten var förhöjd i de inre delarna av gradienten.

Slutsatserna var, att det förelåg allvarliga störningar på åtminstone abborre i Sundsvallsbukten, och att avvikelserna följde gradienten.

En liknande undersökning genomfördes 1998 (Ottosson & Härdig, 1999). Antalet fiskar som undersöktes var fortfarande litet för vissa analyser, men dock större än vid den tidigare studien. Förutom de vanliga morfometriska måtten och en histopatologisk leverundersökning gjordes en analys av östradiol i plasma. Som ett mått på exponering för skogsindustriellt avloppsvatten analyserades extraktivämnen i galla.

Tillväxtskillnaderna var små inom Sundsvallsbukten. Den snabbaste tillväxten förelåg i referensområdet Gaviksfjärden. Inga skillnader förelåg i GSI i Sundsvallsbukten. Däremot avvek referensområdet med signifikant lägre GSI jämfört med ett av områdena i bukten. För östradiol, LSI och CF förelåg inga signifikanta skillnader. Vissa skillnader i leverhistopatologi kunde registreras, men det bedömdes att eventuella samband behövde utredas ytterligare.

Analysen av extraktivämnena i galla visade inga signifikanta avvikelser, delvis beroende på stor spridning, vilket indikerade att individerna inte exponerats på likvärdigt sätt. Sammantaget gav undersökningen 1998 inte stöd för att fisken i Sundsvallsbukten påverkats av toxiska eller hormonellt aktiva ämnen i sådan utsträckning, att hälsa och fortplantning störs.

En förnyad studie av abborrens fortplantning och hälsotillstånd gjordes 2003 (Härdig & Ottosson, 2004). Sex områden besöktes, med en referenslokal. Jämfört med undersökningen 1998 mättes ett antal biomarkörer som beskriver syreupptagningsförmåga och immunförsvar. Vidare gjordes analyser av kvicksilver och klorerade ämnen samt insamlingar för DNA-adduktanalys.

Endast en avvikelse (LSI mellan två områden) noterades när GSI, LSI och CF jämfördes mellan lokalerna. Tillväxt och könsognadsgrad undersöktes i två områden, Wifsta och Stornäset. Inga signifikanta avvikelser förelåg vad gällde tillväxten. Analysen av könsognadsgrad försvårades av ett för litet fiskmaterial varför inga säkra jämförelser kunde göras. Andelen köns mogna honor tycktes dock vara högre vid Wifsta.

Syreupptagningsförmågan bedömdes som normal. Analysen av den vita blodcellsbilden visade att fiskarna från Fläsian i södra Alnösundet hade lägre antal lymfocyter. Detta tolkades som ett hämrat immunförsvar. Vitellogeninhalten i plasma hos hanar var något förhöjd inne i Sundsvallsbukten. Avvikelsen var dock liten och halterna bedömdes genomgående vara normala.

Sammanfattningsvis gav studierna inga tydliga stöd för att fisken i Sundsvallsbukten påverkats av toxiska eller hormonellt aktiva ämnen (Grahn m.fl., 2005). Den generella bilden var att avvikelserna var små mellan undersökningsområdena och att det inte kunde påvisas några tydliga och tolkningsbara effekter på fisk orsakade av utsläpp från Östrandens massafabrik eller annan industriell verksamhet i anslutning till Sundsvallsbukten.

Bestånd och rekrytering

Det första provfiske som gjorts i Sundsvallsbukten genomfördes sommaren 1981 (Hansson, 1982). Tio områden, vari ingick närområdena till massafabrikerna i Vivstavavav, Östrand, Ortvik och Svartvik (nedlagd fabrik i södra Alnösundet) samt metallindustrin Gränges Aluminium (nuvarande Kubal), undersöktes. Fångsterna dominerades av sju arter: strömming, sik, mört, abborre, gers, storspigg och hornsimpa. Kallvattenarterna visade inga tydliga samband i täthet med närheten till industriutsläppen. En överrepresentation av mört och gers förelåg nära fabrikerna, vilket tolkades som en effekt av eutrofiering orsakad av utsläppen.

Nästa mer omfattande provfiske genomfördes 1998 utanför Fläsian, Kaptensudden, Skönvik och Hörningsholm med Gaviksfjärden som referensområde (Ottosson & Härdig, 1999). Då endast en nätstation fiskades per område gav resultaten inte tillräckligt underlag för fördjupad analys av lokala skillnader. Undersökningen gav dock en bild av det fiskesamhälle som vid denna tid uppträdde på grunt vatten i Sundsvallsbukten.

I Alnösundet dominerade abborre, mört och gers och det förelåg likheter med den undersökning som gjordes 1981. Relationen mellan mört och abborre anses kunna spegla hur påverkat ett område är av övergödning. En kvot i närheten av 1 indikerar normala förhållanden, medan stark övervikt för mört kan vara en effekt av övergödning. Ofta ser man ett tydligt negativt samband mellan siktdjup och mört dominans (Sandström & Neuman 2003).

Vid undersökningen 1981 var kvoten mört/abborre tämligen hög på en av lokalerna, stationen omedelbart utanför Ortvik. År 1998 var kvoten mellan mört och abborre 1,0 vid Fläsian, 3,4 vid Kaptensudden, 1,7 vid Skönvik, 0,6 vid Hörningsholm samt 0,5 i referensområdet Gaviksfjärden. Detta antydde, att det fortfarande fanns en måttlig eutrofiering åtminstone i vissa delar av bukten. Resultaten från närsaltsövervakningen gav dock inte några klara bevis för att området generellt sett är påverkat av övergödning.

Åldersfördelningarna hos abborre överensstämde väl för stationerna i Sundsvallsbukten, medan Gaviksfjärden avvek. I bukten dominerade två, fyra och tio år gamla fiskar. Den anmärkningsvärt höga andelen tioåriga fiskar visade, att den mycket goda årsklass som föddes 1988 hade en stark position i bestånden. När årsklassmönstren jämfördes med data från övrig kustfiskövervakning i referensområden i Bottniska viken (Ådjers m.fl., 2001) fann man, att lokalerna i Sundsvallsbukten överensstämde väl med Holmöarna och Finbo. Årsklasserna födda 1988 och 1994 var starka i samtliga områden, medan 1993 var svag. Den skillnad som fanns mellan bestånden i Gaviksfjärden och de som lever i Sundsvallsbukten visade, att det måste finnas grundläggande olikheter i lek- och uppväxtmiljöer mellan områdena och att Gaviksfjärden avviker från det normala mönstret. Resultaten visade sammanfattningsvis att det 1998 fanns tecken på gödnings effekter på fiskfaunan i Sundsvallsbukten. Eftersom fisksamhället endast uppvisade svaga lokala gödnings effekter har inget provfiske därefter genomförts.

Ekologisk och kemisk status samt Miljö kvalitetsnorm

Enligt vattenmyndigheten är den ekologiska statusen för vattenförekomsten Sundsvallsbukten "måttlig" och miljö kvalitetsnormen är satt till "god" ekologisk status som skall uppnås 2021.

Vid en genomgång av de biologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna bygger klassningen på följande resultat: växtplankton, näringsämnen, syrgas och siktdjup uppvisar "god-hög" status. Makrovegetation, bottenfauna och särskilt förorenande ämnen uppvisar "måttlig" status och är således utslagsgivande för klassningen. Som tidigare framgått uppfyller inte inventeringen av makrovegetation bedömningsgrundernas kriterier för statusklassning och kan således inte användas beroende på djupförhållanden, bottensubstrat och salthalt. Trots detta bedöms statusen som "måttlig".

Bottenfaunans status klassas också som "måttlig". Anledningen är, att tätheten av vitmärta var låg samt att den invandrade havsborstmasken *Marenzelleria sp.* dominerade i bottenfaunasamhället. Dessa sentida förändringar har varit ett storskaligt fenomen i Östersjöns kustområden och kan således inte tillskrivas utsläppen från fabriken eller andra punktkällor i Sundsvallsbukten.

Resultaten av bottenfaunaundersökningarna visar också hur svårt det kan vara att tolka resultat i komplexa miljöer. Låga tätheter av fauna i älvmyrningar kan bero på naturligt ogynnsamma förhållanden. I områden som Sundsvallsbukten kan en bidragande orsak till låga artantal och tätheter också ha varit en kombination av ogynnsam salthalt och rester från tidigare utsläpp. Dessutom varierar förhållandena på många bottenar från år till år beroende på strömmar och varierande sedimentation av organiskt material. Vilken eller vilka av dessa faktorer som har haft störst betydelse för statusbedömningen är svårt att fastställa, men de har sannolikt påverkat miljöstatusen negativt.

Efter en tydlig förbättring sedan 1960-talet har inga tydliga positiva trender observerats hos bottenfaunan de senaste 25 åren, trots att stora utsläppsbegränsningar åstadkommit. Statusbedömningarna försvåras av att man inte vet om faunan nått ett för habitatet naturligt tillstånd, eller om det finns andra samhällspåverkande faktorer som vi saknar tillräcklig kunskap om.

Det kan också ifrågasättas om det finns statistiska förutsättningar för att göra relevanta klassificeringar av status på grundval av resultaten från bottenfaunaundersökningarna i Sundsvallsbukten. Den extremt individfattiga faunan medför att endast enstaka djur erhålls vid vissa stationer. Om en art kommer med i provet eller inte kan i denna miljö bero på slumpen vid provtagningstillfället. Den efterföljande beräkningen av index och tillståndsklassificeringen kan därför också påverkas av slumpen. Om exempelvis statusen vid en station klassas som "god" ett år men som "dålig" ett påföljande år, kan detta tolkas som att en miljö störning inträffat. I själva verket kan miljöförhållanden ha varit konstanta men olika arter har råkat komma med i proven.

Vad gäller särskilt förorenande ämnen baseras klassningen "måttlig" på analyser av sediment med avseende på halterna arsenik, koppar, PCB och dioxiner. Bedömningen utgår från gränsvärden i de norska bedömningsgrunderna eftersom inga svenska gränsvärden finns fastställda. De förhöjda halterna av arsenik och koppar kan troligen tillskrivas läckage från tidigare deponerad kisaska och har ingen koppling till massafabrikens utsläpp eller annan pågående industriverksamhet.

Vad gäller den kemiska statusen uppnås ej "god" status. Bedömningen är en s.k. expertbedömning och grundar sig i huvudsak på uppgifter i länsstyrelsens MIFO-databas, vilka berör gamla förorenade markområden från nedlagda verksamheter.

Möjligheterna att genom verk samma åtgärder vid Östrands massafabrik nå miljö kvalitetsnormen "god" ekologisk status för Sundsvallsbukten 2021 torde mot bakgrund av ovanstående redovisning vara mycket begränsade.

Iggesunds bruk

Motiven för valet av fabriken

Iggesunds bruk valdes för studien eftersom bruket har en sluten kustrecipient vilket möjliggör analyser av återhämtning efter tidigare kraftig belastning av organiskt material och övergödning. Recipientens karaktär, som en relativt djup tröskelfjärd, ger förutsättningar för principiellt intressanta analyser. Dessutom har undersökningar av fortplantning hos abborre visat på effekter, som motiverade myndigheterna att ställa långtgående krav på rening vid prövning av tillstånd i Miljödomstolen 2003. Efter överklagande av Miljödomstolens dom fastställdes nya gränsvärden för COD och närsalter. Gränsvärdena kunde inte nås med åtgärder i den befintliga bioreningsanläggningen, utan den lösning som kvarstod, och som bruket sedan genomförde, var kemisk flotation av avloppsvattnet. Bruket hade dock redan innan ansökan behandlades i domstolen inlett, och därefter också genomfört, ett internt åtgärdsprogram som inneburit minskad miljöbelastning.

Lokalisering

Iggesunds bruk är beläget vid ett avskärmat skärgårdsområde av Hälsinglands Bottenhavskust. Recipienten utgörs av ett system av trånga fjärdar: Byfjärden, Iggesunds fjärden och Gårdsfjärden. Fjärdarna är avskilda mot utanför liggande skärgård med en "tröskel" vid Dukarsundet (figur 60). Uttalade vertikala skiktningar förekommer av vattenmassan i fjärdarna p.g.a. skillnader i salthalt och temperatur.

I Iggesunds fjärden mynnar ett av Delångersåns två utlopp i havet. Delångersån avvattnar Dellensjöarna och vattenflödet är reglerat. Normal vattentappning vid Iggesund är 15–20 m³/s, vilket



Figur 60. Recipienten till Iggesunds bruk samt referensområdet i Norbergsfjärden.

är större delen av det totala flödet i ån. Bruket tar sitt råvatten från ån, 1–2 m³/s.

Gårdsfjärdens geomorfologiska form av en bassäng skapar ett estuarium där sött vatten möter salt och där det råder gynnsamma förutsättningar för sedimentation av finmaterial. Arealen ackumulationsbotten upptar drygt hälften av den totala bottenarealen. Vattenomsättningstiden är 12 dygn, dvs intermediär.

Morfometriska och hydrologiska data ges i tabell 9.

Tabell 9. Morfometriska och hydrologiska data över recipienten till Iggesunds bruk.

area (km ²)	4
medeldjup (m)	6
maximidjup (m)	18
andel ackumulationsbotten (%)	56
sötvattentillrinning (m ³ /s)	10
vattenutbytestid (dygn)	12

Produktion och utsläpp

Vid Iggesunds bruk tillverkas blekt sulfatmassa vid en barrvedslinje och en lövvedslinje. Huvuddelen av massan används för integrerad produktion av kartong, medan en mindre del går till avsalumassa. Bolaget har tillstånd att producera 420 000 ton ECF-blekt massa och 400 000 ton kartong per år.

Uppströms Iggesunds bruk i Delångersån/Rolfstaån har det tidigare förekommit olika industriella aktiviteter, t ex hyttverksamhet, som belastat vattensystemet med främst metaller. Det har även funnits en cellulosaindustri vid Forsså Bruk, där det tillverkades slipmassa från 1868 till 1966 samt kartong och pappemballage från 1920 till 1983. Förutom utsläpp av organiskt material och närsalter skedde även utsläpp av bl.a. kvicksilver och PCB från dessa anläggningar.

I tabell 10 sammanfattas de förändringar och åtgärder vid Iggesunds bruk som har haft störst betydelse för tillförseln av föroreningar till recipienten.

Tabell 10. Förändringar och åtgärder av betydelse för utsläpp till vatten från Iggesunds bruk.

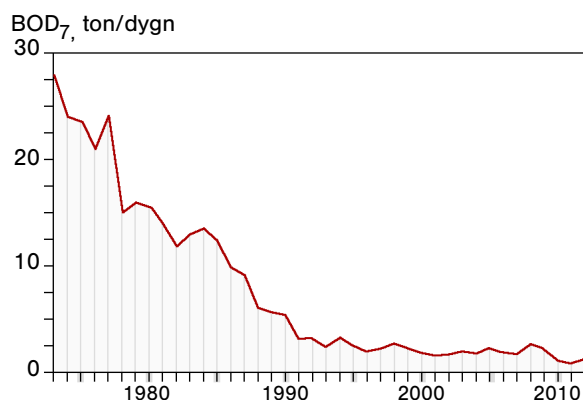
år	förändringar – åtgärder
1958	Nedläggning av träsliperi.
1967	Nedläggning av sulfitfabrik. Ombyggnad av sulfatfabrik.
1977	Installation av luftad damm.
1985	Muddring av luftad damm och installation av omrörare.
1986	Förbättrad styrning och minskad användning av blekkemikalier. Neutralisering av avloppsvatten. Förbättrad spillhantering. Anslutning av avlopp från talloljekokeri till luftad damm.
1988	Förbättrad spillhantering på barrvedslinje. Förbättrad styrning av blekkemikalietillsatser.
1990–91	Projektet "Sulfat 90". Omfattande ombyggnader, helt ny barrvedsmassalinje. Upphörande med klorblekning.
1992	Förbättrad spillhantering vid lövvedslinje. Utbyggnad av sileri vid KM2.
1994	Ombyggnad av sileri vid KM1.
1995	Installation av kemisk fällning för smetspill. Minskad förbrukning av bestrykningskemikalier.
1997	Förbättrad spillhantering vid mixeri. Överföring av lakvatten från deponi till luftad damm.
2009	Kemisk flotation av delar av processavloppsvattnet

Nedläggningarna av träsliperiet och sulfitfabriken vid Iggesunds bruk medförde en kraftigt minskad belastning av lättnedbrytbart organiskt material och närsalter på recipienten, även om det finns få data som kan visa detta. Bland de åtgärder som under de senaste decennierna har haft störst betydelse för att minska utsläppen vid Iggesunds bruk märks idrifttagande av luftad damm år 1977 samt de omfattande om- och nybyggnationer som skedde i samband med projektet "Sulfat 90". Sedan år 1990 avleddes allt avloppsvatten vid bruket till den luftade dammen. Från år 1991 används ingen elementär klor vid blekningen, som sker enligt sekvensen D (EOP) D D på barrvedslinjen samt enligt D (EOP) D (EP) D på lövvedslinjen.

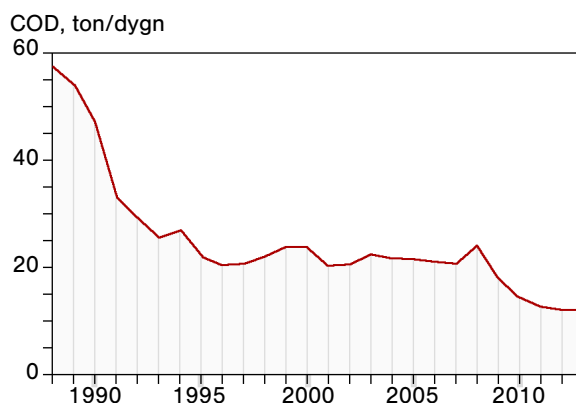
De olika förändringarna och reningsåtgärderna medförde markanta utsläppsminskningar under 1970–1990-talet. Utsläppen av syretärande substanser (BOD_7) var exempelvis i början av 1990-talet endast ca tio procent av utsläppen i början av 1970-talet. Efter att flotation infördes på delar av utgående avloppsvatten 2009 ligger BOD_7 -utsläppen på ca 1 t/dygn (figur 61).

Utsläppen av organisk substans, mätt som COD låg i slutet av 1980-talet på nivån 50–60 t/ dygn och har under de senaste åren legat på nivån ca 10 t/dygn (figur 62). Vid blekningen med klorat bildas, men genom ökad kloratreduktion i reningsanläggningen minskade utsläppen kraftigt från och med 1990.

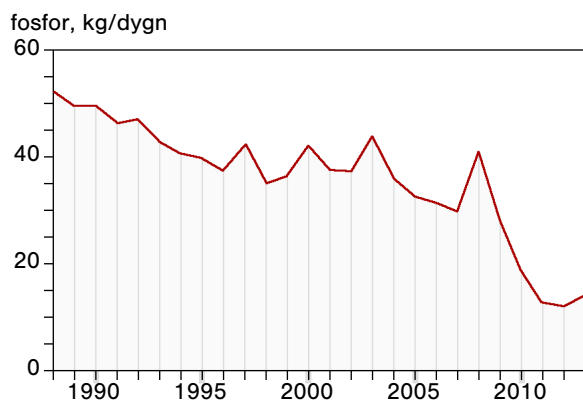
Utsläppen av fosfor och kväve låg på nivån 50 kg/dygn respektive 400–500 kg/dygn i slutet av 1980-talet och uppgår i dag till ca 10 kg fosfor och 200 kg kväve per dygn (figur 63, 64).



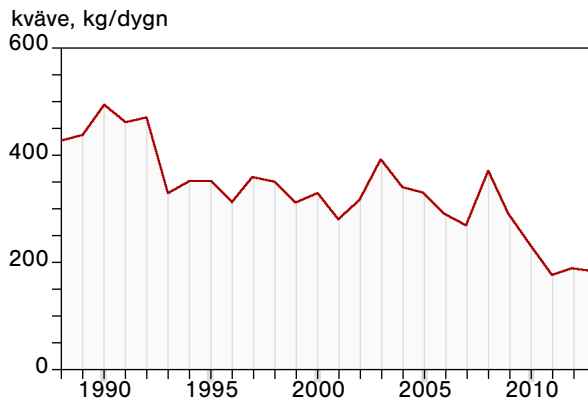
Figur 61. Utsläpp av BOD_7 från Iggesunds bruk under perioden 1988–2013.



Figur 62. Utsläpp av COD från Iggesunds bruk under perioden 1988–2013.



Figur 63. Utsläpp av fosfor från Iggesunds bruk under perioden 1988–2013.



Figur 64. Utsläpp av kväve från Iggesunds bruk under perioden 1988–2013.

Recipientdata

SPRIDNING OCH UTSPÄDNING AV AVLOPPSVATTEN

I samband med studier av fosforomsättningen i Gårdsfjärden gjordes modellberäkningar av vattenutbytet i recipienten (Karlsson & Malmæus, 2012). Med den så kallade saltutspädningsmetoden (Knudsen, 1900) beräknades vilket vattenutbyte med havet som erfordras för att vidmakthålla den salinitet som uppmäts i recipienten om sötvattentillförseln är känd. Den andra metoden som tillämpades var en regressionsmodell (Persson m.fl., 1994) som utgår från områdets topografiska öppenhet. Bägge metoderna gav en genomsnittlig uppehållstid på 12 dygn, motsvarande ett genomsnittligt flöde genom Dukarsundet på ca 20 m³/s.

Beroende på vattenflödet i Delångersån och genom Dukarsundet samt strömmar och den isbelagda periodens längd varierar vattenutbytet. Som exempel kan nämnas att den isbelagda perioden under 1980-talet var betydligt längre än under flera år på 1970-talet. De långvariga isläggningarna under många år på 1980-talet resulterade i att förhöjda färgtal och förhöjda halter av organiskt material kunde påvisas långt från utsläppspunkten under denna period.

SEDIMENT

Under 1970- och 1980-talet utfördes tre undersökningar av utbredningen av cellulosa-fibrer och svavelbakterier i Iggesundsfjärden och Gårdsfjärden. Svavelbakterierna visar om syrebrist råder i ytsedimenten. Syreförhållandena förbättrades under perioden vilket indikerades av att svavelbakterier påträffades vid 11 av 15 undersökta stationer 1971, men endast vid två av 15 stationer 1982.

Utsläppen av fibrer var omfattande under 1960-talet och tidigare. I början av 1970-talet kunde fibrer påvisas i sedimenten långt utanför Dukarsundet. Vid undersökningar genomförda 1977 (Lundberg & von Post, 1979) konstaterades att delar av Iggesundsfjärden och Sörbotten, d.v.s. områdena innanför Gårdsfjärden, var täckta av fibersediment med inslag av spet (okokt flis). Mängden fibersediment uppskattades till ca 500 000 m³ och kvicksilverinnehållet beräknades till ca 200 kg.

År 1982 fanns måttliga mängder av fibrer i västra och centrala delarna av Gårdsfjärden, medan bottenarna i Iggesundsfjärden fortfarande var täckta av ett mer eller mindre sammanhängande fiberskikt.

År 2002 utfördes på nytt en kartering av bottenarna i Gårdsfjärden (Jonsson, 2002). Undersökningen syftade till att kartlägga utbredningen av olika botten typer samt undersöka syrgasförhållandena. Undersökningen visade att sedimentationen på ackumulationsbottenarna i Gårdsfjärden uppgick till ca 12 mm/år, vilket är en relativt normal nivå i Östersjöns kustområden.

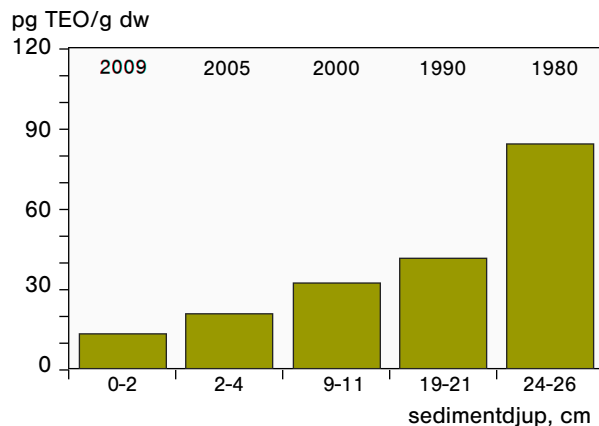
Resultaten visade dessutom att bottenarna 2002 var syresatta samt att kolhalterna i ytsedimenten låg på en för Östersjöns kustområden normal nivå. Längre ner i sedimentprofilen påträffades lamineringar och högre kolhalter vilket tyder på att den organiska belastningen tidigare varit högre på bottenarna.

Undersökningen upprepades 2009 och några signifikanta förändringar vad gäller torrsubstans, TOC och totalfosfor kunde inte noteras mellan de två provtagningarna. Genom att sedimenten övergått från anoxiska till oxiska förhållanden drogs slutsatsen att de översta sedimentlagren har förmåga att kvarhålla fosfor.

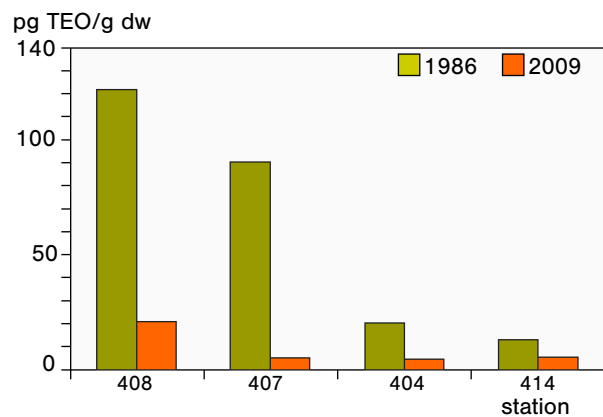
MILJÖFARLIGA ÄMNEN

Fiskundersökningar under senare år har påvisat låga halter av kvicksilver, andra metaller och organiska ämnen i abborre från Gårdsfjärden (Grotell, 2010; Gustavsson & Danielsson, 2011). Det har likaledes observerats en avtagande trend när det gäller halter av dioxiner och furaner i sediment (figur 65) och att halterna av dessa ämnen minskat i fisk över tid (Malmæus m.fl., 2012).

Sedimentundersökningar i syfte att belysa förekomsten av dioxiner och furaner i Gårdsfjärdens sediment har visat tydligt minskade halter 2009 på de inre stationerna jämfört med 1980-talet (figur 65, 66).



Figur 65. Sedimentkärneprofil från Gårdsfjärden med halter av PCDD/Fs på olika sedimentdjup representerande olika tidsperioder. Från Karlsson & Malmæus (2012).



Figur 66. Halter av PCDD/Fs på olika avstånd från Iggesunds bruk vid undersökningar 1986 respektive 2009. Från Karlsson & Malmæus (2012).

VATTENKVALITET

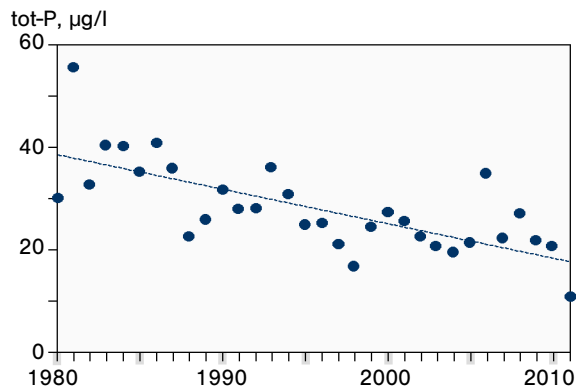
Av undersökningar under 1960-talet framgår att halterna av BOD₇ uppgick till nivån 10–30 mg/l i Iggesundsfjärden. Detta resulterade i att syre saknades helt under långa perioder i hela vattenmassan ut till Dukarsundet.

Genom de successiva process- och reningstekniska åtgärder som vidtogs under 1970- och 1980-talet minskade halterna av BOD₇ till ca 10 mg/l under 1970-talet för att under 1980-talet uppgå till <5 mg/l. Innanför Dukarsundet var ytvattnet helt syrefritt vid vissa provtagningar ända fram till 1980. Under perioden 1982–1987 var syremättnadsgraden i medeltal ca 80% i fjärdarnas ytvatten. Under senare år har inga låga syrgashalter uppmätts och syresituationen i Gårdsfjärden klassas som "hög".

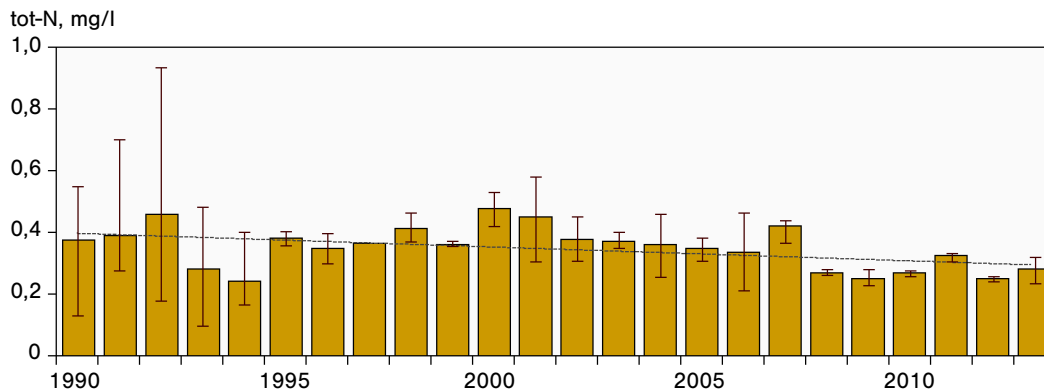
En grov beräkning av bidraget av fosfor och kväve gav vid handen att Iggesunds bruk under 1980-talet bidrog med ca 30% kväve och ca 70% fosfor av det landbaserade tillskottet till recipienten. Av den totala COD-tillförseln till Iggesunds-fjärden 1985 och 1986 pekade beräkningar på att bruket bidrog med 70% och Delångersån med 30%.

Inom ramen för Nordöstra Hälsinglands vattenvårdsförening tas vattenprov i recipienten till Iggesunds bruk sex gånger per år sedan 1988. Tidigare uttogs prover mer oregelbundet sedan 1960-talet.

Fosforhalten från station K179, belägen i Gårdsfjärden, har här sammanställts för att beskriva tidstrenden (figur 67). Som framgår av figuren har totalfosforhalten halverats under perioden 1980–2012.



Figur 67. Tidstrend (1980–2011) över fosfor-koncentrationen i ytvattnet i Gårdsfjärden (efter ALcontrol, 2013).



Figur 68. Uppmätt halt av totalkväve i Gårdsfjärden (K179) samt linjär trend sedan år 1990 då mätningarna startade i denna station. De blå staplarna visar medelhalter för respektive år. De lodräta strecken visar högsta och lägsta halten för respektive år (efter ALcontrol, 2013).

Även halten av totalkväve uppvisar en sjunkande trend under den senaste 25-årsperioden (figur 68). Regressionsanalys av totalkväve visade på en signifikant minskning ($p < 0,05$) i Gårdsfjärden. I övrigt hittades inga signifikanta trender vad gäller totalkväve i de angränsande fjärdarna.

Förutom utsläpp från Iggesund bruk tillförs recipienten fosfor från Delångersåns avrinningsområde. Delångersån avvattnar skogsdominerade marker, varför vattnet förutom att det innehåller näringsämnen också är kraftigt färgat av humusämnen. Detta är en av orsakerna till att siktdjupet är lågt i Gårdsfjärden. Tillförseln av sötvatten från Delångersån medför att Gårdsfjärden i jämförelse med intilliggande kustområden är utsötad, vilket begränsar utbredningen av marina arter.

I syfte att belysa miljökonsekvenserna för Gårdsfjärden av att minska utsläppen av fosfor från Iggesund bruk har en matematisk modell över Gårdsfjärden tillämpats (Karlsson & Malmæus, 2012). Under 2009 tog bolaget i drift ett kompletterande reningssteg för en del av utgående processavloppsvatten baserat på kemisk flotation. Detta har resulterat i minskade utsläpp av bland annat fosfor som under perioden 2010–2013 legat på nivån 12–14 kg/dygn.

Teoretiskt skulle utsläppen av fosfor kunna minska ytterligare med en utökad kemisk flotation på hela avloppsvattenflödet. Med modellen har flödena av fosfor till och från samt inom Gårdsfjärden kvantifierats och den resulterande koncentrationen av fosfor respektive klorofyll i vattenmassan beräknats. Tre utsläppsnivåer av totalfosfor från Iggesund bruk har simulerats:

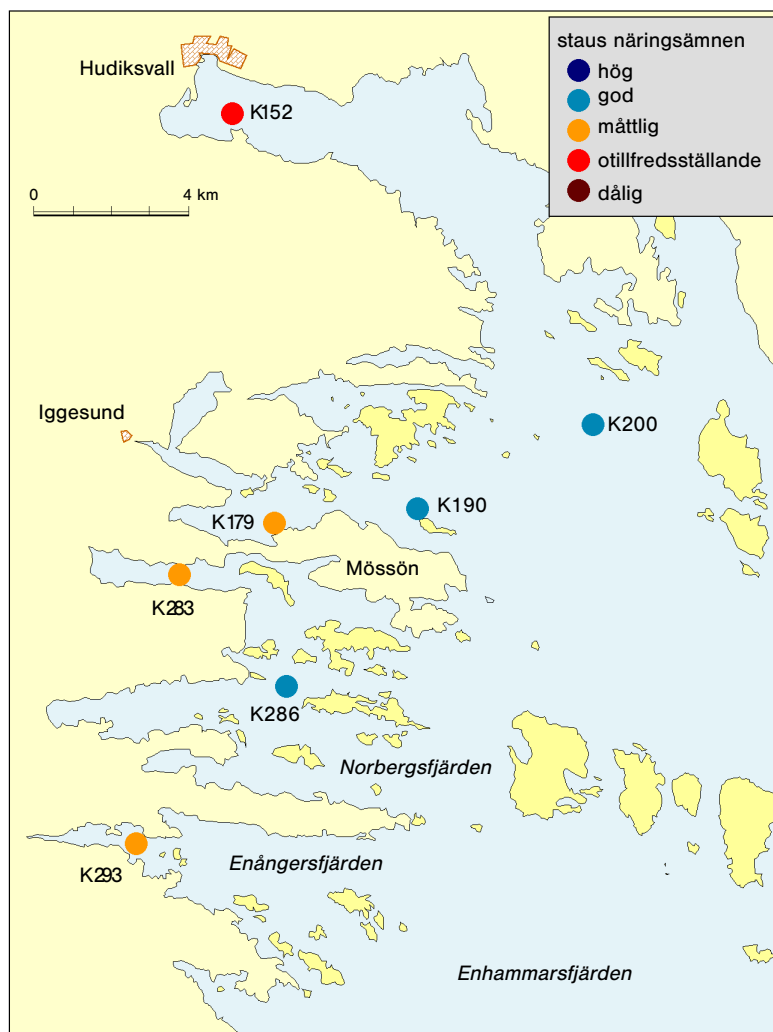
- 32 kg/dygn motsvarande medelutsläppen innan kemisk flotation av delar av utgående vatten infördes.
- 13 kg/dygn motsvarande nivån efter att kemisk flotation infördes.
- 7 kg/dygn som teoretiskt skulle kunna uppnås om kemisk flotation sker på hela processavloppsvattenflödet.

Modellsimuleringarna visade att införandet av kemisk flotation på delar av utgående avlopp minskar totalfosforkoncentrationen i recipienten från nivån 23 µg/l till 17 µg/l. En ytterligare minskning till sju kg/dygn sänker enligt modellen fosforkoncentrationen i recipienten till 15 µg/l. Medelhalten i recipienten 2003–2010 var 23 µg/l och sjönk 2011 till 16 µg/l vilket stämmer väl med den modellerade halten 17 µg/l. Beräkningsmässigt erhålls för detta fall också en marginell minskning av klorofyllhalten från i genomsnitt 4 till 3,5 µg/l.

Således innebär sannolikt en ytterligare sänkning av fosforutsläppen från dagens 12–14 kg/dygn till 7 kg/dygn en försumbar sänkning av halterna i recipienten.

Vid beräkning av den sammanvägda statusklassningen med avseende på näringsämnen har mätdata för ytvatten (0,5–5 m) använts för perioden 2011–2013 för Gårdsfjärden och angränsande fjärdar. De ingående parametrarna är totalhalter av kväve och fosfor sommar- och vintertid (ALcontrol, 2013).

Den sammanvägda näringsstatusen var ”god” i Agöfjärden och i Sikviksfjärden, d.v.s. de yttre stationerna utanför Gårdsfjärden. I Hudiksvallsfjärden norr om Iggesund var statusen ”otillfredsställande” medan den var ”måttlig” i Gårdsfjärden, Njutångersfjärden och Enångersfjärden söder om bruket. Klassningen av Iggesundsfjärden och Njutångersfjärden låg dock precis på gränsen till ”god” status och klassades som ”god” 2012. Statusklassningen för näringsämnen 2011–2013 framgår av figur 69.



Figur 69. Statusklassning av den totala mängden näringsämnen i ytvattnet (0,5–5 m) år 2011–2013. Klassningen är gjord på både vinter- och sommarvärden tre år tillbaka i tiden (Efter Alcontrol, 2013).

MAKROVEGETATION

Under mitten av 1980-talet visades att kloratutsläpp från moderna klordioxidblekerier kunde påverka brunalger i kustrecipienter. Av denna anledning gjordes utredningar av hur kloratutsläppen skulle kunna minskas. Vidare utfördes inventeringar av algsamhällena utanför de flesta kustbaserade blekerierna.

Som ovan nämnts har kloratutsläppen vid Iggesunds bruk minskat från nivåer över 2 000 kg/dygn vid mitten av 1980-talet ned till ca 20 kg/dygn år 1997. Inventering av blåstång vid Iggesund har utförts bl.a. år 1987 (Notini *et al.*, 1987). Härvid konstaterades att de yttre delarna av kustområdet, som Jättholmarna, Hornslandet och Agön-Kråkön, hyste stora bestånd av blåstång. Även skyddade vikar utan sötvattentillförsel hade goda bestånd av tång. Däremot saknades blåstång i fjärdarna utanför Iggesund, liksom i Hudiksvallsfjärden, Njutångersfjärden och Enångersfjärden, samt i vissa mindre vikar med sötvattentillförsel.

Undersökningen visade att sötvattentillförseln var den faktor som främst reglerade utbredningen av blåstång i Iggesundsområdet. I områden med sötvattentillförsel minskar den djupzon som blåstången kan leva i på två sätt. I ytan blir salthalten för låg. Samtidigt minskar djupet där blåstången kan växa p.g.a. försämrade ljusförhållanden genom tillförsel av humus och andra ljusnedsättande substanser från vattendrag.

Slutsatsen från undersökningen var att det område som potentiellt kan påverkas av kloratutsläppen från Iggesunds bruk ligger inom det område där blåstången inte kan existera p.g.a. sötvattentillförseln. Detta gällde även vid de högre kloratutsläpp som förekom i mitten av 1980-talet.

År 2010 gjordes en uppföljande inventering av makrovegetationen i Gårdsfjärden, Agöfjärden och Enångersfjärden på samma stationer som inventerades 1987. Resultaten visade på förbättringar bl.a. hade blåstången koloniserat ett område 1,6 km längre in i Agöfjärden. Siktdjupet har ökat i hela kustområdet under de drygt 20 år som förflutit mellan undersökningstillfällena med resultat att de marina algerna kunnat expandera i djupled. Det konstaterades att det var svårt att i Gårdsfjärden särskilja effekten av sötvatten på makrovegetationen från påverkan av utsläppen från Iggesunds bruk.

År 2012 utförde Sveriges Vattenekologer AB en inventering av makrovegetation på tre stationer i Gårdsfjärden. Den ekologiska statusen bedömdes som "otillfredställande" eftersom vegetationens djuputbredning var liten och antalet arter lågt, sannolikt beroende på lågt siktdjup och utsötat vatten (ALcontrol, 2012).

BOTTENFAUNA

Bottenfaunan i recipienten till Iggesunds bruk har undersökts vid ett flertal tillfällen sedan 1970-talet. Den senaste undersökningen utfördes år 2013.

I början av 1970-talet saknades makroskopisk bottenfauna i Byfjärden, Iggesunds-fjärden och större delen av Gårdsfjärden. Ytterligare ca fem km längre ut påvisades en fauna som är tolerant mot organisk belastning. I slutet av 1970-talet och början av 1980-talet förbättrades livsbetingelserna något för faunan, vilket bl.a. framgick av att art- och individantalet ökade. Innanför Dukarsundet återfanns fauna på en av elva undersökta stationer. År 1987 återfanns bottenfauna på nio av elva undersökta stationer. Stationerna innanför Dukarsundet hyste således en artfattig och fåtalig fauna i början av 1970-talet, men förbättrades påtagligt fram till slutet av 1980-talet. Utanför Dukarsundet dominerades faunan helt av östersjömussla. Bestånden av vitmärla fluktuerade kraftigt mellan olika år (Sangfors, 1987).

Bottenfaunan undersöktes även i sjöarna inom Delångersåns avrinningsområde, belägna uppströms Iggesunds bruk. Även där förekom en art- och individfattig fauna som troligen påverkats av tidigare utsläpp från Forsså bruk.

Under 1990- och 2000-talet har det utförts ett flertal provtagningar av bottenfaunan i Iggesunds-fjärden och Gårdsfjärden och en fortsatt successiv förbättring har kunnat noteras. Utgående från senare års bottenfaunaundersökningar klassas Gårdsfjärdens ekologiska status dock fortfarande som "otillfredsställande" (tabell 11). Bottenfaunan dominerades av stora östersjömusslor och havsborstmaskan *Marenzelleria sp.* Endast enstaka individer av arter som är känsliga för låga syrehalter påträffades i proven.

Bottarna i recipienten har tillförts stora mängder föroreningar i form av cellulosafibrer och finpartikulärt material från tidigare utsläpp. Dessa kan under lång tid påverka livsbetingelserna för bottenfaunan även om utsläppen reduceras påtagligt. Bottenfaunan är även av naturliga orsaker artfattig och fåtalig i dessa utsötade kustområden.

havsområde	BQIm	20%- percentil	status
Hudiksvallsfjärden	5,02	3,86	måttlig
Agöfjärden	6,38	5,45	god
Gårdsfjärden	2,15	1,93	otillfredsställande

Tabell 11. Medelvärde av BQI_m, 20%-percentil samt statusklassning enligt Havs- och vattenmyndigheten 2013 för bottenfauna i kustområdet längs nordöstra Hälsingland 2013 (Efter ALcontrol, 2013).

FISK

Hälsotillstånd

Vid tidigare undersökningar av hälsa och fortplantning hos fisk 1996 och 2001 (Sandström m.fl., 1997; Grahn & Grotell, 2002) noterades avvikelser, som indikerade störning av fortplantningsfunktionen hos abborre.

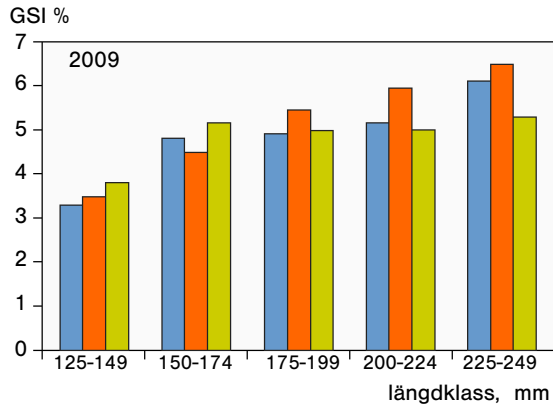
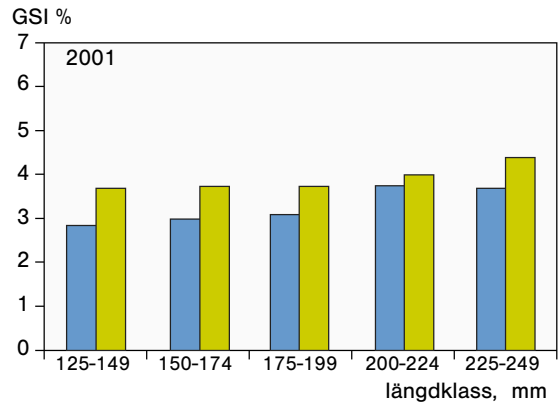
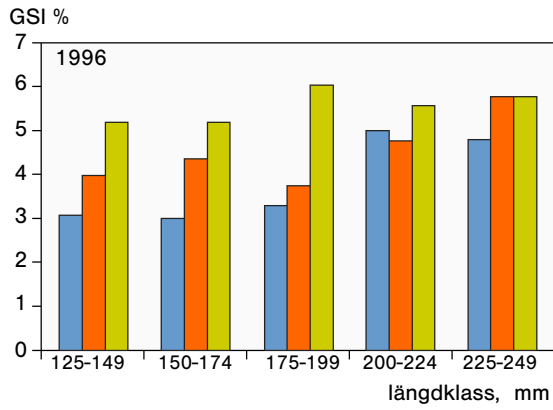
I samband med ansökan av tillstånd för installation av en ny sodapanna, beslutade bruket göra en uppföljning 2009 av de tidigare undersökningarna av tillväxt och fortplantning hos fisk. Undersökningen genomfördes innan den tidigare beslutade kemiska flotationen togs i drift. Resultaten presenteras i Sandström (2010). Nedan ges en sammanfattning av resultaten mot bakgrund av de tidigare undersökningarna.

Tillväxtanalysen visade några avvikelser 2009, men de kunde inte tolkas som en tydlig skillnad åt någondera hållet. Inga signifikanta skillnader förelåg för konditionsfaktorn. I några fall var den relativa leverstorleken signifikant högre i recipienten.

Avvikelser i könsorganens storlek och ålder samt storlek vid könsmognad konstaterades vid de tidigare undersökningarna. GSI-värdena, d.v.s. den relativa gonadstorleken, var signifikant lägre för honor fångade i recipienten för flertalet längdgrupper vid undersökningarna 1996 och 2001. Vid uppföljningen 2009 fanns inga signifikanta avvikelser mellan närrecipienten och referensområdet för honorna (figur 70).

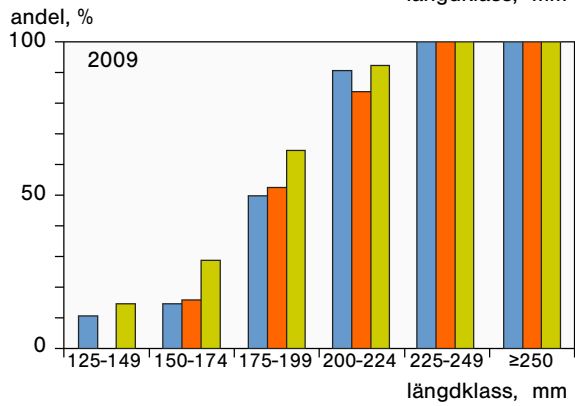
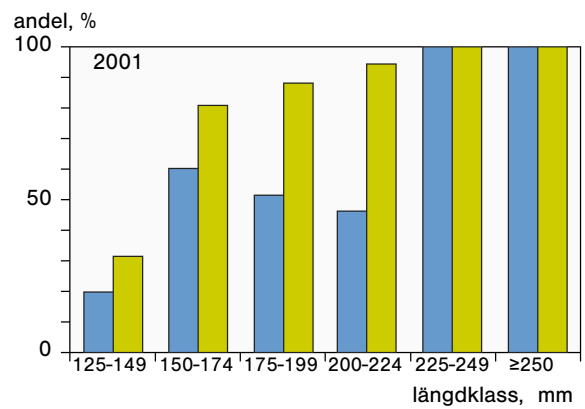
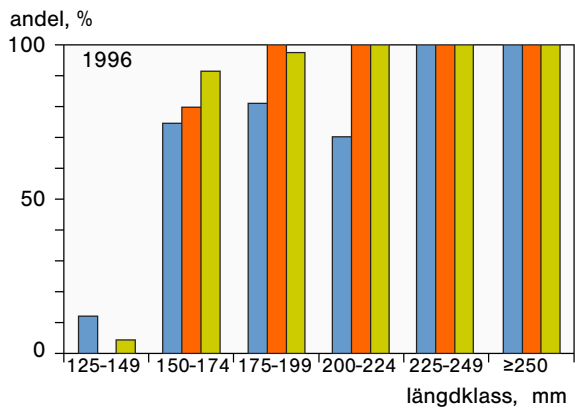
Vid undersökningarna 1996 och 2001 noterades tydliga avvikelser i könsmognadsgrad, särskilt hos medelstora fiskar (175–225 mm, figur 71). År 2001 var andelen könsmogna honor i längdgruppen 200–224 mm bara ca hälften så hög i recipienten som i referensområdet. Att detta kan ha berott på exponering för ämnen i avloppsvattnet indikerades av en förhöjd aktivitet i leverns avgiftningssystem (Sandström m.fl., 1997, Grahn & Grotell, 2002). När undersökningen av könsmognad upprepades 2009 förekom inga signifikanta avvikelser.

Sammanfattningsvis visade resultaten, att de små skillnader i abborrens hälsa och fortplantning som fanns mellan lokalerna i Iggesund 2009 bör karaktäriseras som normala och väl inom ramen för naturlig variation mot bakgrund av undersökningar i referensområden (Sandström m.fl., 2007). Resultaten visade också på en god återhämtning av fiskens fortplantningsförmåga jämfört med de tidigare undersökningarna.



Figur 70. Relativ gonadstorlek (GSI) för köns mogna honor.

stn 2 stn 4 stn 7



Figur 71. Andelen köns mogna honor i olika längdgrupper.

stn 2 stn 4 stn 7

Bestånd och rekrytering

Vid ett provfiske med kustöversiktsnät år 1987 förelåg tydliga skillnader i artsammansättning och täthet hos fiskfaunan mellan de olika stationerna. Närmast utsläppen i Iggesundsfjärden dominerades gers (ca 30% av totala antalet) och mört (ca 50%), medan abborre och övriga fiskarter var relativt fåtaliga. Längre ut i Gårdsfjärden bestod fångsten till 85–90% av mört. Endast vid de yttre stationerna erhöles normala fångster av abborre. Fångsterna var totalt sett mycket höga på de innersta lokalerna. Fiskbeståndets sammansättning år 1987 visade således på en tydlig övergödningseffekt i recipienten.

Vid ett uppföljande provfiske 1996 kunde inga nämnvärda skillnader påvisas mellan stationerna vad gäller fiskbeståndets sammansättning och täthet. Indikationerna på övergödning var således mindre vid provfisket 1996, även om andelen mört var högre i recipienten än vid referensstationen belägen i Norbergfjärden. Kvoten mellan mört/abborre minskade från 10–20 till 3–5 mellan år 1987 och 1996.

Vid provfisket år 1996 studerades också eventuella sjukdomssymptom hos fisken, d.v.s. fensador, öppna sår, skelettdefekter m.m. Vid en tidigare studie år 1988 kunde en högre frekvens av deformiteter hos gäddans överkäke påvisas i recipienten (Lindesjö & Thulin, 1992). En viss förekomst av sjukdomssymptom kunde registreras 1996 men denna var inte högre i recipienten till Iggesund bruk än i referensområdet i Norbergfjärden.

Ekologisk och kemisk status samt Miljökvalitetsnorm

Vattenmyndigheten bedömer att den ekologiska statusen i Gårdsfjärden är "otillfredsställande" med tidsfrist till 2021. Vattenförekomsten i Gårdsfjärden inkluderar även innanför liggande Iggesundsfjärden och Byfjärden. Statusklassningen 2013 baseras på växtplankton, bottenfauna och makrovegetation som alla uppvisar "otillfredsställande" status.

Vattenmyndigheten anser att det finns skäl att fastställa miljökvalitetsnormen till "god" ekologisk status. Övergödning, morfologiska förändringar (hamn, muddring, m m) och främmande arter är orsaken till klassningen varför tidsfristen är utsträckt. Det bedöms som ekonomiskt orimligt och/eller tekniskt omöjligt att vidta de åtgärder som skulle behövas för att uppnå "god" ekologisk status 2015. Om alla möjliga och rimliga åtgärder vidtas kan enligt Vattenmyndigheten god ekologisk status förväntas uppnås 2021.

Vad gäller bottenfauna och makrovegetation torde det bli utomordentligt svårt att uppnå "god" status till 2021. Förutom en kvarstående påverkan av historiska utsläpp påverkas den slutna och inestängda bassängen innanför Dukarsundet i hög grad av sötvattentillförseln från Delångersån. Det är därför tveksamt om de bedömningsgrunder som använts för statusklassificering av Gårdsfjärden är tillämpliga. Exempelvis är vattnet från Delångersån, som utgör storleksordningen en tredjedel av vattenmassan i Gårdsfjärden, kraftigt färgat av humusämnen vilket bland annat påverkar hur klart vattnet blir i recipienten och därmed bedömningsparametrarna siktdjup och makrovegetation. I och med att Gårdsfjärden är ett flodmynningsområde där sött vatten möter salt och därtill är en avgränsad bassäng med goda förhållanden för sedimentation av finmaterial, kommer sammansättningen av bottenfaunasamhället alltid att vara anpassat till detta, vilket ger andra arter och individtätheter än i närliggande kustområden.

Övergödningen kommer att kräva flera åtgärdsinsatser under lång tid innan "god" ekologisk status uppnås. Vattenförekomsten har problem med främmande arter och det krävs enligt vattenmyndigheten stegvis kombinerade åtgärder. För att avgöra vilka åtgärder som krävs för att skapa hydromorfologiska förutsättningar för "god" status krävs ytterligare utredning.

Vattenförekomsten bedöms att inte uppnå "god" kemisk status på grund av höga halter PBDE:er (polybromerade difenyletrar) och kvicksilver. Summan av PBDE:er i prov från abborrar låg över

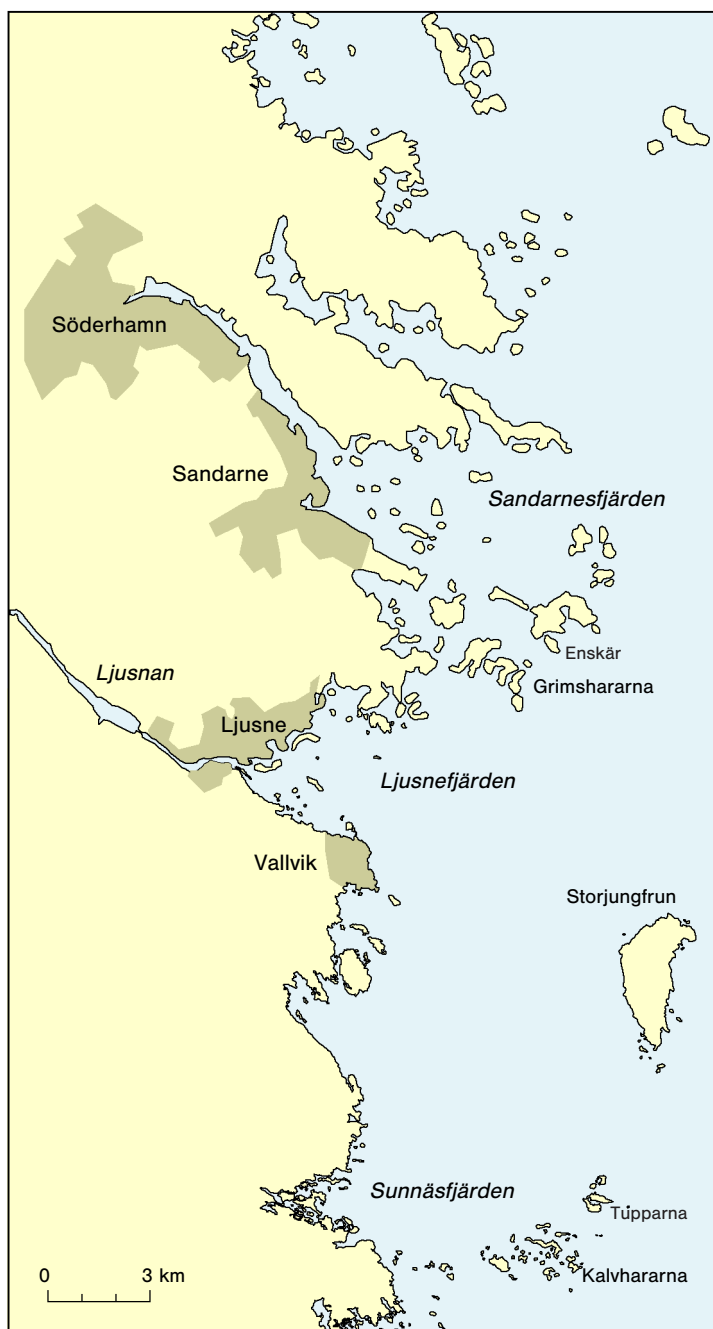
gränsvärdet 2009. I Gårdsfjärden har gränsvärdet 20 µg kvicksilver per kg i biota överskridits. Halterna arsenik och krom är också höga och halterna av dioxiner i ytsediment överskrider NV:s förslag till gränsvärde (0,9 ng TEQ/kg torrsvikt).

Vallviks bruk

Motiven för valet av fabriken

Vallviks bruk har valts som ett exempel på bruk belägna vid öppen kust med välventilerad och djup recipient med naturligt näringsfattiga förhållanden.

Omedelbart norr om bruket mynnar en relativt stor älv, Ljusnan. I området finns idag inga andra stora punktkällor med utsläpp av organiskt material, närsalter och miljöfarliga ämnen. Ljusnan och dess mynningsområde har tidigare påverkats av olika utsläpp från skogsindustri och samhällen. De högsta utsläppsnivåerna förekom under 1960- och 1970-talet då ett antal sulfidfabriker och



Figur 72. Vallviks Bruks lokalisering vid Ljusnefjärden.

träsliperier var lokaliserade till kustområdet och uppströms i Ljusnan. Dessa industrier är idag nedlagda.

Lokalisering

Vallviks bruk är beläget på en udde sydost om Ljusnans mynningsområde (figur 72). Ljusnefjärden är en relativt välavgränsad fjärd som i norr begränsas av Grimshararna och Enskär samt i söder av Kalvhararna och Tupparna. I öster finns Storjungfrun som är den enda större ön i området. Fjärden är relativt djup och det förekommer två områden med djup mer än 50 m. Bottnarna i fjärden består ner till ca 30 m djup av sten, grus och sand, d.v.s. transportbottnar. Egentliga ackumulationsbottnar finns endast på djup större än 30 m.

Morfometriska och hydrologiska data framgår av tabell 12.

Tabell 12. Morfometriska och hydrologiska data över recipienten.

area (km ²)	100
medeldjup (m)	19
maximidjup (m)	50
andel ackumulationsbotten (%)	5
sötvattentillrinning (m ³ /s)	208
vattenutbytestid (dygn)	13

Vallviks primärrecipient karakteriseras av stor topografisk öppenhet mot Bottenhavet. Den storskaliga coriolisdrivna kustströmmen har stor påverkan på vattenomsättningen som är snabb. Genom det öppna läget mot Bottenhavet är områdets bottnar utsatta för vågpåverkan. Ackumulationsbottnar förekommer enbart i enstaka topografiskt skyddade lägen. Recipienten påverkas också av en mycket kraftig sötvattentillrinning.

Produktion och utsläpp

Vallviks bruk tillverkar sulfatmassa för avsalu av barrved och sågverksflis. Huvuddelen av massan bleks med kloridoxid (ECF) medan en mindre mängd säljs som oblekt (UKP). Fram till och med år 2005 tillverkades även TCF-massa. Den totala massaproduktionen har under de senaste fem åren uppgått till 185 000–209 000 t/år.

År 1973 installerades en sedimenteringsbassäng som en första reningsåtgärd. Ett par år senare byggdes sulfatfabriken om för produktion av sulfatmassa med lutåtervinning. Syrgasdelignifiering installerades 1978. Därefter har ytterligare interna åtgärder samt installation av biologisk rening genomförts vid årsskiftet 2011/2012.

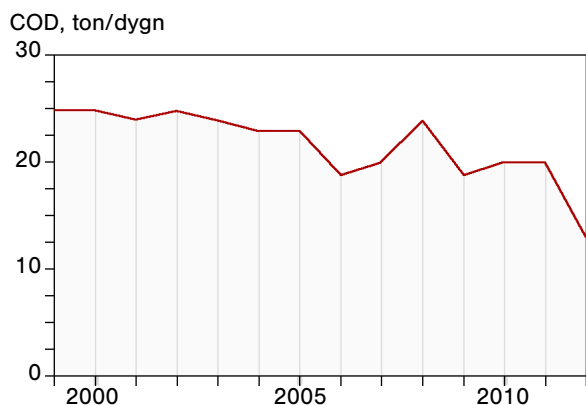
Från brukets processer leds avloppsvattnet till recipienten Ljusnefjärden. Fiberförande avlopp från blekeri leds till biorening bestående av två bioreaktorer med biologiska bärare. I den första reaktorn tillsätts närsalter i form av kväve och fosfor och här hålls syrehalten på en låg nivå för att förutom COD även bryta ner klorat. Den andra reaktorn håller en hög syrehalt för att ytterligare bryta ner COD.

Avloppsvattnet från sedimenteringen blandas med det renade vattnet från bioreningen samt kondensatavloppet och leds till recipienten via en 30 m lång avloppstub. Avloppsvattenvolymen har under den senaste tioårsperioden legat på nivån ca 40 000 m³/dygn.

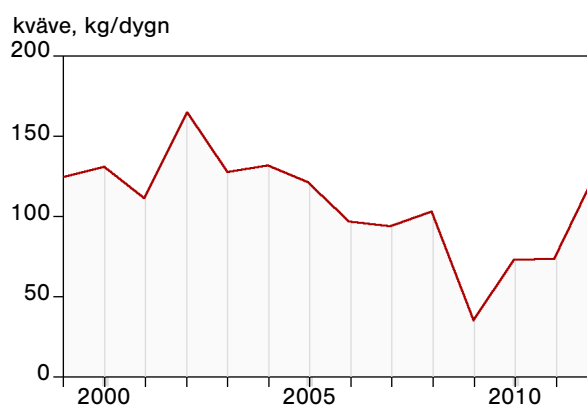
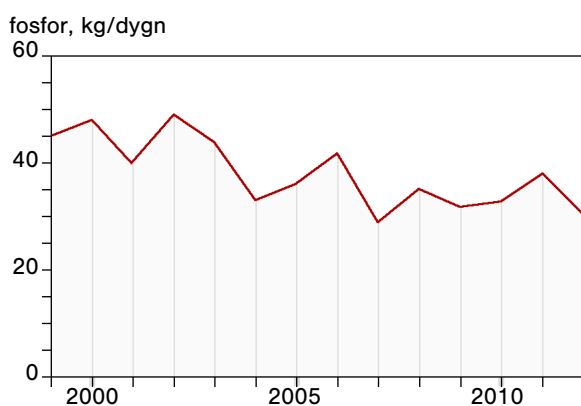
Som ett resultat av ett antal interna åtgärder samt att den biologiska reningsanläggningen satts i drift har utsläppen av COD nedbringats från nivån 20–25 t/dygn under den senaste 20-årsperioden till nivån ca 15 t/dygn under 2012 (figur 73). Fosforutsläppen har successivt minskat från nivån 40–50 kg/dygn i början av 2000-talet till ca 30–35 kg/dygn under senare år. Kväveutsläppen har legat på nivån 100–130 kg/dygn t.o.m. 2008 och var lägre 2009–2011 men ökade 2012.

För att belysa storleken på utsläppen från Vallviks bruk, och deras relativa betydelse för den totala tillförseln till recipientområdet, har jämförelser gjorts med transporten i Ljusnan.

Transporten av organisk substans (TOC), fosfor och kväve i Ljusnan har beräknats som medelvärde för åren 2008–2011. Under perioden har det i genomsnitt transporterats ca 170 t TOC, ca 210 kg



Figur 73. Utsläpp av COD, fosfor och kväve från Vallviks bruk under perioden 1999–2012.



fosfor samt 7 300 kg kväve per dygn i Ljusnan. TOC kan omräknas till COD enligt empiriska relationer [$COD^{Cr} = 3,5 \cdot TOC$] som anges i Wilander (1988), vilket innebär en genomsnittlig tillförsel via älven av ca 600 ton COD/dygn till Ljusnefjärden.

Under perioden 2008–2012 har utsläppen från Vallviks bruk i medeltal varit ca 19 t COD, 34 kg fosfor samt 83 kg kväve per dygn. Detta betyder att Vallviks bruk bidrar med omkring tre procent av den totala landbaserade tillförseln av syreförbrukande substanser (COD) till recipientområdet. Motsvarande andelar för fosfor och kväve har beräknats till ca 14 respektive ca en procent.

Recipientdata

SPRIDNING OCH UTSPÄDNING AV AVLOPPSVATTEN

Det förhållande att Ljusnefjärden är relativt öppen ut mot Bottenhavet samt bassängens morfometriska utformning medför att området är exponerat för vind, strömmar och is. Detta bidrar till en stor vattenomsättning och förutsättningar saknas därför för sedimentation av organiskt material i stora delar av fjärden.

Ljusnan mynnar ca två km nordväst om fabriken och har en medelvattenföring på ca 250 m³/s och avvattnar huvudsakligen skogsmarker samt en mindre del fjällområden. Inslaget av skogs- och myrmarker inom avrinningsområdet innebär att älvvattnet är naturligt näringsfattigt samt att det innehåller höga halter humusämnen.

Det stora sötvattentillskottet från Ljusnan inlagras vanligtvis ovanför det saltare vattnet i fjärden, om inte vindpåverkan är så stark att vattnet blandas in i djupare lager. Vattnets "normala" väg genom fjärden går från Ljusnans mynning i nordväst förbi Vallviks bruk söderut mot Storjungfrun och ut i Bottenhavet. Genom att en ingående reaktionsström med saltare bottenvatten går in under den utgående sötare ytströmmen bildas ofta en skarp gränsszon mellan skikten – en s.k. haloklin.

SEDIMENT

I recipienten till Vallviks bruk har det inte avsatts några fiberbankar. Ljusnefjärden är öppen mot Bottenhavet och transportbottnar dominerar i området. Ackumulationsbottnar förekommer endast i topografiskt skyddade lägen.

VATTENKVALITET

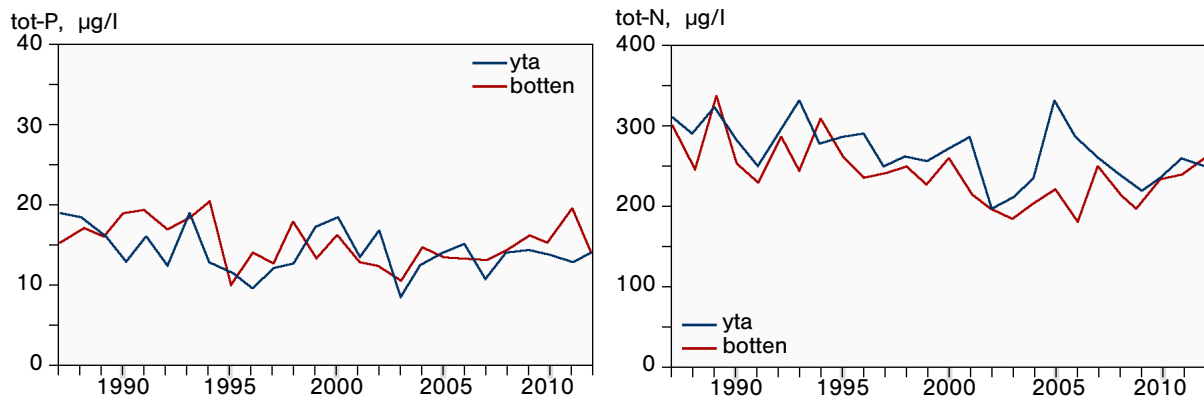
Halterna av totalfosfor, totalkväve och TOC i recipienten under de senaste 20–25 åren redovisas i figur 74 och 75 (Grahn, 2013).

Fosforhalten i Ljusnefjärdens ytvatten uppvisar under perioden en sjunkande tendens från ca 20 µg/l ner mot ca 15 µg/l. Halterna har under perioden varit "mycket låga" till "låga", samtidigt som växtplanktonbiomassan vid flertalet provtagningar uppvisar "låga" värden. Det föreligger endast marginella skillnader mellan yt- och bottenvatten och avvikelserna mellan recipientstationen och Ljusnans mynningsområde är marginell.

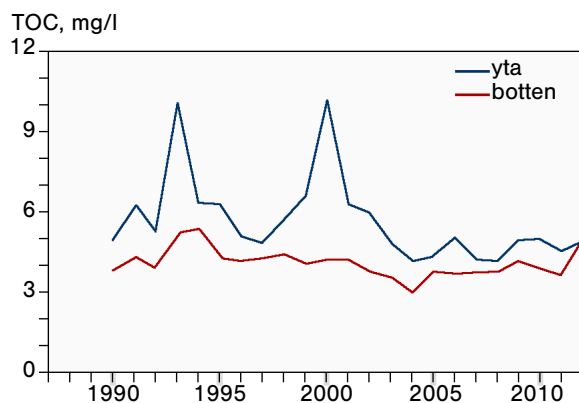
Även totalkväve uppvisar en sjunkande trend under perioden, som även är statistiskt signifikant. Halterna är nära nog identiska på båda stationerna, bortsett från vissa år då halterna i ytvattnet är något högre i Ljusnans mynningsområde på grund av höga vattenflöden i älven.

Halterna av syretärande ämnen, uttryckt som TOC, i fjärdens ytvatten har varit "låga", och dessutom helt beroende av flödet i Ljusnan, där högre halter uppmätts under år med hög vattenföring, som t.ex. 1993 och 2000. För ytvattnet är den sjunkande trenden statistiskt signifikant under perioden. (figur 75).

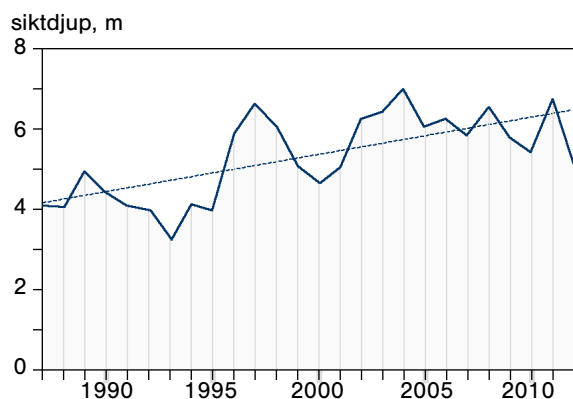
Siktdjupet i Ljusnefjärden kan betecknas som "stort" till "mycket stort" och under perioden 1987–2012 kan en tydlig trend mot ökat siktdjup registreras på båda stationerna (figur 76).



Figur 74. Halten totalfosfor och totalkväve (µg/l) i ytvatten och bottenvatten från station 382 utanför Vallvik under perioden 1987–2012.



Figur 75. Halten totalt organiskt kol (mg/l) i ytvatten och bottenvatten från station 382 utanför Vallviks bruk under perioden 1990–2012.



Figur 76. Sikt djup under perioden 1987–2012 vid station K382 utanför Vallviks bruk.

Vad gäller utvecklingen under den senaste 25-årsperioden av de viktigaste vattenkvalitetsparametrarna, växtnäringssämnen fosfor och kväve samt organiskt material, kan inga förändringar registreras som går att relatera till utsläppssituationen vid Vallviks bruk. De förändringar som registrerats i form av svagt sjunkande halter av kväve, fosfor och organiskt material samt ökat sikt djup är sannolikt ett resultat av de storregionala utsläppsminskningar som skett såväl i Ljusnans avrinningsområde som efter den övriga Bottenhavskusten (Grahm, 2013).

MAKROVEGETATION

Den fastsittande vegetationen i Ljusnefjärden har inventerats vid ett flertal tillfällen (Rosemarin & Notini, 1993; Ånell, 2003; Wallin m.fl., 2013). Man har konstaterat att vegetationen i fjärden liknar den som förekommer längs andra sötvattenpåverkade delar av Bottenhavskusten. I närheten av vattendragsmynningar och i strömdrag dominerar vattenmossa. Längre ut mot havet blir inslaget av grönalger, rödalger och brunalger större.

Blåstång har påvisats endast i de yttersta delarna av Ljusnefjärden, på ett avstånd av omkring fem km från älvmyningen (t.ex. vid ön Storjungfrun). Några enstaka exemplar har även påträffats på ca två km:s avstånd från mynningen respektive Vallvik. Det har konstaterats att områdena där blåstång saknas i Ljusnefjärden sammanfaller med de lägre salthalter som sötvattentillrinningen från Ljusnan medför. För att blåstång skall kunna kolonisera bottarna krävs att salthalten varaktigt överstiger fyra promille. I Ljusnefjärden kan saliniteten tillfälligt understiga fyra promille på 18 meters djup, medan saliniteten på 30 meters djup ligger strax över denna gräns.

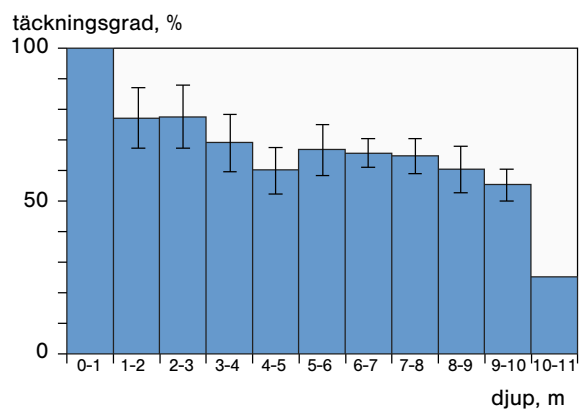
År 2012 dykinventerades fyra transekter (X11, X52, X10-02 och TU2) (figur 78). På tre av lokalerna växte bältesbildande flerårig vegetation på transekternas maxdjup medan den fjärde lokalen har ett begränsat djup varför den maximala djuputbredningen inte kunde fastställas. Dominerande växtarter var ishavstofs och fjäderslick.

På den exponerade lokalen söder om Tärnsharen förekom bältesbildande tång vilket överensstämde med resultaten från de växtinventeringar som utfördes under 1980- och 1990-talet. På de utsötade lokalerna utanför Vallviks bruk och i norra delen av Ljusnefjärden påträffades ingen tång.

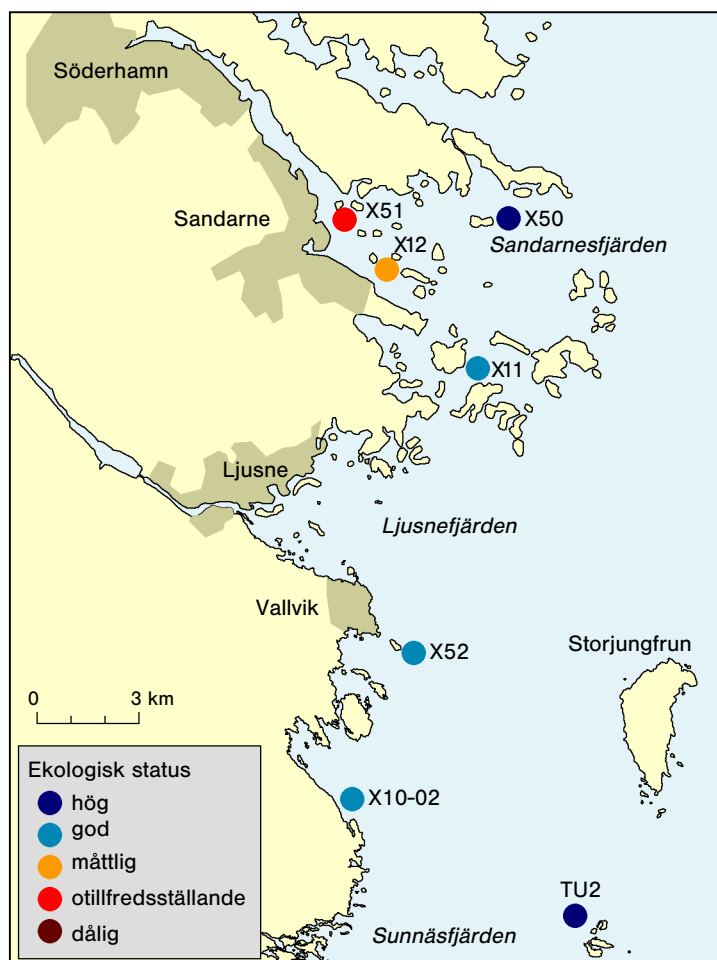
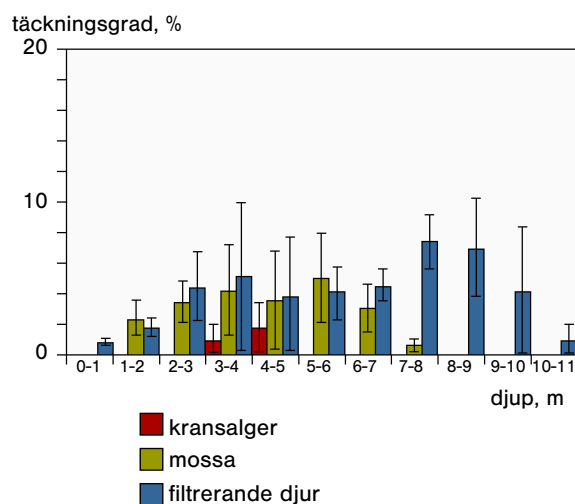
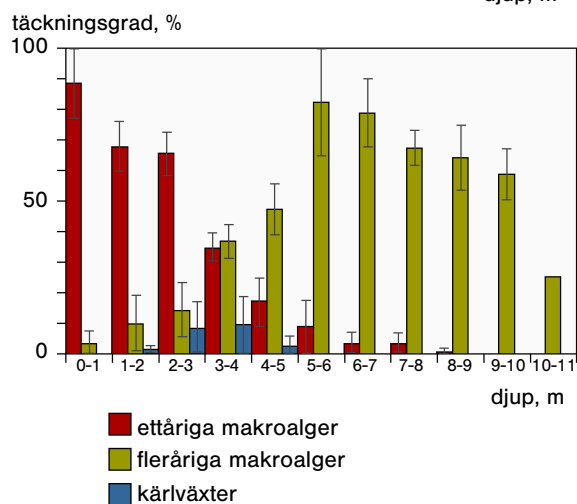
I figur 77 redovisas medeltäckningsgraden i procent i djupled längs dyktransekterna. Som framgår är täckningsgraden god och vegetationen representeras av såväl ettåriga som fleråriga makroalger samt kärlväxter.

I Ljusnefjärden bedömdes den ekologiska statusen som "god" till "hög" enligt vattendirektivet baserat på artsammansättning, täckningsgrad och djuputbredning av makrovegetation (figur 78).

Undersökningarna har också visat att det inte går att identifiera någon påverkan på makrovegetation av utsläppen från Vallviks bruk.



Figur 77. Vegetationstäckning och dominerande grupper av vegetation och fastsittande djur på dyktransekterna i Ljusnefjärden 2012. Figuren redovisar medeltäckningsgrad per en meters djupintervall och medelvärde \pm SE för de fyra transekterna (Efter Sveriges Vattnekologer AB 2013).



Figur 78. Ekologisk status baserad på makrovegetation på de inventerade dyktransekterna i Sandarnesfjärden och Ljusnefjärden (Efter Sveriges Vattnekologer AB, 2012).

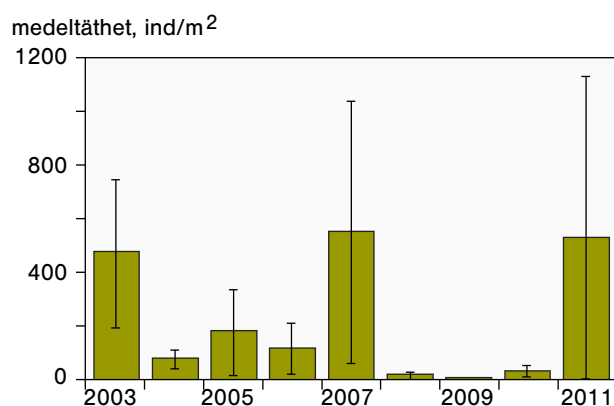
BOTTENFAUNA

Bottenfaunan i Ljusnefjärden har undersökts vid ett flertal tillfällen sedan 1970-talet. Emellertid föreligger praktiska svårigheter att undersöka bottenfauna i den typ av miljö som Ljusnefjärden representerar, och kanske ännu större svårigheter att tolka resultaten. Detta beror på såväl fysikaliska som biologiska faktorer. Av de fysikaliska faktorerna kan nämnas påverkan av bland annat geomorfometrin. Ljusnefjärdens botten består till stor del av grus och sten, s.k. transportbotten, som utgör ett olämpligt substrat för bottenfauna och gör provtagningar svåra att genomföra. Området påverkas också starkt av sötvatten från Ljusnan.

Vid de senaste rapporterade undersökningarna av bottenfaunan under 2000-talet har tio stationer undersökts i Ljusnefjärden (figur 78). Några stationer har vid flera provtagningar bedömts ha "måttlig" status medan andra bedömts ha "god" status. De stationer som vid flera provtagningar uppvisat de sämsta förhållandena och haft en "måttlig" status enligt vattendirektivet är företrädesvis belägna i djupområdena på 35–40 m djup och på relativt stort avstånd från bruket. Orsaken till statusklassningen beror sannolikt på sedimentation av organiskt material från Ljusnan. Sådant älvburet material har ofta låg kvalitet som föda för bottenfaunan.

Av de arter som påträffats på bottenarna i Ljusnefjärden dominerar vissa år vitmärla (figur 79). Denna har varierat mycket kraftigt i täthet i Ljusnefjärden liksom i andra områden i Bottenhavet. En mycket viktig förändring som skett hos bottenfaunan i hela Östersjön är koloniseringen av *Marenzelleria* sp. I Ljusnefjärden dominerade denna mask vid åtta av de tio undersökta stationerna år 2004. Förekomsten av *Marenzelleria* har stor betydelse för statusbedömningen.

Bottenfaunan uppvisar således en stor variation i art- och individantal mellan år betingat främst av naturliga faktorer och områdets estuariekaraktär. Någon koppling till utsläppen från Vallviks bruk går inte att belägga, vilket även gällde vid provtagningar under 1980- och 1990-talet då utsläppen från fabriken och andra punktkällor var betydligt högre (Grahn, 2013).



Figur 79. Individtätheten (medelvärden 10 stn.) av vitmärla i recipienten till Vallviks bruk 2003–2011, 95% konfidensintervall. (Efter Ljusnan-Voxnans Vattenvårdsförbund).

FISK

Hälsotillstånd

Undersökningar av hälsotillstånd och fortplantning hos fisk har utförts i recipienten till Vallviks bruk 1997 och 2002 (Grotell, 1998; Svedäng & Grotell, 1998; Grotell, 2003). Tånglake valdes då den har rekommenderats som indikatorart för öppna kustområden i Östersjön upp till Norra Kvarnen på grund av att den lever stationärt.

Som referenslokal för undersökningen av tånglake utanför Vallviks bruk användes ett område söder om Tärnsharen, ca sju km söder om bruket.

Tånglakarna vid Vallviks bruk konstaterades vara exponerade för avloppsvattnet, genom att halten av hartssyror i gallvätska var omkring två gånger högre hos honorna i recipienten jämfört med referensområdet.

De fysiologiska undersökningarna på tånglake var utformade för att belysa eventuella störningar av vitala funktioner, där flera variabler undersöktes inom varje fysiologisk funktion, varefter tolkningar gjordes enligt Larsson *et al.* (2000b). Resultaten sammanfattades enligt följande:

- Ingen störning av tillväxt, kondition eller energimetabolism.
- Ingen störning av leverfunktion.
- Ingen störning av immunförsvar.
- Ingen störning av patologi eller hematologi (frånsett en något högre hemoglobinhalt hos fisken i recipienten).
- Ingen störning av reproduktionen eller könkvot/dödlighet hos yngel.

Fältstudierna i recipienten visade att inga toxiska/hormonella effekter av avloppsvattnet kunde registreras vare sig före eller efter det att interna åtgärder vidtogs under 2000-talet.

Ekologisk och kemisk status samt Miljökvalitetsnorm

Ljusnefjärden har av vattenmyndigheten för Bottenhavet avgränsats till en vattenförekomst där miljöstatus skall bedömas och åtgärder skall vidtas om miljökvalitetsnormerna inte uppnås. Vallviks bruks recipient ligger i sydöstra delen av vattenförekomsten Ljusnefjärden och i södra och mellersta Bottenhavets kustvatten.

För Ljusnefjärden och södra och mellersta Bottenhavets kustvatten bedöms den ekologiska statusen enligt VISS som "måttlig". Utslagsgivande för denna klassning är bottenfaunan vars art- och individtäthet ligger till grund för BQI (Benthic quality index), vilket enligt bedömningsgrunderna anses indikera hög näringsbelastning eller hög belastning av organiska ämnen. Vattenkvalitetsdata tyder dock inte på övergödning eller syrefattiga förhållanden utan dessa kvalitetsfaktorer visar på "god" status. Således gäller att resultaten från senaste årens bottenfaunaundersökningar resulterat i bedömningen "måttlig" ekologisk status.

Den kemiska statusen uppnår ej "god" status på grund av PBDE (polybromerade dietylenar) och kvicksilver, vilket dock ej kan knytas till brukets utsläpp. PBDE är flamskyddsmedel som används i elektronikutrustning, möbler, textilier, bilar m.m.

Vattenmyndigheten bedömer vidare att det föreligger risk för att "god" ekologisk status inte uppnås till 2021, eftersom statusen idag bedöms som "måttlig" baserat på bottenfauna. För kemisk status exkl. kvicksilver är bedömningen ingen risk då det idag: "*inte finns några kartlagda källor som bedöms påverka vattenförekomsterna negativt avseende miljögifter*".

Vad gäller miljöproblem och påverkanskällor anför följande i VISS: "*Expertbedömning baserad på påverkan från pågående och nedlagda verksamheter kring vattenförekomsten. Underlaget är främst utdrag ur tillsynsregister för tillståndspliktiga anläggningar (EMIR, juni 2008) samt MIFO-databasen över förorenade områden (maj 2008). I vattenförekomsten finns en eller flera hamnverksamheter, vilket medför risk för förekomst av TBT, koppar, PCB, zink, lösningsmedel och petroleumprodukter. Rengöring, blästring och målning av fartygsskrov kan medföra tillförsel av färg, rostpartiklar och blästermedel till hamnbassängen. Från hamnområdet kan utsläpp till ytvatten förekomma i form av dagvatten och lokalt behandlat avloppsvatten*".

Som tidigare nämnts består bottenarna i området av sten, grus och sand bortsett från att tillfällig sedimentation av organiskt material kan ske i Ljusnans mynningsområde och i två djupområden i Ljusnefjärden. På de minerogena bottenarna är substratet mycket ogynnsamt för bottenlevande djur. Detsamma gäller även i de områden där det förekommer humus som faller ut från Ljusnan när vattnet når havet.

Det saknas tillfredställande referensdata för bottenfauna från denna typ av flodmynningar och det finns ett flertal exempel på att klassningen av BQI för bottenfauna, som i det här fallet, leder till lägre status jämfört med övriga undersökta kvalitetsfaktorer.

Norrgrundets bruk

Motiven för valet av fabriken

Norrgrundets bruk valdes för sammanställningen eftersom dess recipient även internationellt är en av de mest väl undersökta och resultatet av utsläpps begränsande åtgärder har kunnat följas under cirka 30 år. I början av 1980-talet observerades en lång rad störningar av fiskens hälsa och fortplantning som ansågs vara orsakade av toxiska/hormonellt aktiva ämnen och som därefter föranlett upprepade undersökningar. Kraftiga förändringar i hela ekosystemet av eutrofieringskaraktär har också dokumenterats och följts upp. Inventeringar av makrovegetation som gjordes indikerade dessutom kloratskador på blåstången. En positiv, men ej fullständig, återhämtning har kunnat följas i takt med att utsläppen av eutrofierande och toxiska ämnen minskat.

Bruket har lagts ner år 2008, vilket ger unika förutsättningar för att mot bakgrund av det omfattande dataunderlaget studera fortsatta återhämtningsprocesser. Uppföljande undersökningar vid Norrgrundets bruk har stor principiell betydelse för förståelsen av varaktigheten av den tidigare långvariga exponering som ansetts orsaka bl.a. fortplantningsstörningar hos fisk, kloratskador på tång, omfattande syrebrist och övergödningseffekter på fisk- och vegetations samhällena, d.v.s. också betydelsen av det man brukar kalla "gamla synder".

Lokalisering

Recipienten till Norrgrundets bruk utgörs av en grund fjärd i södra Bottenhavet (figur 80). Fjärden avgränsas i norr av Gåsholma och i söder av Iggön. I den inre delen av recipienten finns ett antal öar, skär och grundområden som tvingar avloppsvattnet, under kontinuerlig utspädning, att strömma i nordostlig riktning innan strömmen vänder mot öster eller sydost. Karakteristika för recipienten framgår av tabell 13.

Tabell 13. Hydrologiska och morfologiska data över recipienten till Norrgrundets Bruk.

area (km ²)	4,5
medeldjup (m)	2,6
maximidjup (m)	10
andel ackumulationsbotten (%)	5
sötvattentillrinning (m ³ /s)	0,2
vattenutbytestid (dygn)	3

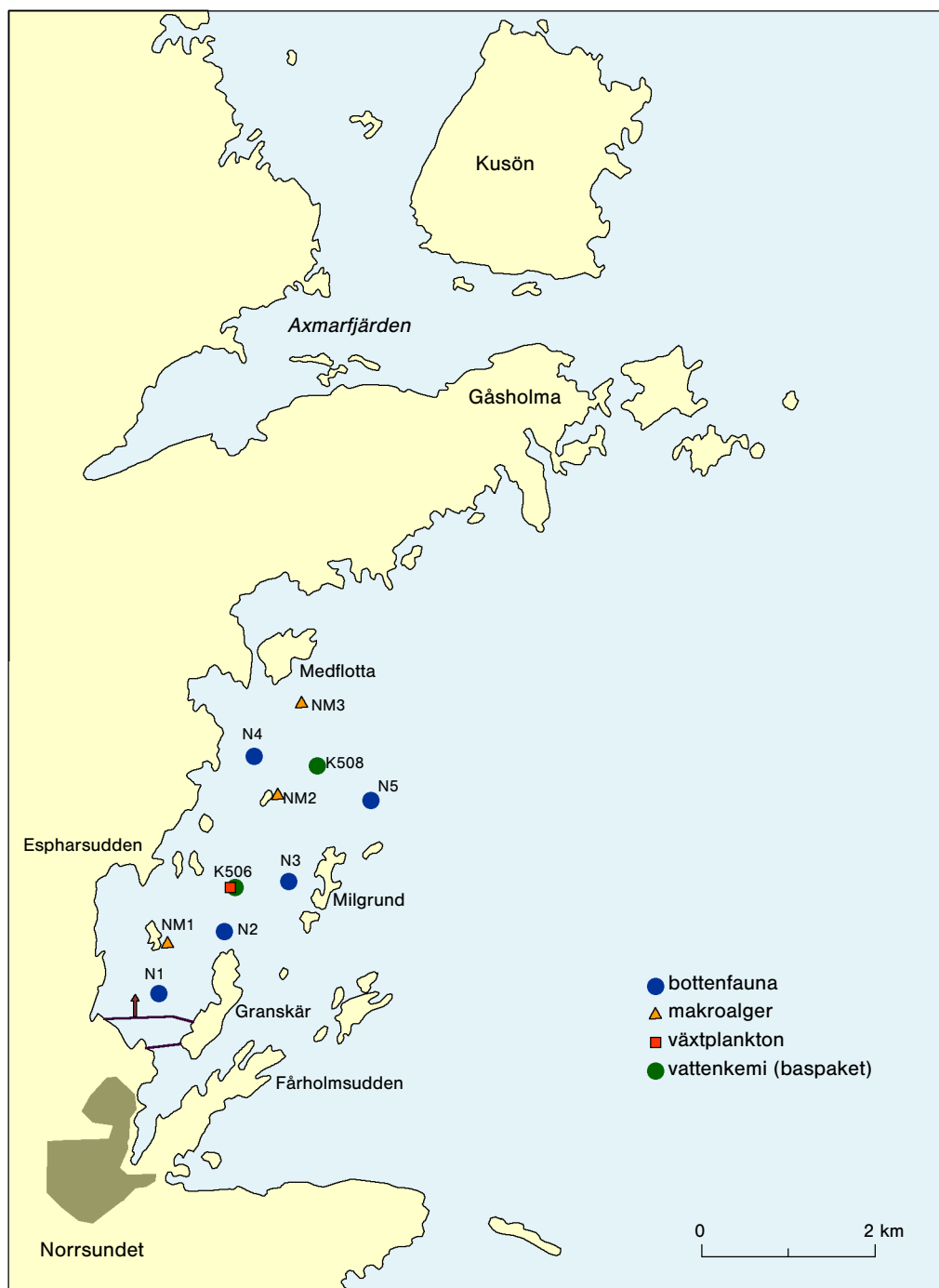
Norrgrundetrecipienten karakteriseras som ett relativt öppet och grunt kustområde med en variabel botten topografi. Påverkan av tillrinnande sötvatten är mycket liten. Områdets form av en vik som successivt vidgas gör det svårt att avgränsa en primärrecipient. De botten dynamiska förhållandena undersöktes i projektet Miljö och Cellulosa. Ackumulationsbottnar, d.v.s. bottnar med kontinuerlig deposition av finmaterial (medium silt eller finare, partikeldiameter <0,006 mm) förekom enbart i topografiskt skyddade djuphålur, samt längst in viken där fiberbankar påträffades vid undersökningarna 1960–1984.

Produktion och utsläpp

Fabriken togs i drift 1923 med en produktionslinje med kapaciteten ca 15 000 ton/år. Fram till 1937 togs ytterligare två linjer i drift för blekt massa och produktionen uppgick till 42 000 ton. År 1964 installerades en mesaugn och ett år senare en indunstningsanläggning samt en sodapanna. För externrening installerades två parallella sedimenteringsbassänger. År 1966 installerades en ny kokare för kontinuerlig drift och nytt blekeri vilket innebar att produktionen fördubblades.

Fabriken genomgick en omfattande ombyggnad i början av 1980-talet och den nya anläggningen togs i drift vid årsskiftet 1982/83. En luftad damm byggdes 1992. Därefter skedde endast smärre förändringar i fabriken fram till 1998 då ytterligare ett syrgassteg installerades. Hösten 2001 byggdes den biologiska reningsanläggningen om till en s.k. LAS-anläggning (Långtidsluftad Aktiv Slam) och 2004 skedde ombyggnad av blekerierna.

År 1970 byggdes en dammanläggning i recipienten mellan fastlandet och Granskär. I dammen placerades tre pumpar som styrde vattencirkulationen så att huvuddelen av det förorenade vattnet passerade väster om Granskär och Milgrund. Med hjälp av de tre skruppumparna späddes avlopps-



Figur 80. Norrsundets Bruks lokalisering vid fjärden samt provtagningsstationer i recipienten.

vattnet initialt ca 30 gånger med havsvatten. När långtgående biologisk rening installerades 2002 ställdes pumparna av. Avloppsvattnet leddes därefter till fjärden via en bäckfåra norr om det invallade området. Genom att området är grunt och relativt öppet så är vattenomsättningstiden kort (tre dygn).

Hösten 2008 lades verksamheten vid bruket ner. Under ett antal år före nedläggning hade bruket tillstånd att producera 315 000 ton blekt barrvedsmassa och de sista åren var den faktiska produktionen ca 290 000 ton/år. I samband med och under den närmaste tiden efter produktionsstoppet gjordes en avstädning av fabriksområdet, som sannolikt bidrog till en kortvarig belastning på recipienten. Efter detta kan brukets direkta påverkan på recipienten anses ha upphört. Utsläppskontrollen har dock fortsatt, men i en mera begränsad omfattning än tidigare.

Vi tre mätningar 1960, 1966 och 1974 anges att utsläppen av COD uppgick till 39, 48 respektive 99 t/dygn (Råghall & Åsell, 1976). I början av 1980-talet uppgick utsläppen av COD till nivån 50–60 t/dygn, men efter ombyggnaden sjönk utsläppsnivån till ca 40 t/dygn. Efter installation av den luftade dammen minskade utsläppen till drygt 20 t/dygn och efter ombyggnaden till LAS 2001 till ca 10 t/dygn.

Fosforutsläppen låg på nivån 30–40 kg/dygn under 1980-talet och ca 30 kg/dygn efter att LAS-anläggningen togs i drift år 2001. Kväveutsläppen låg på nivån 100–150 kg/dygn från 1980-talets början fram till att fabriken stängdes.

Recipientdata

SPRIDNING OCH UTSPÄDNING AV AVLOPPSVATTEN

År 1982 utfördes en spridningsstudie av avloppsvattnet från Norrsundets Bruk med hjälp av analyser av kloroform som spårsubstans i recipienten. Analyser utfördes vid några olika vindförehållanden och man bedömde att vid svag sydlig vind kunde utspädningen grovt beräknas till ca 300–400 ggr på ett avstånd av ca fem km från utsläppspunkten.

Med hjälp av en matematisk modell gjorde Jonsson (1985) en beräkning av utspädningen inom fyra delområden i recipienten. I delområdet 0–3 km från utsläppet beräknades den genomsnittliga utspädningen till ca 160 ggr. I området ytterligare två km ut var utspädningen ca 300 ggr och ut mot Gåsholma ca 1 000 ggr.

SEDIMENT

Sedimentundersökningar utfördes 1968, 1974, 1975 och 1976. Proverna mikroskoperades med avseende på fibrer och svavelbakterier (Råghall & Åsell, 1976). Vid 1974 års undersökning konstaterades en ökad fiberutbredning jämfört med 1968. Ett sammanhängande fiberskikt förekom i ett område mellan Espharsudden och Granskär ca en km ut från utsläppspunkten. Inom samma område var sedimenten svarta, d.v.s. reducerade med kraftig svavelvätelukt, samtidigt som trådformiga svavelbakterier förekom.

Längre ut i recipienten mellan Milgrund och Medflotta, ca tre km från utsläppspunkten, förekom fläckvis fibrer och reducerade sediment.

Undersökningar utförda 1977 (Lundberg & von Post, 1979) visade att bottarna närmast utanför Norrsundets bruk täcktes av svart slam huvudsakligen bestående av mesa. Området bedömdes därför ointressant ur fiberåtervinningsynpunkt. Som ett led i pågående utredningar för att klarlägga eventuellt efterbehandlingsbehov efter att Norrsundets bruk lade ned produktionen 2008 undersöktes sedimenten utanför fabriken 2010 (GVT, 2011). Härvidlag bedömdes att fiberrika sediment fanns inom storleksordningen 120 ha till en sammanlagd volym av 400 000 m³.

Från slutet av 1960-talet fram till början av 1980-talet orsakade utsläppen av organiskt material och toxiska ämnen en fullständig utslagning av ekosystemet inom ett ca 100 ha stort område i inre delen av den grunda fjärden. Detta är troligen den största skada som uppträtt vid någon svensk skogsindustri efter 1970. Under 1940- fram tom 1960-talet fanns ett flertal sulfitfabriker och sliperier belägna vid små vattensystem i inlandet, vilka orsakade omfattande "döda" zoner, men vid dessa fabriker finns endast en översiktlig dokumentation om effekterna.

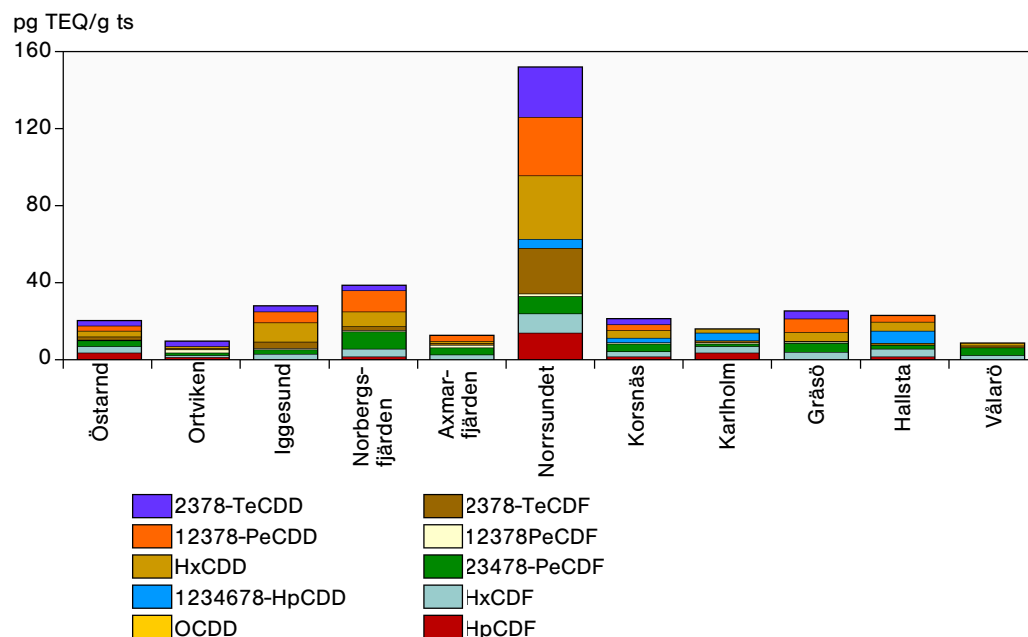
MILJÖFARLIGA ÄMNEN

År 1982 uttogs sediment på ett tiotal stationer i djuphålor på ett avstånd av 4–8 km från utsläppspunkten. Genomgående var halterna klorfenoler låga (0,1–1,9 ng/g tv) medan halten tetraklorkatekol var något högre (2,0–6,1 ng/g tv).

Klorfenolära ämnen analyserades även i snäckor. Därvid kunde en klar gradient registreras för tri- och tetraklorguajakol från utsläppspunkten ut mot Kusö kalv nära Gåsholma medan tetra- och pentaklorfenolerna uppvisade en svag till måttlig gradient (Karlström, 1983).

Vid en undersökning 2010, dvs efter att fabriken lagts ner, var halten dioxiner och furaner i ytsediment hög jämfört med andra samtidigt nyligen undersökta skogsindustrirecipienter och referensområden (figur 81).

Sedimenten innehöll även relativt höga halter av EOX, en summaparameter för klorerad (egentligen halogenerad) organisk substans, medan metallhalter generellt var låga vid undersökningen 2010. Halterna av PCDD/Fs i abborre var höga, dock avsevärt lägre i jämförelse med historiska nivåer (Malmæus m.fl., 2012). Halterna i fisk av andra stabila organiska ämnen och metaller inklusive kvicksilver var förhållandevis låga (Gustavsson & Danielsson, 2011).



Figur 81. Genomsnittliga halter av PCDD/Fs (pg TEQ/g ts) i ytsediment.

VATTENKVALITET

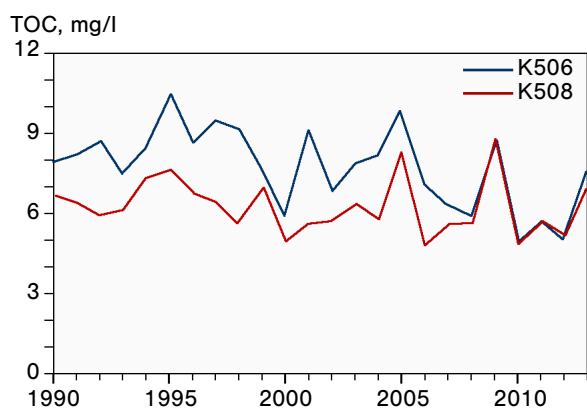
Kontroll av vattenkvaliteten påbörjades 1960 i recipienten på fyra stationer i en gradient från utsläppen och fem km ut (figur 81). Dessutom togs prover på två stationer sydost om Granskär och Melgrund. Medelvärden för de olika stationerna finns redovisade för perioderna 1960–65, 1966–70 och 1971–1975. Detta var under en tid då utsläppen av COD var lägre än i början av 1980-talet.

Den organiska halten mätt som permanganatförbrukning låg på nivån 50–150 mg/l på de närmaste två stationerna. Halterna varierade stort beroende på strömmar, isförhållanden m.m. Man kan dock konstatera att halterna var höga då permanganatförbrukning i stort motsvarar TOC som under de senaste åren legat på nivån 6–10 mg/l. Under denna period uppmättes även låga syrgashalter (<1 mg/l).

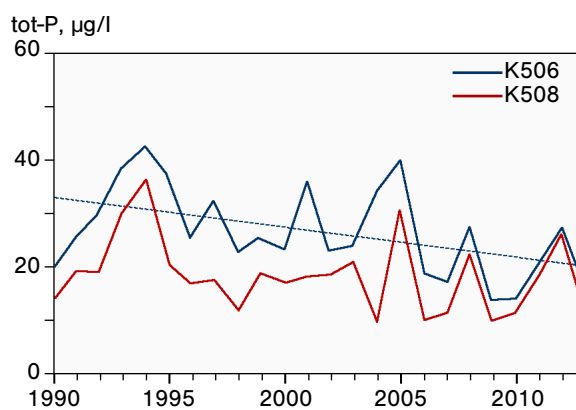
Sedan 25 år tillbaka sker recipientkontroll inom ramen för Gästriklands vattenvårdsförening och provtagning sker sex gånger per år på två stationer i recipienten (figur 80).

Den närmaste stationen (K506) är belägen ca 1,5 km från fabriksutsläppet och den andra stationen (K508) ytterligare 3,5 km ut.

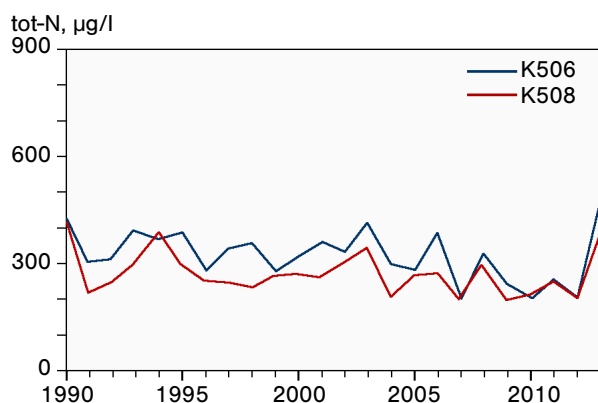
I figur 82 redovisas halten TOC på de båda stationerna under perioden 1990–2013. Halten TOC minskade signifikant på stationen längst in från ca 10 mg/l till ca 6 mg/l.



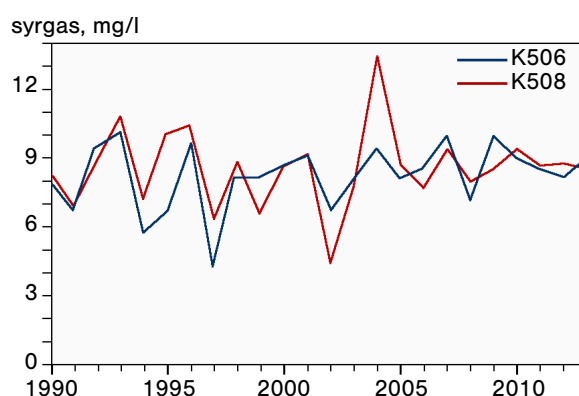
Figur 82. Årsmedelvärden för TOC på två stationer i recipienten till Norrsundets Bruk 1990–2013 (Efter Gästriklands vattenvårdsförening, 2014).



Figur 83. Årsmedelvärden för totalfosfor på två stationer i recipienten till Norrsundets Bruk 1990–2013 (Efter Gästriklands vattenvårdsförening, 2014).



Figur 84. Årsmedelvärden för totalkväve på två stationer i recipienten till Norrsundets Bruk 1990–2013 (Efter Gästriklands vattenvårdsförening, 2014).



Figur 85. Årslägst syrgashalt i bottenvatten på två stationer i recipienten till Norrsundets Bruk 1990–2013 (Efter Gästriklands vattenvårdsförening, 2014).

Halten totalfosfor uppvisar också en sjunkande trend och en god samvariation på båda stationerna. Under större delen av perioden har halten på närstationen legat 5–10 µg/l högre än på stationen längre ut. Detta mönster bröts då fabriken lades ner 2008–2009, varefter halterna är närmast identiska på båda stationerna (figur 83).

Kväve uppvisar ingen sjunkande trend (figur 84). Halten på närstationen var tidigare något högre men på samma sätt som för fosfor ligger halterna på samma nivå på båda stationerna efter att fabriken lades ner.

Syrgashalten har varierat relativt likartat på båda stationerna inom intervallet 4–10 mg/l. De senaste åren tycks dock en stabilisering skett vilket hänger samman med att området avlastats på organiskt material från bruket (figur 85).

För fosfor är den ekologiska statusen ”måttlig” respektive ”god” på de två stationerna, medan statusen för kväve är ”god respektive hög”.

MAKROVEGETATION OCH LITORALFAUNA

En uppföljning av strandzonens växtsamhällen gjordes 2005 (Grahn m.fl., 2006) efter de tidigare karteringarna 1984, 1989, 1992 och 1998. Vid den första inventeringen konstaterades att växt-

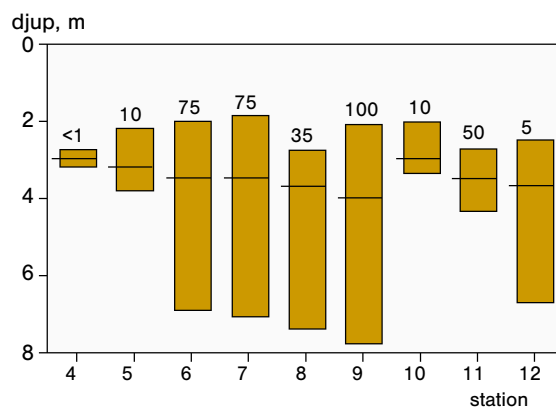
samhället närmast utsläppet helt dominerades av ett fåtal grönalgararter. Längre ut förekom vattensmossa, kransalger, fanerogamer (natearter m.m.) samt rödalger.

Brunalger, främst blåstång, noterades bara på de yttersta stationerna 1984, vilket ansågs vara en effekt av kloratutsläpp (Kautsky m.fl., 1988). Senare kunde man konstatera, att naturliga förutsättningar för etablering av blåstång var ogynnsamma i de innersta delarna av recipienten p.g.a. låg salthalt och olämpligt bottensubstrat, samt att kloratbildningen i reningsanläggningen sannolikt varit liten. Kloratskador kunde dock inte uteslutas lite längre ut från fabriken.

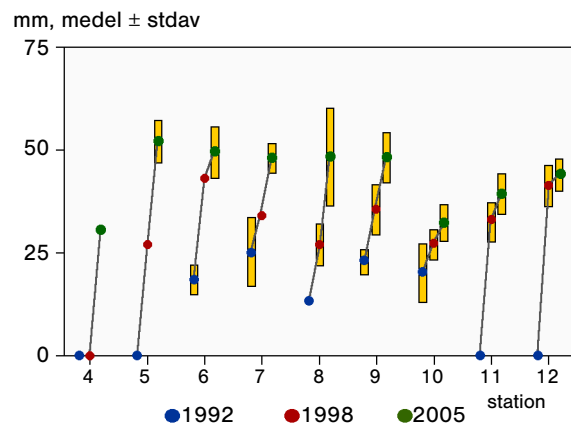
Vid undersökningarna 1992 och 1998 konstaterades att stora förbättringar skett sedan 1980-talet (Notini & Rosemarin, 1992; Notini, 1999), men fortfarande saknades blåstång på flera stationer så långt ut som fem km från utsläppet.

Slutsatsen efter uppföljningen 2005 var att förbättringarna fortsatt och att tångsamhället återhämtat sig avsevärt. Förekomst och täckningsgrad av blåstång hade ökat (figur 86). Det fanns blåstång även på stationen närmast fabriken samtidigt som tillväxten var god på samtliga undersökta lokaler. Tillväxten hos blåstångsplantorna hade nästan fördubblats i hela området mellan 1992 och 2005 (figur 87). Om en kloratpåverkan verkligen förekommit, så hade den avklingat. Den mest sannolika förklaringen är dock en minskad både lokal och regional övergödning eftersom det skett en storskalig förbättring i tångsamhället längs hela kuststräckan.

Återhämtningar som kan härledas till minskad eutrofiering noterades även för den fauna som lever i vegetationsbältet (Grahn m.fl., 2006). År 1992 dominerade detritusätande snäckarter i den inre delen av recipienten. Dessa saknades i stort sett helt 1998 och 2005. Biomassan botten djur hade också minskat i detta område. Sammantaget indikerade faunaundersökningarna tydliga förbättringar vilka ansågs bero på förbättrad vattenkvalitet.



Figur 86. Blåstångsförekomst och fördelning på respektive stationer 2005. Siffrorna anger maximal täckning av bottenytan av tång i procent längs en profil. Horisontellt streck anger djup för täckningsmaximum.



Figur 87. Tillväxt i mm samt standardavvikelse hos blåstång på 9 stationer i recipienten till Norrsundets bruk åren 1992, 1998 och 2005.

BOTTENFAUNA

Undersökningar av bottenfaunan startade 1968. I en rapport redovisas undersökningar utförda 1968, 1974, 1975 och 1976 (Råghall & Åsell, 1976). Bottenfauna förekom inte i inre delen av viken ut till en linje mellan Espharsudden och Granskärs nordspets. Bottnarna i detta område var bemängda med fibrer och mer eller mindre permanent syrebrist rådde. Den "döda" zonen varierade något mellan år men var i stort sett likartad under de åtta år som undersökningar genomfördes.

Längre ut i viken fanns enstaka individer av toleranta glattmaskar och fjädermyggor. I några prover fann man också östersjömussla och kräftdjur. Då man gjorde en jämförelse mellan grunda

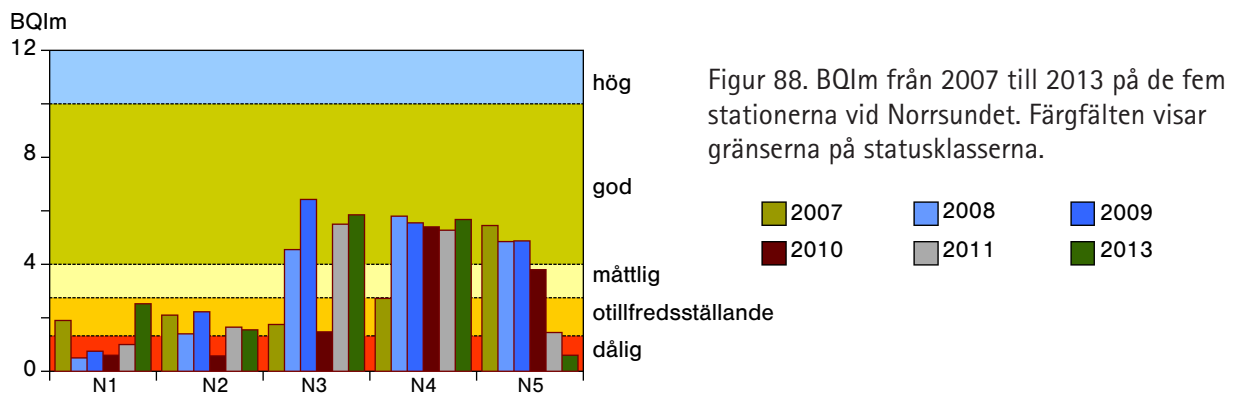
lokaler och djupa lokaler i yttre delarna av recipienten och i ett referensområde fann man att faunans sammansättning var relativt likartad på de djupa lokalerna. På de grunda lokalerna skilde sig däremot recipienten från referensområdet genom att faunan var art- och individfattig varför man drog slutsatsen att avloppsvattnet transporteras i ytan och exponerade strandekosystemet i ett stort område.

Vattenvårdsförbundet har redovisat resultat från bottenfaunaundersökningar under perioden 2007–2013 utanför Norrsundets bruk (Gästriklands vattenvårdsförening, 2014). BQIm (bottenfaunaindex) 2013 varierade mellan 0,59 och 5,85 vilket ger statusklassificering från "dålig" till "god" status. För hela materialet indikeras en gradient, med sämre värden på de inre och bättre på de yttre stationerna. Någon tydlig förbättring över tid kan inte urskiljas på de innersta recipientstationerna.

Resultaten på den längst ut belägna stationen, med sjunkande status över tid, kan sannolikt förklaras av att bottensedimentet eroderats och att antalet organismer därför minskat (figur 88).

Vid de tidigare undersökningarna, före 2007, beräknades inget bottenfaunaindex. Under perioden 2002 till 2006, då fabriken fortfarande var i drift, var tätheterna på de inre stationerna generellt sett låga till mycket låga. Detta berodde delvis på att vitmärkan här i likhet med i övriga delar av Bottenhavskusten i stort sett försvunnit. Bottenfaunan dominerades av fjädermyggsarter som indikerar ansträngda syrgasförhållanden. På övriga stationer var förekomsten av syretåliga taxa låg. Den dominerande arten var östersjömussla. Den invandrade arten *Marenzelleria sp.* hade också nått relativt höga tätheter.

Förhållandena under början av 2000-talet, då fabriken fortfarande var i drift, var således dåliga eller otillfredsställande i recipienten. Den fortsatta kontrollen visade, att stängningen av bruket 2008 inte lett till signifikant återhämtning vid den senast rapporterade undersökningen 2013.



Fisk

Hälsotillstånd

Inom ramen för Miljö/Cellulosa-projektet inleddes omfattande undersökningar av subletala hälsoeffekter på abborre i recipienten för Norrsundets bruk. Verksamheten var samordnad med de fiskekologiska studierna av fortplantning, individtillväxt, mortalitet och beståndsstatus.

De första undersökningarna av abborrens hälsotillstånd genomfördes 1984 och 1985. Utsläppen från fabriken orsakade mycket allvarliga hälsoeffekter på fisken (Andersson m.fl., 1988; Larsson m.fl., 2003). Sammantaget visade undersökningarna att flertalet viktiga fysiologiska funktioner var störda. Effekterna var dosberoende och kraftigast i närområdet 2–5 km från utsläppet. Effekter observerades dock ända upp till 8–10 km från fabriken, där avloppsvattnet hade en beräknad utspädning av 1 100 ggr.

Bland påvisade hälsoeffekter 1984/85 (Andersson m fl., 1988; Lindesjö & Thulin, 1992; Lindesjö & Thulin, 1994; Lindesjö m.fl., 1994) kan nämnas:

- leverförstoring och en kraftig ökning av aktiviteten för avgiftningsenzymet EROD i levern.
- hämmad eller försenad tillväxt av könsorganen och reducerad könshormonnivå i blodet
- förändringen av den vita blodcells bilden
- ökad aktivitet av enzymet ALA-D, ökning av antalet röda blodceller och hemoglobin i blodet
- minskad koncentration av klorid och ökade koncentrationer av kalium, kalcium och magnesium i blodet
- en förändrad kolhydratmetabolism
- histopatologiska effekter i form av grava fenskador, skelettförändringar och deformerade käkben hos olika fiskarter

Vid upprepade hälsoundersökningar 1988, 1990, 1993 och 1995 observerades att tidigare effekter på många biomarkörer försvann successivt med början i recipientens yttre delar och de blev allt svagare i fabriken närhet. År 1995 observerades i dessa undersökningar inte längre några effekter på gonadstorlek, ämnesomsättning, saltbalans eller röda blodcellbild (tabell 14). Kvarstående effekter var en svag EROD-induktion i levern och tecken på nedsatt immunförsvar (lägre antal vita blodceller), men då endast i närområdet (Larsson m.fl., 2003). Efter 1995 har liknande hälsoundersökningar inte genomförts på fiskar i Norrsundetrecipienten.

Tabell 14. Successiv förbättring av hälsotillståndet hos fisken i närområdet till fabriken under perioden 1985 till 1995.

könskörtlarnas storlek	---	--	0	-	0
halt av könshormoner i blodplasma	--	-	0	0	0
leverstorlek	++	+	0	0	0
EROD-aktivitet	++++	++	++	++	+
kolhydratomsättning	++	0	+	0	0
kloridhalt i blodplasma	--	0	0	0	0
röda blodkroppar (volym)	+++	++	+	+	0
antal vita blodkroppar	---	---		0	-
fenskador	+++	(+)	0	0	0
skelettdeformationer	++	+	0	0	0
	1984/85	1988	1990	1993	1995
	- värden under det normala 0 normala värden + värden över det normala				

I studierna av tillväxt och fortplantning under första halvan av 1980-talet, vilka gjordes integrerat med hälsoundersökningarna men på ett större fiskmaterial, påvisades stimulerad tillväxt och hämmad fortplantning. Samtidigt noterades kraftigt minskad yngelproduktion i kombination med ökad adult mortalitet, låga fisktätheter och ett onormalt fiskesamhälle i närrecipienten (Neuman & Karås, 1988; Sandström m.fl., 1988; Sandström & Thoresson, 1988; Karås m.fl., 1991). De integrerade fiskundersökningarna visade sammantaget att effekter på fisk i recipienten kunde påvisas från cellnivå till populations- och samhällsnivå.

Att tillväxten stimulerats indikerades av en snabbare individuell längdökning och en högre kondition. Fortplantningshämningen indikerades av mindre gonadstorlek och senare könsmognad. Uppföljande undersökningar av individtillväxt och fortplantning i Norrsundetrecipienten gjordes från början av 1990-talet fram t.o.m. 2011, den senaste efter att bruket lagts ner (Grotell, 1997; Sandström & Neuman, 2003; Sandström & Abrahamsson, 2012). Resultaten av studierna av fortplantning, tillväxt, kondition och leverstorlek för hela tidsserien 1984–2011 sammanfattas i tabell 15.

Tabell 15. Sammanfattning av undersökningar av tillväxt, kondition (Cf), leverstorlek (LSI) och fortplantning hos abborre i recipienten till Norrsundets bruk. Signifikanta avvikelser mot referensen: - lägre eller senare (för könsmognad), 0 ingen avvikelse. Tomma rutor indikerar att data saknas.

Parameter	1984	1985	1989	1990	1995	1996	1997	1998	2005	2011
tillväxt	+	+			+		+	+	+	0
Cf	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
LSI						+			0	+
GSI	-	-	0	0	0	-	-	-	-	0
könsmognad	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-

Bortsett från en period i slutet av 1980-talet och början av 1990-talet har signifikanta avvikelser noterats som indikerat stimulerad tillväxt och kondition samt hämmad fortplantning (tabell 15, figur 89). Undersökningarna 1990 och 1995 tydde på en återhämtning av fortplantningsfunktionen i likhet med i hälsoundersökningarna (tabell 14 och 15). Vid de fortsatta uppföljningarna noterades dock en återgång till den tidigare effektbilden med mindre gonader (GSI) och senare könsmognad. Då data saknas kan inte en motsvarande analys göras för hälsoindikatorerna.

Hämmad könsmognad har noterats i nästan samtliga undersökningar mellan 1995 och 2011 (figur 90). Vid den studie som gjordes 1996 (Grotell, 1997) beräknades skillnaden i längd vid 50% könsmognad motsvara en försening av könsmognaden i storleksordningen 1,5 år.

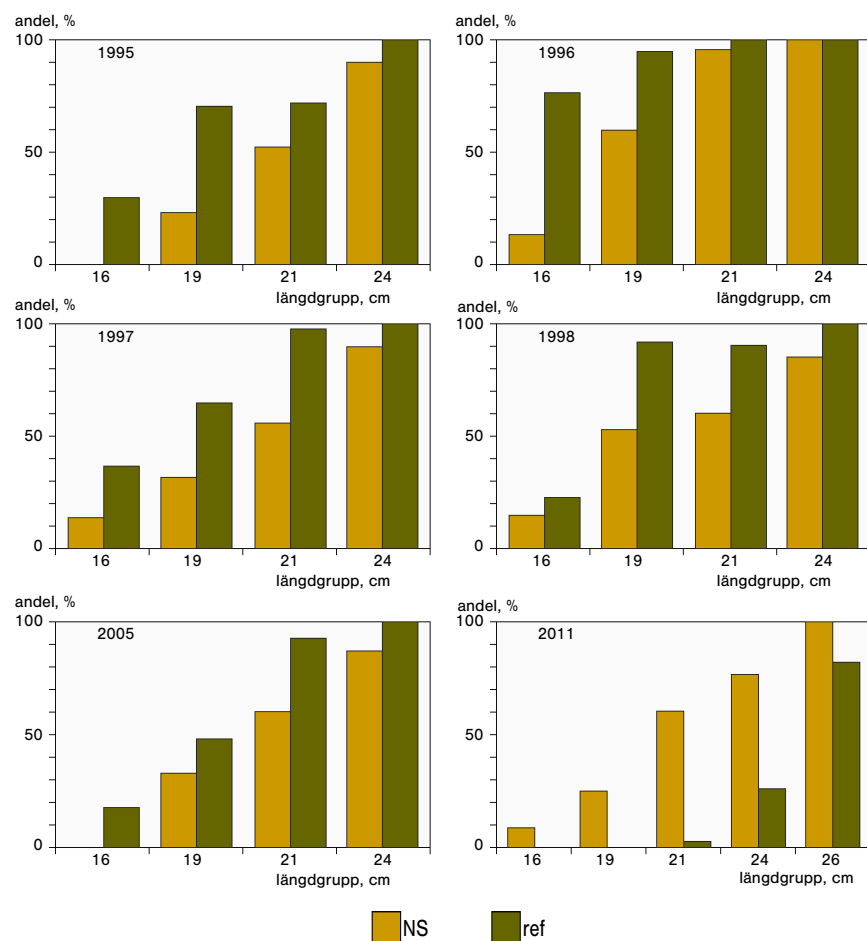
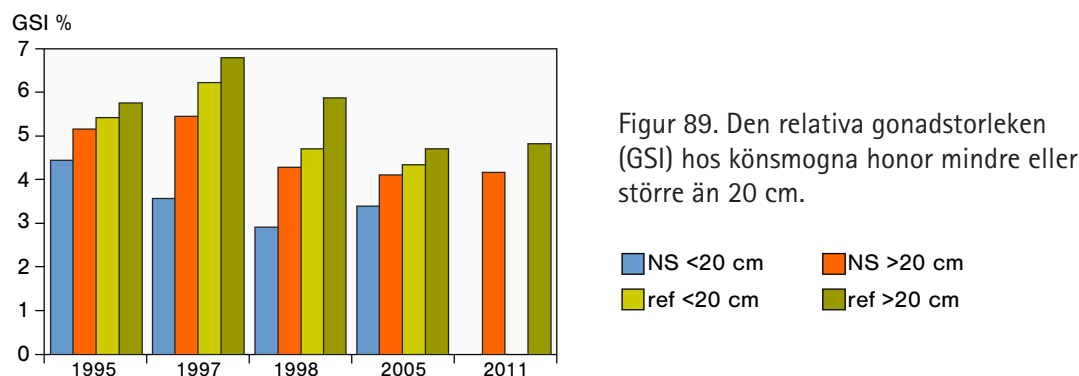
Vid studien 2011 observerades inga effekter på tillväxt och gonadstorlek. Däremot kvarstod en mycket tydlig hämning av könsmognaden. Kondition och leverstorlek var också högre i recipienten. Ökad leverstorlek (LSI) var en effekt som observerades 1984/85 och 1988 vid hälsoundersökningarna på abborre, men som sedan visade en återhämtning vid efterföljande undersökningar 1990–1995. En förstörd lever är metabolisk störning som är vanlig vid exponering för organiska kemiska ämnen. Att samma leverstörning återkommer åren 1996 och 2011 kan tyda på att fisken på nytt har blivit utsatt för en förhöjd kemikalieexponering.

Sammantaget kan resultaten från 2011 tolkas som att en viss, dock inte fullständig, återhämtning har skett efter att utsläppen upphört. Regleringen av könsmognaden tycks ha varit den kanske känsligaste funktion som studerats i Norrsundetrecipienten.

Bestånd och rekrytering

Under 1980-talet gjordes ett flertal inventeringar av fiskyngel efter en gradient ut från utsläppet. Tätheten var mycket låg i de inre delarna av recipienten (Neuman & Karås, 1988). Efter att störningar av föräldrafiskarnas könsorgan observerats, gjordes studier som visade låg embryotillväxt, hög missbildningsfrekvens samt mycket låga tätheter av abborrlarver i recipienten (Karås m.fl., 1991). Det bedömdes som sannolikt att effekterna orsakats av toxiska eller hormonellt aktiva ämnen Dessa observationer har aldrig följts upp.

Fiskundersökningarna i Norrsundet hade inte bara inriktning mot de toxiska ämnena, utan insatser gjordes även för att belysa eutrofieringseffekter och försöka skilja dessa från de toxiska responserna. Provfiske under 1980-talet efter en gradient ut från utsläppet (figur 80) visade en allvarlig utarmning av fiskesamhället med mycket låga fisktätheter några km ut från fabriken (Neuman & Karås, 1988). Lite längre ut fanns en zon med förhöjda tätheter av mört och gers, vilket tolkades som en övergödningseffekt. Det uppföljande provfisket som gjordes 1998 visade, att såväl artantal som täthet, även nära fabriken, var jämförbara med referenslokalerna (Sandström & Neuman, 2003). Resultatet tolkades som en effekt av att utsläppen av organiskt material och närsalter hade minskat. De åtgärder som gjorts hade alltså lett till en tydlig återhämtning av fiskesamhället mot ett tillstånd som var nära det normala.



Ekologisk och kemisk status samt Miljökvalitetsnorm

Recipienten utgörs av två vattenförekomster, Norrsundet och Fårholmen. Vattenförekomsten Norrsundet sträcker sig från fabriksområdet ut till en linje norr om Finnharen till Svartgrund och ytterligare ca två kilometer söderut. Arealen uppgår till ca 14 km². Fårholmen omfattar Hamrångeåns mynningsområde och vattenområdet nordväst om Fårholmsudden och upptar en yta av ca 0,6 km².

Vattenmyndigheten bedömer att den ekologiska statusen i Norrsundet är "otillfredställande". Statusklassningen baseras på kvalitetsfaktorn bottenfauna. Klassificeringen av bottenfauna baseras på BQI-index som tar hänsyn till antalet arter och till arternas känslighet för störningar som t.ex. övergödning. I Bottniska viken minskar antalet arter betydligt jämfört med Östersjön och man har under 2000-talet sett en nedgång av vitmärla (*Monoporeia affinis*) som indikerar god status.

Klassningen av bottenfauna i vattenförekomsten bygger på data från 2006–2008 och det är möjligt att nyare data skulle ge en annan bild, t ex om vitmärlan återhämtat sig, men statusen skulle inte klassificeras till högre än "måttlig" status eftersom kvalitetsfaktorerna makroalger och gömfröiga växter, växtplankton, siktdjup och särskilt förorenande ämnen indikerar "måttlig" status. En sammanvägning av kväve och fosfor under sommar och vinter ger dock bedömningen "god" status.

Ett ytterligare skäl till att vattenförekomsten ej uppnår "god" ekologisk status är att riktvärdena för ickedioxinlika PCB:er överskrids i sediment. PCB:er har analyserats 2012 i en provpunkt varför bedömningen är osäker. Påverkansbilden är komplex och man anser att det är oklart vilka åtgärder som är möjliga och mest effektiva för att uppnå "god" status. För att "god" status ska kunna uppnås till 2027 bör utredningar genomföras i form av källfördelningsanalys samt vilka fysiska åtgärder som krävs. Denna utredning skall vara klar senast 2021.

Vattenförekomsten bedöms ej uppnå "god" kemisk status eftersom gränsvärdet 20 mikrogram kvicksilver per kg i biota ej uppnås. Vidare uppnås ej "god" kemisk status då gränsvärdena för antracen, bensoperylen och indenopyren överskrids i sediment. Utredningar för att klarlägga påverkansbilden bör genomföras till 2021 och vattenförekomsten har tidsfrist till 2027 för att uppnå "god" kemisk status.

Vattenförekomsten Fårholmen har "god" ekologisk status baserat på kvalitetsfaktorerna växtplankton, näringsämnen och särskilt förorenande ämnen. Den kemiska statusen är ej "god" beroende på överskridande av gränsvärdet för kvicksilver i fisk.

Det råder stor osäkerhet i de bedömningar som vattenmyndigheten presenterat för fjärden vid Norrsundet och Hamrångeåns mynningsområde. Detta gäller såväl de biologiska kvalitetsfaktorerna som halter av miljöfarliga ämnen i sediment. Någon miljö kvalitetsnorm har ännu inte fastställts.

Korsnäsverken

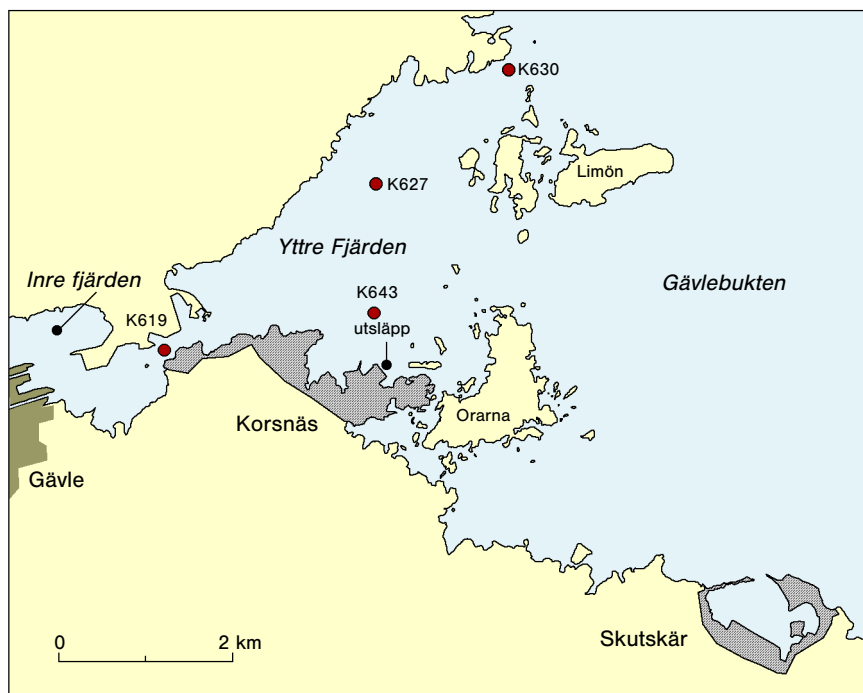
Motiven för valet av fabriken

Korsnäsverken har valts som exempel på en fabrik belägen vid en relativt slutna fjärd, Gävle Yttre Fjärd (figur 91), med begränsad vattenomsättning vilken under lång tid tillförts närsalter och organiskt material från ett antal punktkällor och diffusa källor. Dessutom är området kontaminerat med miljöfarliga ämnen från tidigare utsläpp från massaindustrin och en klor-alkalifabrik samt från hamnverksamheten i Inre Fjärden. Reningsåtgärder vid fabriken, kommunala reningsverk och inom jordbruket har inneburit en successiv återhämtning genom minskad övergödning.

Lokalisering

Korsnäsverken är belägen i södra delen av Gävle Yttre Fjärd (figur 91). Fjärden avgränsas i öster av öarna Limön och Orarna och de sund som förbinder öarna med fastlandet. I den innersta delen av Inre Fjärden mynnar vattendragen Gavleån och Testeboån.

Gävle Yttre Fjärd, som är primärrecipient för avloppsvatten från Korsnäsverken, har en yta av ca 18 km² och avgränsas av fastlandet i söder, väster och norr samt av en serie öar och grunda sund i öster. Holmuddsrännan i nordost är den djupaste förbindelsen med Gävlebukten och är muddrad till ett djup på drygt tio m medan den andra förbindelsen, Båkharsrännan mellan Limön och Orarna, är ca 3,5 djup. Medeldjupet i Yttre Fjärden är 11–12 m och det maximala djupet ca 17 m. Saltvatteninflödet till Yttre Fjärden sker främst genom den djupare Holmuddsrännan där den sydgående kustströmmen för in vatten från norr.



Figur 91. Korsnäsverkens lokalisering vid Gävlebukten med provtagningsstationer för vattenprovtagning i Gävle Fjärdar.

Yttre Fjärden är starkt påverkad av sötvattentillförseln från Gavleån och Testeboån med ett avrinningsområde på tillsammans 3 500 km². Åarna mynnar i Gävle Inre Fjärd som står i förbindelse med Yttre Fjärden genom ett ca 500 m brett sund. Medelvattenföringen i åarna uppgår till 30–35 m³/s.

Vattenomsättningen i Yttre Fjärden är långsam, i storleksordningen 2–3 veckor (tabell 16). Förekomsten av ackumulationsbottnar är relativt stor. I den topografiskt skyddade Inre fjärden förekommer också ackumulationsbottnar på ringa djup med undantag för de delar där vattenutströmningen från Gavleån och Testeboån påverkar de botten-dynamiska förhållandena.

Tabell 16. Morfometriska och hydrologiska data över Gävle Yttre fjärd.

area (km ²)	21
medeldjup (m)	2,6
maximidjup (m)	15
andel ackumulationsbotten (%)	40
sötvattentillrinning (m ³ /s)	35
vattenutbytestid (dygn)	17

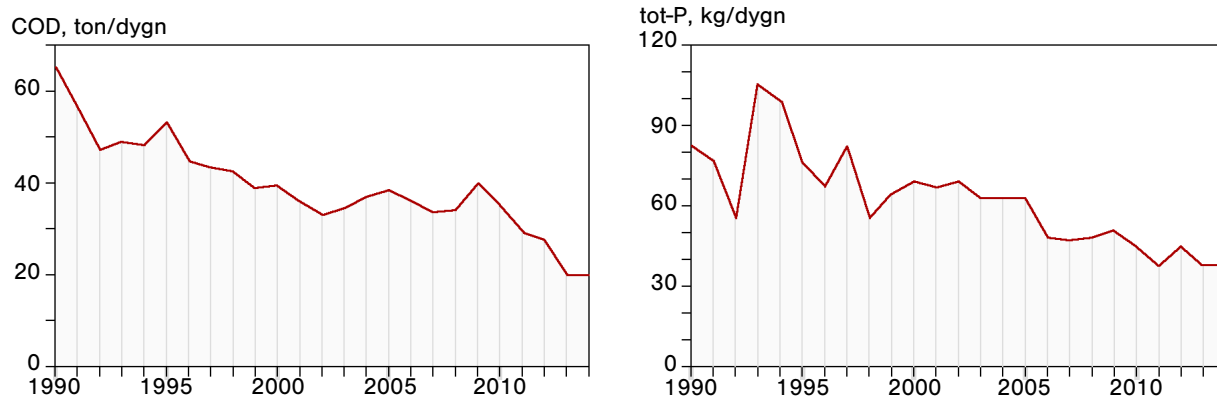
Produktion och utsläpp

Produktionen utgörs av oblekt och blekt sulfatmassa, papper och kartong samt fluffmassa. Bolaget har tillstånd att producera 700 000 ton massa per år varav 400 000 ton ECF- blekt massa, samt 755 000 ton papper och kartong per år. Produktionen av fluffmassa upphörde 2007.

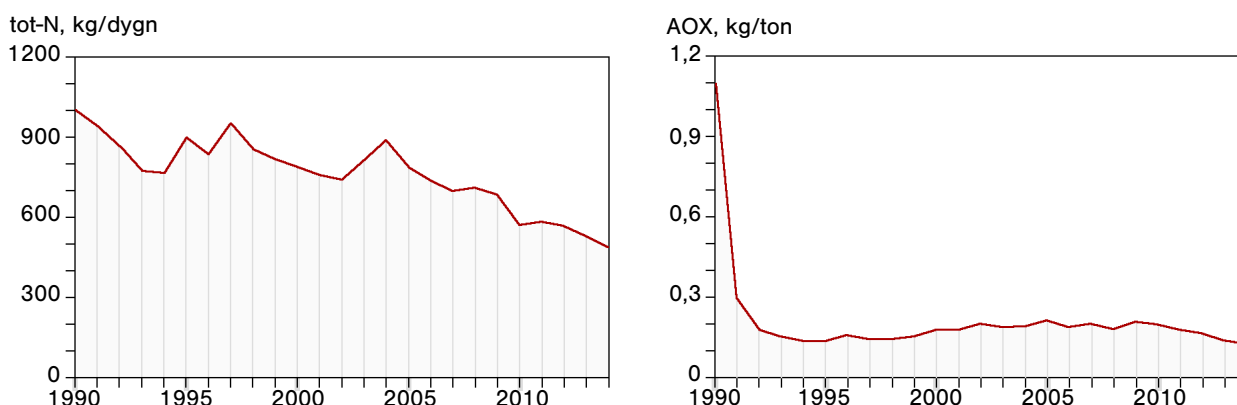
Bland de processtekniska förändringar som påverkat utsläppen till vatten kan nämnas installation av luftad damm 1983, syrgasblekning 1986, ECF-blekning 1990 och ombyggnad av rensriet 2003 så att allt virke torrbarkas.

Samtliga avloppsvattenströmmar avleds och renas i en luftad damm med en uppehållstid på 3–3,5 dygn. I slutdelen av den luftade dammen leds vattnet till slutsedimentering varefter det leds ut i recipienten i ett område som är omgivet av en bubbelridå. Beräkningar pekar på att avloppsvattnet späds ca 40 ggr innan det når den egentliga recipienten Yttre Fjärden.

Utsläppen av organiskt material, uttryckt som COD, närsalter (fosfor och kväve) och AOX under perioden 1990–2014 redovisas i figur 92 och 93. Jämfört med situationen i början av 1990-talet har utsläppen av COD, fosfor och kväve mer än halverats. Utsläppen av COD uppgår idag till ca 20 t/dygn, fosfor till ca 40 kg/dygn och kväve till ca 500 kg/dygn.



Figur 92. Utsläpp av COD och Tot-P från Korsnäsverken åren 1990–2014.



Figur 93. Utsläpp av Tot-N och AOX från Korsnäsverken åren 1990–2014.

Recipientdata

AVLOPPSVATTNETS SPRIDNING OCH UTSPÄDNING

Det reade avloppsvattnet från Korsnäsverken släpps ut i södra delen av Yttre Fjärden där det blandas in i sötvattenflödet från Inre Fjärden som strömmar längs södra farleden mot Båkharsrännan och vidare ut i Gävlebukten norr om Orarna. Avloppsvattnet blandas in i recipientvattnet efter passage av den "bubbelridå" som utgör reningsanläggningens yttersta del. Därefter sker en vidare utspädning i den förbipasserande utsötade ytvattenströmmen som sedan transporteras ut i Gävlebukten där en ytterligare snabb utspädning äger rum främst genom vertikal omblandning.

SEDIMENT

Under perioden 1978–1991 utfördes undersökningar av sedimentens beskaffenhet på 14 lokaler i Inre och Yttre Fjärden inom ramen för Gästriklands Vattenvårdsförening. Fram till 1991 återfanns rikligt med svavelbakterier i sedimentytan i området närmast Korsnäsverken. Även sedimenten på övriga stationer hade en svart till gråsvart färg vilket indikerade att syretillgången i gränsskiktet mellan sediment och vatten var otillfredställande inom hela området i Inre och Yttre Fjärdarna. Även senare under 1990-talet observerades svavelvätelukt från sedimenten i centrala Yttre Fjärden men inga cellulosa-fibrer observerades.

Vid en sedimentundersökning 1998 (Hansson & Wijnbladh, 1998) rapporterades inte något svart syrefritt sediment från någon av 28 undersökta lokaler. Tjockleken mättes av det översta oxiderade sedimentskiktet som varierade mellan 6 och 43 mm i Yttre Fjärden. Det tunnaste oxiderade skiktet, 6–10 mm, registrerades intill utsläppspunkten vid Korsnäsverken medan det oxiderade skiktets tjocklek var 25 mm eller däröver i övriga delar av Yttre Fjärden.

På 1970-talet var den invallade hamnbassängen utanför Korsnäsverken täckt av fibersediment. Volymen uppskattades till 700 000 m³ och kvicksilverinnehållet till två ton (Lundberg & von Post,

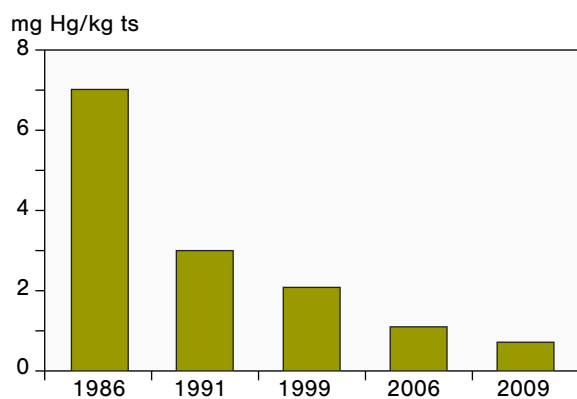
1979). Området muddrades i början av 1980-talet. Sentida sedimentundersökningar (Karlsson *et al.*, 2012) och maringeologiska karteringar som utförts av SGU har inte visat på kvarstående förekomst av fiberbankar i recipienten.

MILJÖFARLIGA ÄMNEN

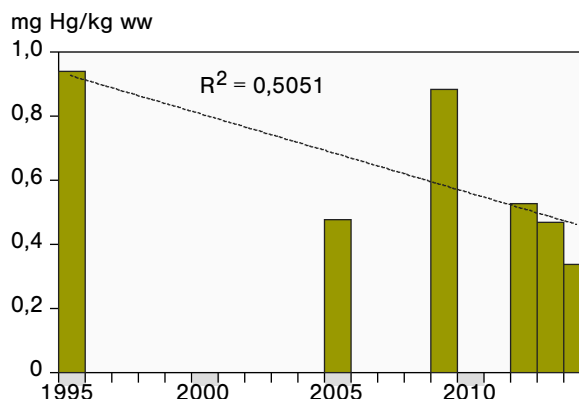
Metallhalterna i sedimenten i Yttre Fjärden är generellt sett höga, vilket sannolikt har sin huvudförklaring i den metallslighantering som förekommit i Gävle hamn samt transporten via vattendragen och den utflockning/sedimentation av partikulärt bundna metaller som sker när sött vatten möter salt.

Sedimentundersökningar visar avtagande halter av kvicksilver i sediment från Yttre Fjärden (figur 94). Senare års fiskundersökningar indikerar en liknande utveckling (figur 95).

Halterna av PCB:er och PAH:er är generellt sett förhöjda i sedimenten i Yttre Fjärden, vilket är typiskt för industrialiserade och urbaniserade områden. Däremot har halterna av dioxiner minskat till en förhållandevis låg nivå. Detta kan ses som en indikator på att de utsläpp av klorerat material som tidigare skett fastlagts i djupare sedimentlager.



Figur 94. Tidsutveckling för Hg-halt i sediment från Gävle Yttre Fjärd. Data från Hansson (1999), WSP (2006), Lst (2012).



Figur 95. Tidsutveckling för Hg-halt i fisk från Gävle Yttre Fjärd normerad till trehundragrams-abborre. Data från nationella databasen för miljögifter i biota och Danielsson *et al.* (2014).

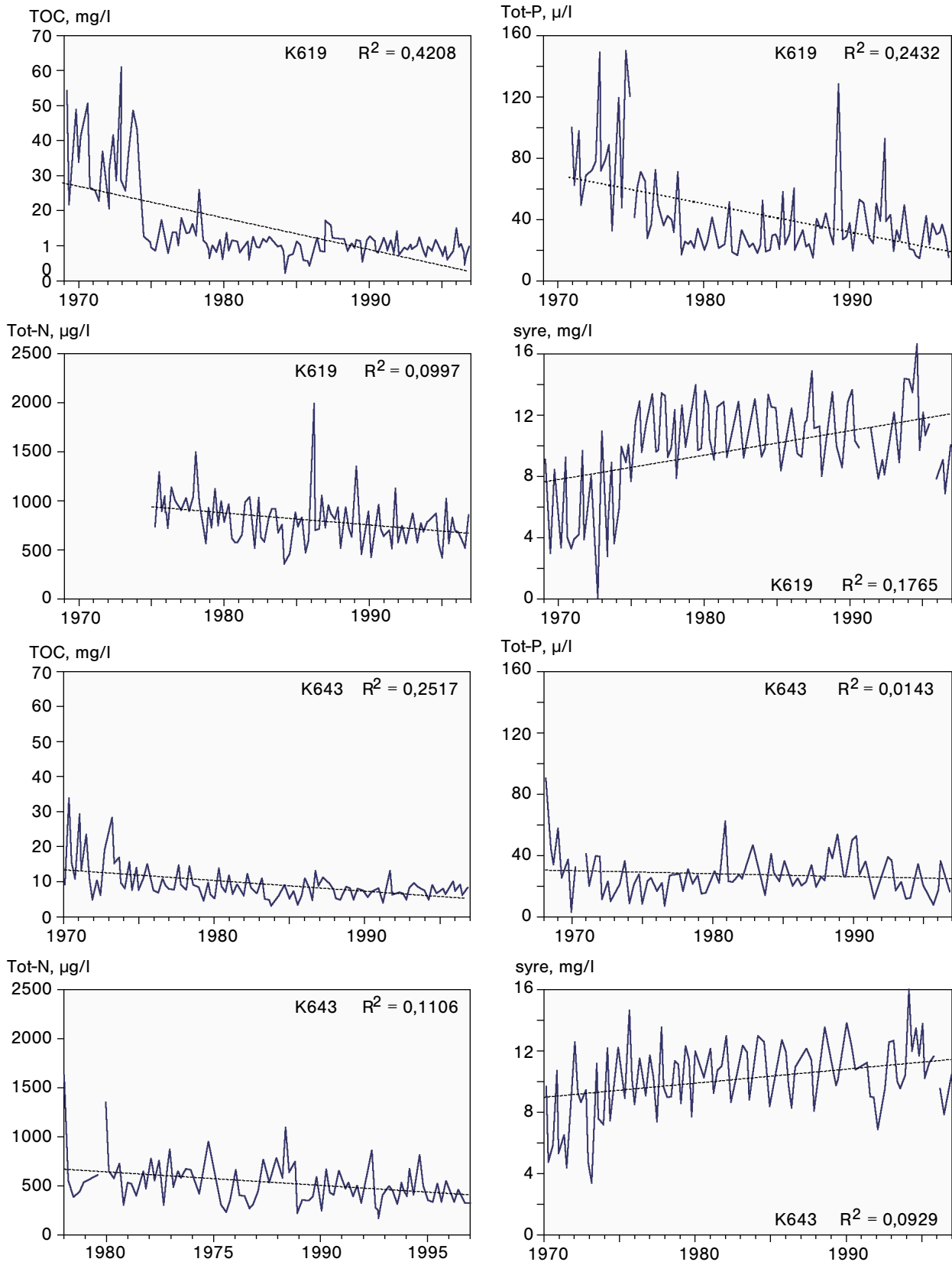
VATTENKVALITET

Vattenprover finns redovisade för Yttre Fjärden sedan 1970 och prover togs på 14 stationer fram till 1985. Därefter reducerades programmet till att omfatta fyra stationer med provtagning 3–6 ggr/år (figur 91).

I figur 96 redovisas halten TOC, fosfor, kväve samt löst syrgas i ytvatten på den station som är belägen mellan Inre och Yttre Fjärden (K619) samt den station som är belägen närmast Korsnäsverken (K 643) under perioden 1970–1997 (Walterson & Landner, 1999).

Som framgår var halterna av organiskt material och fosfor utanför Gävle hamn (K619) höga fram till 1975–80 med en TOC-halt på 30–50 mg/l och en fosforhalt på 40–140 µg/l. Samtidigt var syrehalten låg även i ytvattnet och halten nådde frekvent ner till 4 mg/l. På den station som är belägen drygt 500 m från Korsnäsverken (K643) var halterna av TOC och fosfor lägre men ändå förhöjda under 1970-talet. Även syrehalten var påtagligt lägre på denna station under 1970-talet.

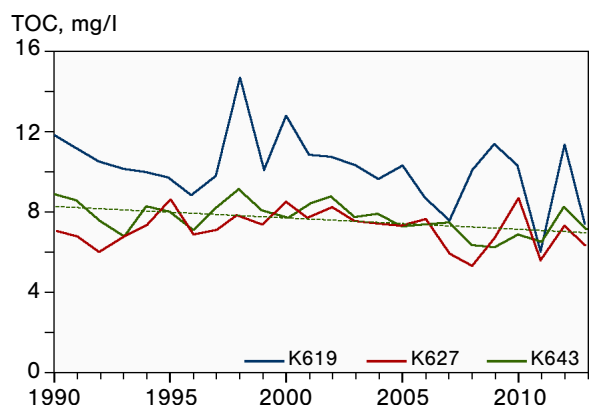
Den förbättring av vattenkvaliteten som noterades efter 1970-talet berodde huvudsakligen på att sulfittmassatillverkningen lades ned vid Korsnäs 1968 och 1976 upphörde produktionen vid Mackmyra sulfittfabrik, som var belägen en mil uppströms Gavleåns mynning. Hammarby sulfittfabrik, längre upp i Gavleåns vattensystem, lades ner 1982.



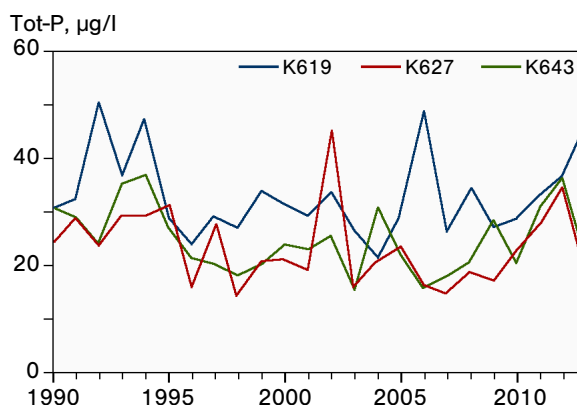
Figur 96. Årsmedelvärden för TOC, fosfor, kväve och syre på 0,5 m djup på station K619 och K643 i Yttre Fjärden ca 500 m från Korsnäsverken.

Även under senare år 1990–2013 är halten organiskt material uttryckt som TOC samt närsalter högre i sundet mellan Inre och Yttre Fjärden (K619) än på stationerna i Yttre Fjärden (figur 97, 98, 99). En svagt sjunkande trend kan noteras sedan 1990 för TOC och kväve, men inte fosfor på stationerna i Yttre fjärden. Halterna organisk substans och närsalter har således inte förändrats nämnvärt under den senaste 20–30 åren bortsett från kvävehalten i Inre Fjärden som minskat ca 20%. Syrgashalten i bottenvatten har varierat mellan år utan någon trend (figur 100).

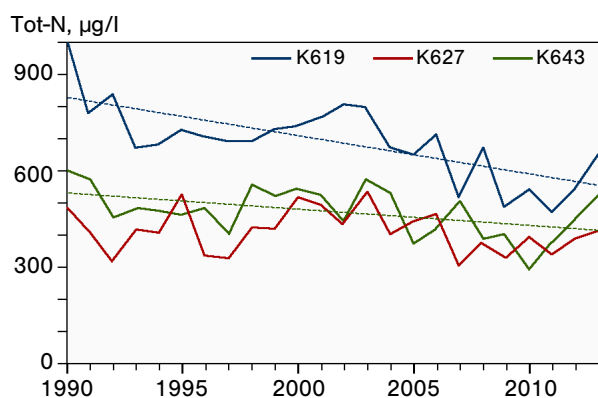
Enligt bedömningsgrunderna bedöms statusen för näringsämnen och siktdjup som "otillfredsställande-måttlig" i Yttre Fjärden medan statusen är "dålig" i Inre Fjärden. Vad gäller syrgashalten är statusen enligt recipientkontrollen "god" på samtliga stationer.



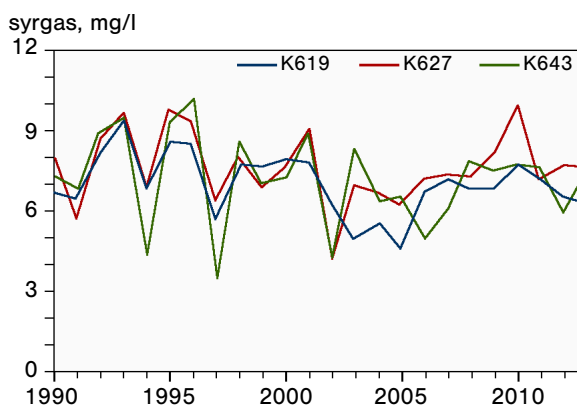
Figur 97. Årsmedelvärden för TOC på tre stationer i Gävle fjärdar 1990–2013. Station 643 är belägen ca 500 m från Korsnäsverken (Efter Gästriklands vattenvårdsförening, 2014).



Figur 98. Årsmedelvärden för totalfosfor på tre stationer i Gävle fjärdar 1990–2013. Station 643 är belägen ca 500 m från Korsnäsverken (Efter Gästriklands vattenvårdsförening, 2014).



Figur 99. Årsmedelvärden för totalkväve på tre stationer i Gävle fjärdar 1990–2013. Station 643 är belägen ca 500 m från Korsnäsverken (Efter Gästriklands vattenvårdsförening, 2014).

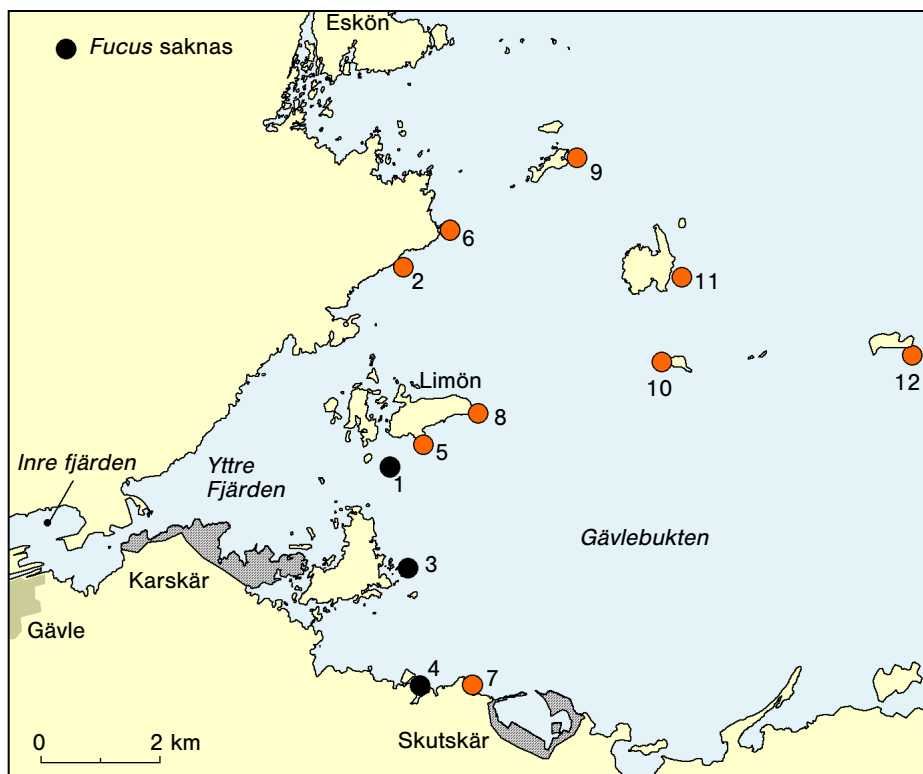


Figur 100. Årslägst syrgashalt på tre stationer i Gävle fjärdar 1990–2013. Station 643 är belägen ca 500 m från Korsnäsverken (Efter Gästriklands vattenvårdsförening, 2014).

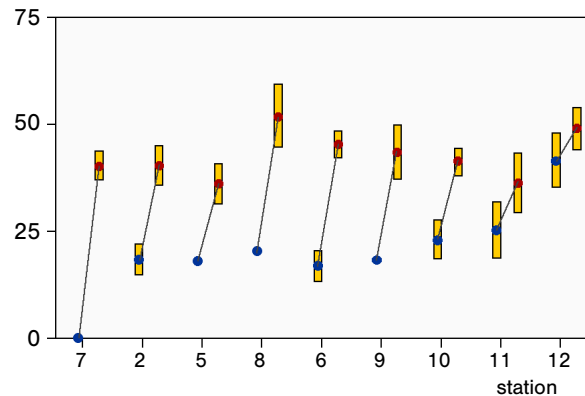
MAKROVEGETATION OCH LITORALFAUNA

I september 1995 utfördes en dykinventering i Gävlebukten vid 12 stationer för att studera blåstång och övriga algers utbredning på botten (figur 101). Vid åtta av dessa stationer återfanns blåstång med en täckningsgrad varierande mellan <1% till 75% (Notini, 1996).

Blåstångens tillväxt studerades genom att mäta toppskotten. Den årliga medeltillväxten varierade mellan 17 och 42 mm och tillväxten var störst längst ut i Gävlebukten.



mm, medel \pm stdav



Figur 101. Undersökta stationer i Gävlebukten 1995 och 2005 (överst) samt tillväxt hos blåstång (nedre figur).

● 1995 ● 2005

Prover togs för analys av närsalter och kol i blåstången. Resultaten visade att fosfor utgör den begränsande faktorn för blåstångstillväxten i Gävlebukten. Dessutom pekade analysresultaten på att fosforbegränsningen ökade i de inre delarna av bukten. Orsaken till fosforbegränsningen är, trots punktkällor av kväve och fosfor i området, bl.a. att fosfor till stor del är bunden till organiskt material och är därmed mindre tillgänglig för algerna. Eftersom blåstångstillväxten är fosforbegränsad är risken för kloratskador inte lika stor som i kvävebegränsade områden. Dessutom hade utsläppen av klorat reducerats kraftigt (ca 80%) från skogsindustrin i området mellan 1990–1995. Några kloratskador på tången kunde inte heller registreras i samband med provtagningen 1995.

En uppföljande undersökning gjordes 2005 (Grahn m.fl., 2006). Siktförhållandena var relativt goda i hela området och ökade successivt ut mot de yttre stationerna. En ökning av siktdjupet hade skett på flertalet stationer under perioden 1995 till 2005. Blåstång påträffades 2005 på nio av de tolv stationerna på djup mellan 1,2 och 7,6 m.

År 2005 hade förhållandena ytterligare förbättrats något genom att blåstång återfanns på en station där den tidigare saknades samtidigt som tillväxten på de inre stationerna genomgående var högre 2005 jämfört med 1995 (figur 101). Det kan noteras att tillväxten i stort sett fördubblats i hela det inre området vilket i huvudsak beror på att vattenkvaliteten hade förbättrats. Den stor-

skaliga förbättringen bekräftas också av resultaten från studier av blåstångens utbredning längs Gävleborgskusten som utförts av Miljöövervakningsenheten vid Länsstyrelsen i Gävleborg.

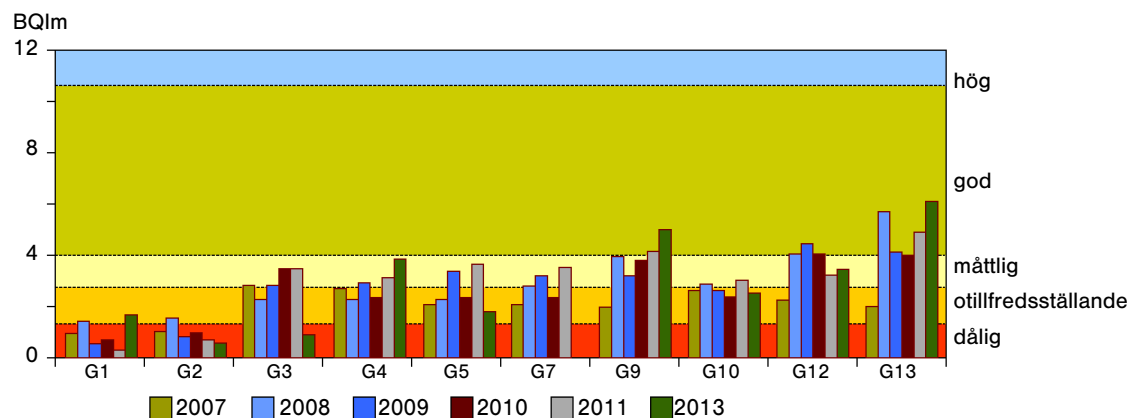
Den generella bilden var att växt- och djursamhället på de inre stationerna avspeglade påverkan av sötvatten och viss förhöjd näringsstatus orsakad av sötvattentillförseln från Gavleån och Testeboån.

BOTTENFAUNA

I centrala delen av Yttre Fjärden har prover på mjukbottenfaunan tagits varje år sedan 1986. Resultaten visade att både individantalet och biomassan var låg under senare delen av 1980-talet varefter en ökning skedde under 1990-talet. Detta tydde på en återhämtning av organisk belastning och ökad syrgashalt då de föroreningsindikerande glatmaskarna minskade och istället etablerades en stabil population av östersjömussla. Vitmärklan hade dock inte återkoloniserat bottarna (Gästriklands Vattenvårdsförening årsrapporter 1986–1998).

År 1998 uttogs bottenfaunaprover, förutom i centrala delen, även på sju stationer spridda över Yttre Fjärdens bottnar (Hansson & Wijnblad, 1998). I de yttre delarna av fjärden varierade bottenfaunans biomassa mellan 190 och 250 gram/m² medan biomassan uppgick till 7–90 g/m² i inre delen av fjärden. Individtätheten uppvisade ett likartat mönster med tätheter på 600–900 individer/m² och lägst täthet, 48 ind./m², vid Käringudden som påverkas av avloppsplymen från Korsnäsverken.

För perioden 2007–2013 har Gästriklands vattenvårdsförening presenterat resultat från bottenfaunaundersökningar omfattande 10 stationer från Inre och Yttre Fjärden. Resultaten har presenterats i form av BQI-värden (Bentic Quality Index). De stationer som har "dålig" status är belägna i Inre Fjärden medan de stationer som har "otillfredsställande-måttlig" status är belägna i Yttre Fjärden och stationer med "måttlig-god" status längst ut i Yttre Fjärden (figur 102). Således är påverkan på bottenfaunan störst i Inre Fjärden beroende på belastningen från åarna, hamnverksamheten och diffusa utsläpp.



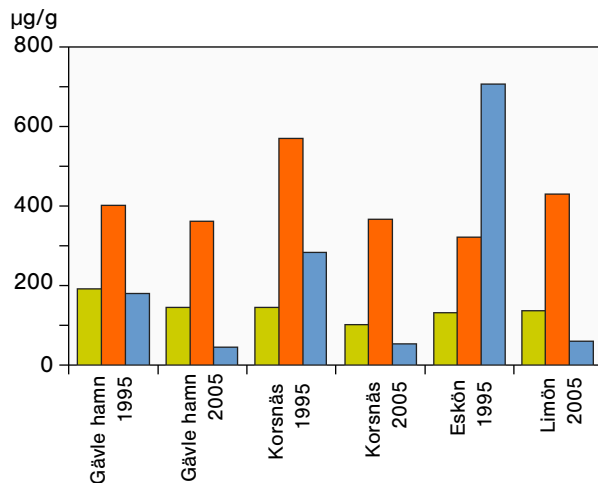
Figur 102. Benthiskt kvalitetsindex (BQI) för bottenfauna i Gävlebukten 2007–2013.

FISK

Hälsotillstånd

Två undersökningar av abborrens hälsa och fortplantning gjordes 1995 (Grotell, 1996). Vid den första studien samlades fisk in för biokemisk/fysiologisk provtagning på fyra lokaler. En större insamling gjordes något senare för kontroll av tillväxt och fortplantning på tre lokaler.

Analyserna av extraktivämen i galla visade, att halten av främst hartssyror var lägst i fiskarna i inre delen av Yttre Fjärden och högst vid Eskön i norra yttre delen av Gävlebukten (figur 103). Det fanns således en gradient med stigande halter utåt mot havet. För sterolerna var bilden den motsatta, med de högsta halterna i de inre områdena vid Korsnäsverken. Undersökningen av galla gav således inget tydligt svar på om fiskarna varit exponerade för avloppsvatten från bruket.



Figur 103. Extraktivämnen i galla från abborre 1995 och 2005.

steroler fettsyror hartssyror

Vid hälsoundersökningen 1995 konstaterades, att leversomatiskt index (LSI) var högre i recipienten jämfört med referensen, medan gonadsomatiskt index (GSI) var signifikant lägre. Andelen vita blodceller var signifikant lägre vid recipientlokalerna jämfört med referensen. Glykogenhalten och EROD-aktiviteten i lever och den mikroskopiska undersökningen av levervävnad uppvisade inga avvikelser mellan stationerna.

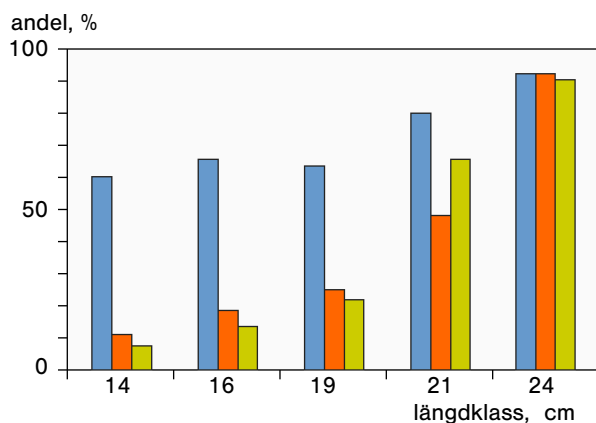
Vid den utökade studien av tillväxt och fortplantning insamlades ett 100-tal fiskar per station. Även i denna studie var LSI signifikant högre i recipienten jämfört med referensen. För övrigt avvek inte recipienten från referenslokalen vad gällde kondition och könsorganens storlek.

En uppföljande undersökning gjordes 2005. Gallanalyserna visade, att det bara förelåg små avvikelser i halterna av extraktivämnen, utan tendens till gradienter som vid 1995 års undersökning (figur 103). Steroler och fettsyror låg på ungefär samma nivå som 1995, medan halterna av hartssyror sjunkit betydligt. Den biologiska reningen verkar alltså ha reducerat extraktivämnena till sådana nivåer, att man inte kan se haltförhöjningar i fiskgalla nära fabriken. Jämförelser mellan lokaler avseende de morfometriskta måtten som indikerar tillväxt och fortplantning redovisas i tabell 17. Skillnaderna mellan lokalerna var generellt sett små.

Tabell 17. Konditionsfaktor (Cf), relativ leverstorlek (LSI) och gonadsomatiskt index (GSI) hos abborre 2005. Samtliga index beräknade på somatisk kroppsvikt. T-test görs mot Limön som referens. * = $p > 0,05$.

Kön	stn	n	Cf	LSI	GSI
hona <20 cm	Korsnäs	13	1,01	1,36	3,8
	Limön	9	1,02	1,44	3,32
	Gävle	55	1,03	1,24	3,3
hona >20 cm	Korsnäs	36	1,05*	1,46	4,3*
	Limön	33	1,11	1,54	3,86
	Gävle	54	1,13	1,44	3,44*

Analysen av könsmognadsgrad hos honor av abborre visade, att mönstren för Korsnäsverken och referensområdet Limön överensstämde väl utan signifikanta avvikelser (figur 104). Gävle Hamn avvek dock på ett anmärkningsvärt sätt. Här var könsmognadsgraden hög redan i den minsta



Figur 104. Frekvensen könsmogna abborrhonor i olika längdklasser vid Gävle hamn, Korsnäsverken och Limön.

Gävle hamn Korsnäs Limön

längdklassen. Mönstret visar att vi här sannolikt har en blandpopulation bestående av fiskar från tidigt könsmognande sötvattenbestånd och sådana som härstammar från Yttre Fjärdens havsbestånd. Sammantaget visade resultaten av gonadstudier och könsmognad, att det inte fanns några signifikanta negativa avvikelser mellan recipienten till Korsnäsverken och referensområdet Limön.

Bestånd och rekrytering

Undersökningar av fisksamhället har genomförts 1988 och 1995 i Gävle Yttre Fjärd utanför Korsnäsverken samordnat med undersökningar utanför Skutskärs bruk (Grahn & Lehtinen, 1989; Sangfors, 1995). Vid en jämförelse med undersökningen 1988 hade fångsten per ansträngning av de vanligaste arterna mört och abborre ökat avsevärt i Korsnäsverkens recipient 1995, medan den inte förändrats nämnvärt i referensområdet. Den tendens till låga fångster av abborre som noterades nära utsläppet 1988 kunde således inte verifieras vid provfisket 1995.

Yngelstudier som gjordes 1988 visade, att rekryteringen var hämmad utanför fabriken hos såväl abborre och mört som andra arter. Vid uppföljningen 1995 ingick även en laboratoriestudie av abborrommens utveckling och de nykläckta larvernans överlevnad. Resultaten visade, att det fanns en signifikant negativ påverkan på embryostorleken för ägg som insamlades i utsläppsområdet, men att inga andra mått avvek mellan testgrupperna. Då det inte fanns någon skillnad i larvöverlevnad, ansågs risken för rekryteringsskada vara liten (Sandström & Abrahamsson, 1996). Detta antagande kunde verifieras vid den påföljande karteringen av årsyngel, då det visades att tätheten nära utsläppet från Korsnäsverken inte avvek från den i referensområdet (Sandström, 1996). Det förelåg alltså inte längre någon indikation på rekryteringshämning i recipienten.

Ekologisk och kemisk status samt Miljö kvalitetsnorm

Vattenmyndigheten bedömer att den ekologiska statusen i Gävle Yttre Fjärd är "måttlig", "otillfredsställande" eller "dålig". Vad gäller miljö kvalitetsnormen har Vattenmyndigheten bedömt att det finns skäl att fastställa miljö kvalitetsnormen till god ekologisk status med tidsfrist till 2021. Om alla möjliga och rimliga åtgärder vidtas kan god ekologisk status förväntas uppnås 2021. Övergödning, morfologiska förändringar (hamn, muddring m.m.) och främmande arter är orsaken till klassningen varför tidsfristen är utsträckt till 2021.

Övergödningen kommer att kräva flera åtgärdsinsatser under lång tid innan "god" ekologisk status uppnås. Vattenförekomsten har problem med främmande arter och det krävs enligt vattenmyndigheten stegvis kombinerade åtgärder. För att avgöra vilka åtgärder som krävs för att skapa hydromorfologiska förutsättningar för "god" status krävs ytterligare utredning.

Statusen för näringsämnen, växtplankton och makroalger bedöms som "måttlig", medan "hög" status råder för syrgasförhållandena.

Gävle Yttre Fjärd bedöms ej uppnå "god" kemisk status eftersom gränsvärdet 20 µg kvicksilver per kg i biota ej uppnås. Dessutom överskrids miljö kvalitetsnormen för bly och "god" status uppnås ej för ett antal av de prioriterade ämnena.

Mot bakgrund av det stora antalet påverkanskällor både vad avser näringsämnen och miljöfarliga metaller och organiska ämnen framstår det som omöjligt att uppnå god "status" till 2021 även om stora åtgärdsinsatser genomförs.

Då närsaltbelastningen är relativt stor i Inre och Yttre Fjärd har frågan aktualiserats om vilka åtgärder som krävs för att minska belastningen. I en utredning utförd av Karlsson m.fl. (2012) har olika alternativa åtgärder för att minska fosfortillförseln till Gävle fjärdar studerats. Gävle fjärdar är ett relativt instängt kustområde där betydelsen av utsläpp från landbaserade källor är stor och därmed finns det förutsättningar för att lokala åtgärder ger en effekt.

För att åstadkomma en sänkning av fosforkoncentrationen som ger en mätbar förändring i ekologiska effektvariabler som klorofyllhalt och siktdjup fordras att ett flertal åtgärder genomförs till betydande kostnader. Samtidigt medför flertalet av de studerade åtgärderna en potentiellt negativ miljöpåverkan genom att de förbrukar energi.

Grycksbo pappersbruk

Motiven för valet av fabriken

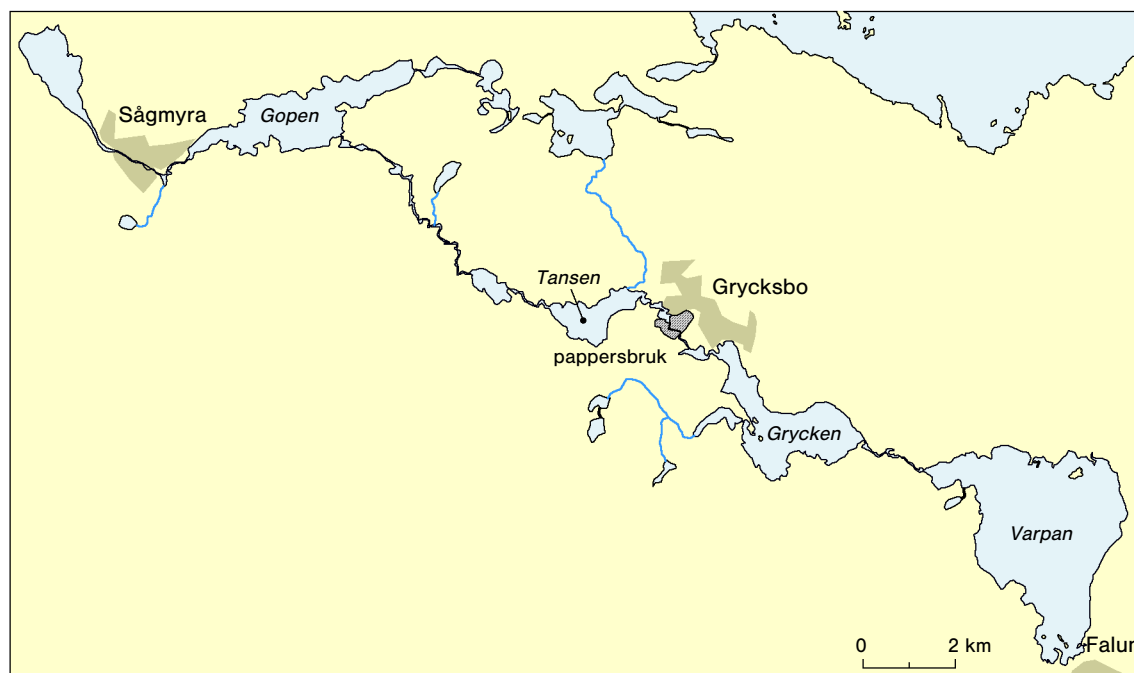
Valet av Grycksbo pappersbruk motiveras av att det tidigare legat en sulfitfabrik med stora utsläpp av organiskt material och kvicksilver i anslutning till bruket. Kisaska innehållande metaller har deponerats i området. Kisaska bildades som restprodukt då svavelkis brändes för produktion av svavelsyra. Även klorblekning skedde i sulfitfabriken under en period. Stora mängder fibrer har sedimenterat i nordvästra delen av sjön Grycken (figur 105). Fram till 1970-talet var hela sjöns vattenmassa tidvis syrefri och hela ekosystemet mer eller mindre utslaget. Därefter har man kunnat följa upp återhämtningen av den organiska belastningen samt den tidsmässiga utvecklingen av kvicksilverhalterna i fisk.

Lokalisering

Grycksbo pappersbruk är beläget vid Gryckån, som rinner från sjön Tansen ner i Grycken (figur 105). Recipienten Grycken ingår i Faluåns vattensystem, som via sjöarna Varpan, Tisken och Runn leder ut i Dalälven. Grycken är ca 2,6 km² till ytan, medeldjupet har beräknats till ca sex meter och maximidjupet till drygt 20 m (tabell 18). I sjöns nordvästra vik, där Bruksån mynnar, har fibrer från den tidigare massaframställningen avsatts i en fiberbank. Tillrinningen till sjön är begränsad med en medelvattenföring på ca 1,5 m³/s och den genomsnittliga uppehållstiden är ca 40 dygn. Arealen ackumulationsbotten är relativt stor (drygt 60%) och sedimenttillväxten uppgår till i genomsnitt cirka fyra mm/år.

Tabell 18. Morfometriska och hydrologiska data för recipienten Grycken.

area (km ²)	2,6
medeldjup (m)	6
maximidjup (m)	21
andel ackumulationsbotten (%)	61
sötvattentillrinning (m ³ /s)	1,5
vattenutbytestid (dygn)	40



Figur 105. Översiktskarta över Gryckens lokalisering i Faluåns vattensystem.

Produktion och utsläpp

Grycksbo pappersbruk är ett ointegrerat bruk med tre pappersmaskiner för produktion av bestruket finpapper. Finpapper består av cellulosa, fyllmedel och pigment. Bolaget har enligt dom 2007-03-09 tillstånd att producera 310 000 ton papper per år.

Processavloppsvattnet leds till en reningsanläggning bestående av mekanisk rening, biologisk rening och kemisk fällning med flotation. Rent kylvatten och rent tätningsvatten från vakuumpumpar leds direkt till recipienten. Sanitärt avloppsvatten leds till kommunala reningsverket. Biologisk rening infördes hösten 1993 och bioreningen består av en suspenderad biobädd med en reduktionsgrad för BOD₇ respektive COD av ca 90% respektive ca 60%. Till bioreningen doseras närsalter i form av kväve och fosfor för att optimera reningseffekten. Den biologiska reningen har senare byggts ut och den nya anläggningen togs i drift hösten 1998.

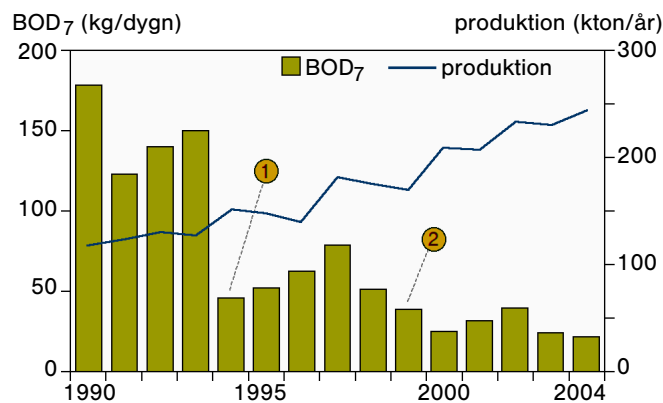
Anläggningen för fällning och flotation består av två parallella linjer dimensionerade för ett avloppsvattenflöde på 9 m³/min. Som fällningskemikalie används polyaluminiumklorid i kombination med polymer.

Det floterade och avskilda materialet avvattnas i en slampress till ca 40% torrhalt och används sedan för deponitäckning.

Fram till slutet av 1970-talet var, förutom pappersbruket, en sulfitfabrik lokaliserad till området och utsläppen av organisk material uppgick till storleksordningen 15–20 ton BOD₇ per dygn. Stora mängder fibrer släpptes ut under denna period och volymen av fiberbankarna i nordvästra delen av Grycken beräknades till drygt 300 000 ton på en yta av ca 20 ha.

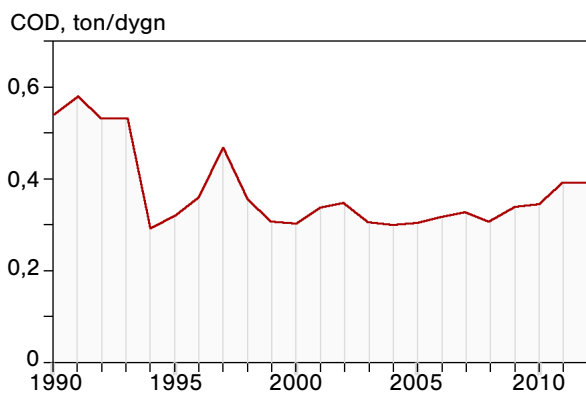
Produktionen var ca 120 000 t/år 1990 och har under senare år (2005–2012) ökat till ca 250 000 t/år. Produktionsutvecklingen och utsläppen av lättnedbrytbart organiskt material (BOD₇) framgår av figur 106 (Tröjbom & Lindeström, 2006). Utsläpp av organisk substans mäts nu oftast som COD. Utvecklingen fram till 2012 visas i figur 107. Genom nedläggningen av sulfitfabriken samt interna åtgärder och extern rening av process avloppsvattnet minskade COD-utsläppen till nivån 0,4 t/dygn efter utbyggnaden av reningsanläggningen 1998.

Även närsalthalterna har minskat, men trimning och optimering av reningsanläggningen med tillsatser av närsalter har periodvis orsakat högre utsläpp efter att den togs i drift 1993 och byggdes om 1998. Utsläppen av fosfor har under senare år uppgått till 0,3–0,5 kg/år och kväve till 10–20 kg/år (figur 108, 109).

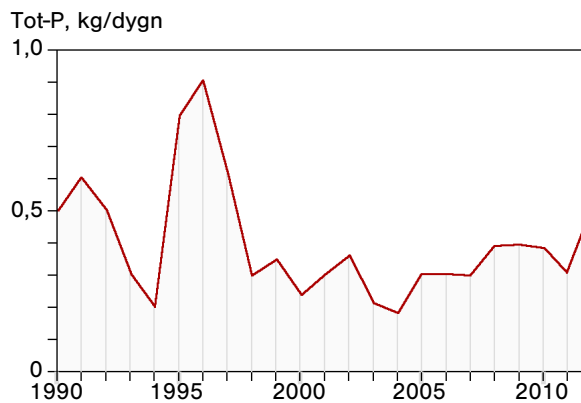


Figur 106. Utsläpp av syreförbrukande substans (BOD₇) samt pappersproduktionen vid Grycksbo pappersbruk 1990–2004 (Efter Tröjbom & Lindeström, 2006).

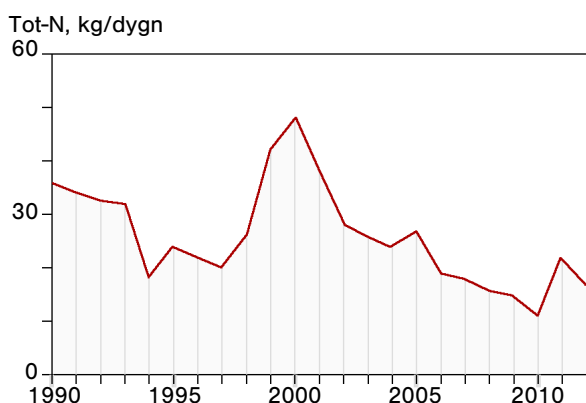
- ① biologiskt reningssteg infördes från och med hösten 1993
- ② utbyggd biologisk rening från och med hösten 1998



Figur 107. Utsläpp av COD från Grycksbo pappersbruk under perioden 1990–2012.



Figur 108. Utsläpp av totalfosfor från Grycksbo pappersbruk under perioden 1990–2012.



Figur 109. Utsläpp av totalkväve från Grycksbo pappersbruk under perioden 1990–2012.

Recipientdata

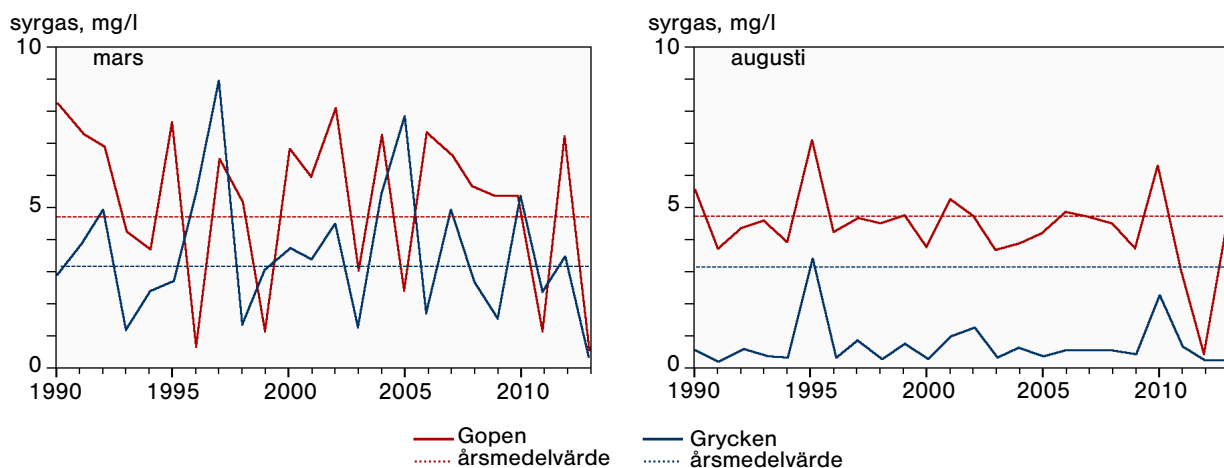
VATTENKVALITET

Då sulfitfabriken var i drift var hela vattenmassan i sjön tidvis helt syrefri med svavelvätebildning som följd. Detta ledde till att ett luftningssystem installerades 1962 i sjöns nordvästra del där mäktiga fiberbankar förekom. Luftningssystemet utökades 1972 och 1975. Utsläppen av BOD_7 beräknades till ca 6 t/dygn under denna period. Trots betydligt mindre utsläpp och luftning av sjön var syreförhållandena ansträngda vilket tyder på att syretäringen i de organogena sedimenten var betydande.

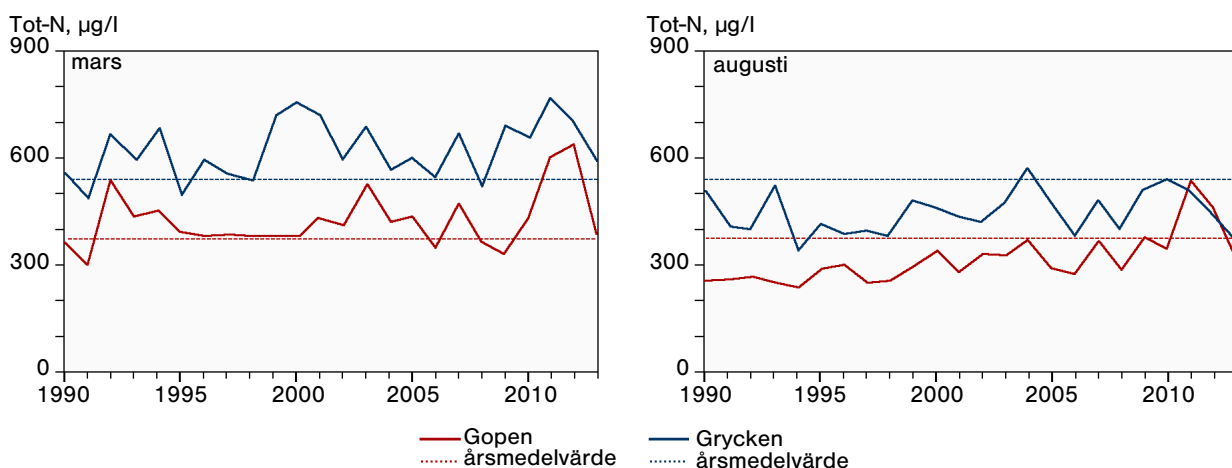
Först 1978 efter nedläggningen av sulfitfabriken kunde en förbättring av syreförhållandena noteras. Ner till 10 m djup var syremättnaden mestadels över 60%. Under 1990-talet låg syremättnaden i ytvattnet (0,5 m) på i genomsnitt 83% under vintern och ca 100% under sensommaren. Inom djupområdena var syreförhållandena ansträngda och så har även varit fallet under senare år (figur 110).

I Gryckens bottenvatten är syrgasförhållandena betydligt sämre än i Gopen beroende på att bottenarna är bemängda med organiskt material och således är syrgastäringen betydligt större än i ett normalt sjösediment.

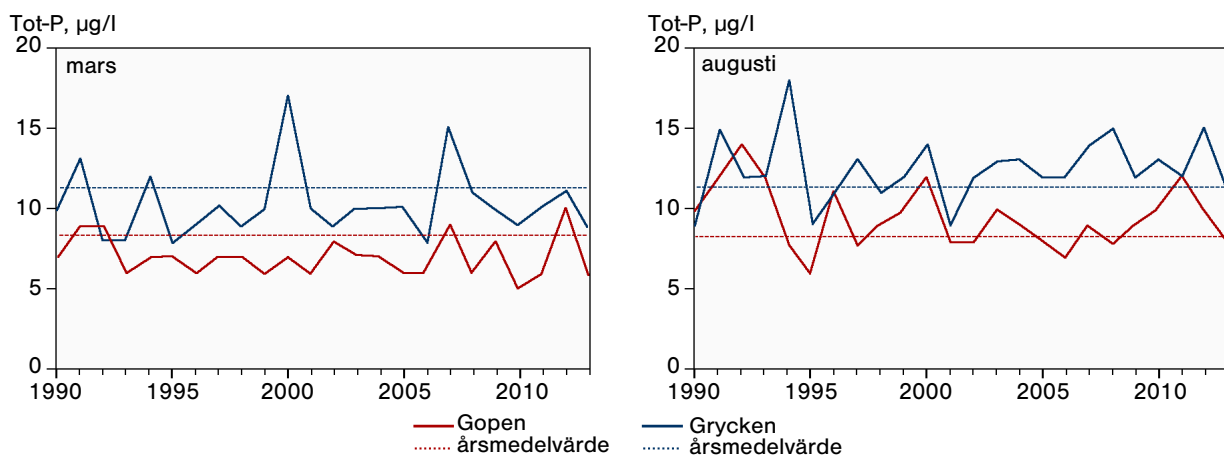
I sjön Grycken var syrgashalten i bottenvattnet ovanligt låg under 2013 (figur 110). Vid tre av fyra provtagningstillfällena understeg halten 1 mg/l och så låga syrgashalter har inte registrerats sedan Dalälvens Vattenvårdsförening (DVVF) påbörjade provtagningarna 1990. Detta hänger samman med att det skett en syretäring på bottenarna i kombination med lågt vattenflöde. Årsmedelflödet 2013 var det näst lägsta sedan 1984.



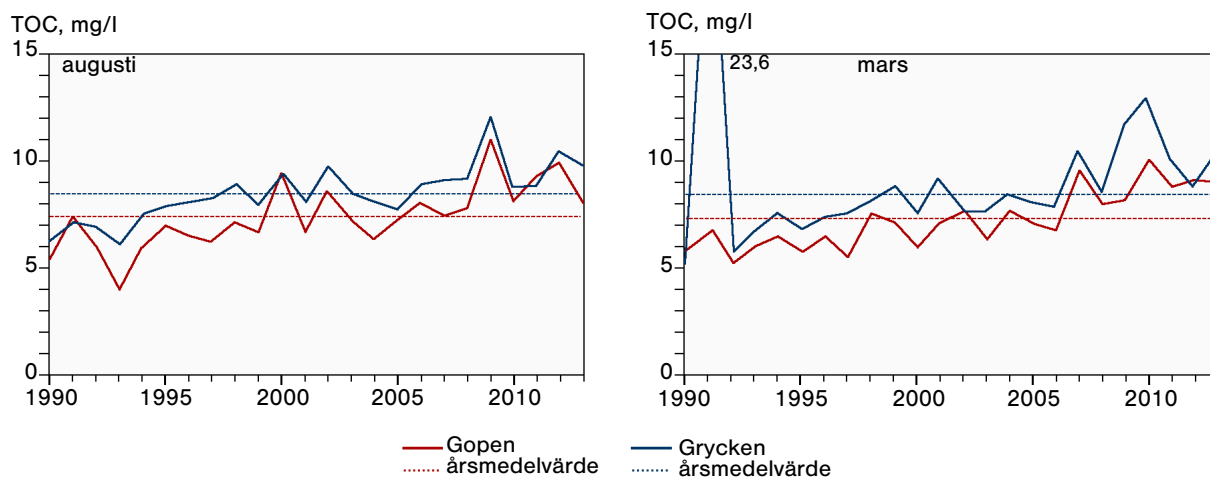
Figur 110. Syrgashalter i bottenvatten i sjöarna Gopen och Grycken 1990–2013 i mars respektive augusti månad. Källa: Dalälvens Vattenvårdsförening, 2013.



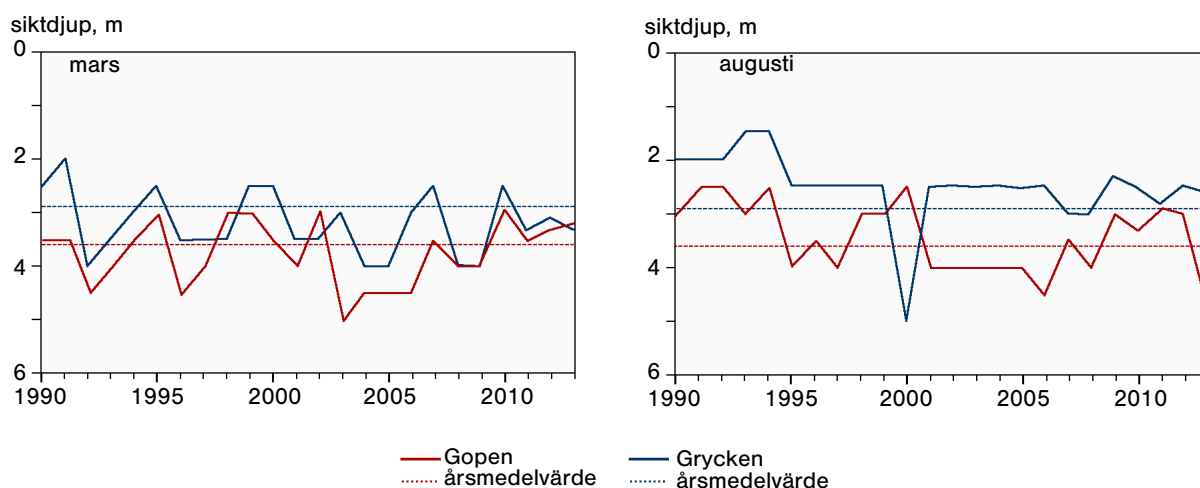
Figur 111. Totalkväve i ytvatten i sjöarna Gopen och Grycken 1990–2013 i mars respektive augusti månad. Källa: Dalälvens Vattenvårdsförening, 2013.



Figur 112. Totalfosfor i ytvatten i sjöarna Gopen och Grycken 1990–2013 i mars respektive augusti månad. Källa: Dalälvens Vattenvårdsförening, 2013.



Figur 113. Halten av organiskt material (TOC) i ytvatten i sjöarna Gopen och Grycken 1990–2013 i mars respektive augusti månad. Källa: Dalälvens Vattenvårdsförening, 2013.



Figur 114. Medelsikt djup i sjöarna Gopen och Grycken 1990–2013 i mars respektive augusti månad. Källa: Dalälvens Vattenvårdsförening, 2013.

I figur 111–114 redovisas TOC, totalfosfor, totalkväve och siktdjup i Gopen och Grycken 1990–2013. Halten TOC har ökat på alla tre provtagningsstationerna från en nivå på 6–7 mg/l till nivån 8–10 mg/l men någon avgörande skillnad föreligger inte uppströms och nedströms pappersbruket. Ökningen av TOC-halten är ett generellt fenomen som registrerats i många vattendrag och sjöar i landet under den aktuella perioden.

Kvävehalten uppvisar ingen trend under perioden men halten ligger högre i Gryckens ytvatten jämfört med uppströms belägna stationer. Haltökningen är 30–40% jämfört med tillflödet och förklaras av kvävetillförseln från bruket och det kommunala reningsverket som svarar för ca 40% av tillförseln av kväve (Tröjbom & Lindeström, 2006).

Fosforhalten i Grycken ligger på en lägre nivå än i Gryckån, sannolikt beroende på att fosfor tas upp av växtplankton och högre växter och sedimenterar/fastläggs i sjön.

En massbalans utförd på data under perioden 1999–2003 visar att Grycksbo pappersbruk bidrog med ca 6% TOC, 12% fosfor och 27% kväve av totala tillförseln till Grycken.

Siktdjupet har varierat mellan åren men vid flertalet mätningar legat lägre i Grycken än i Gopen.

SEDIMENT

År 2012 utfördes en sedimentkartering med sonarteknik samtidigt som sedimentprovtagning utfördes på fem stationer i Grycken. En bottendynamisk karta togs fram vilken visade att gränsen mellan erosions- och transportbottnar och ackumulationsbottnar går vid 3 ± 1 m. Undersökningen visade att 61% av bottarna utgörs av goda ackumulationsbottnar för finsediment (JP sedimentkonsult HB, 2013).

I Grycken finns en sedan länge dokumenterad fiberbank, vars utbredning 1970 bedömdes till ca 20 ha med en mäktighet av 0,1–3,7 m och en total volym av ca 300 000 m³. Senare undersökningar under 1970- och 1980-talet har visat på en liknande utbredning. År 2012 konstaterades likaledes fiberbankens existens, men dess utbredning kartlades inte närmare (GVT, 2014). Fiberbanken ligger på grunda bottnar där erosions- och transportprocesser påverkar sedimenten.

MILJÖFARLIGA ÄMNEN

Ytsedimentprover har analyserats med avseende på dioxiner/furaner och kvicksilver. På ett sedimentprov från centrala delen av sjön analyserades metaller i 15 prover ner till 30 cm i sedimentprofilen och dioxiner/furaner analyserades på fem nivåer ner till 28 cm.

TEQ-halten varierade mellan 80 och 340 pg/g ts med ett medelvärde på 225 pg/g ts. Den högsta halten uppmättes i centrala delen av sjön. Halterna betraktas som höga jämfört med undersökningar från kustbaserade skogsindustrirecipienter. De kongener som bidrog mest till det samlade TEQ-värdet var hexa- och heptaklorerade dioxiner. Oktaklorerad dioxin (OCDD) utgjorde ett stort bidrag till totalhalten vid samtliga stationer. Bidraget av 2,3,7,8-TeCDD som är den kongen som bidragit stort utanför flertalet sulfatfabriker var litet. Uppenbarligen gäller inte detta i det här aktuella fallet där blekt sulfitmassa producerades fram till 1978.

Kvicksilverhalterna i fyra prov av ytsediment uppgick i medeltal till 1,2 mg/kg ts vilket är samma nivå som i slutet av 1980-talet och 3–6 gånger högre än bakgrundsvärdet i mellansvenska skogssjöar.

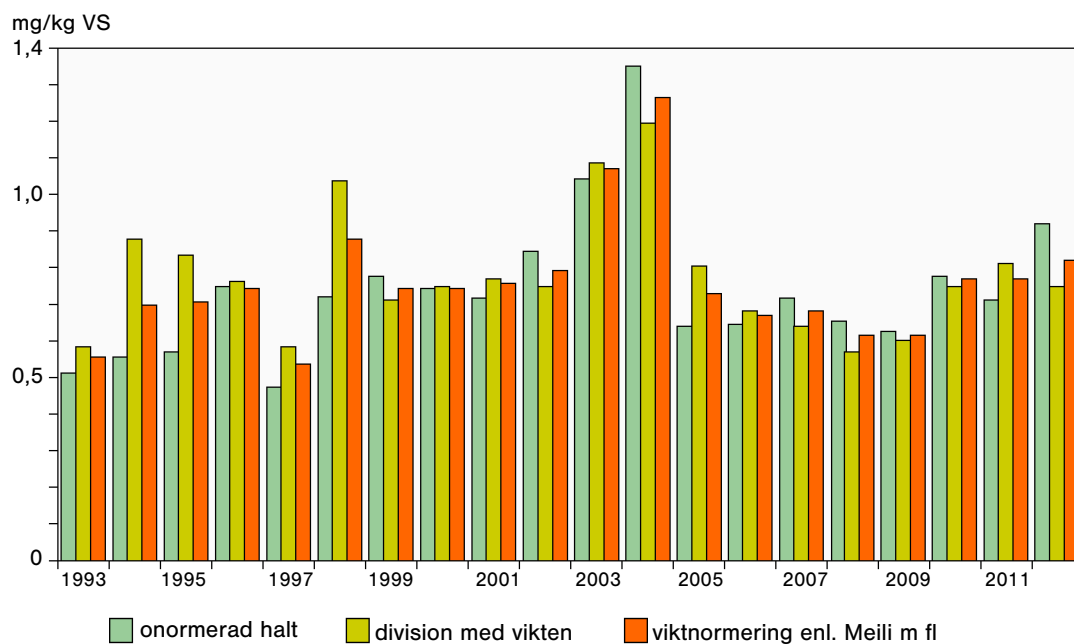
I en daterad sedimentkärna från centrala delen av Grycken var kvicksilverhalten i sediment från 1950-talet ca 0,25 mg/kg ts varefter halten ökade under 1960–1970-talet och en toppnivå registrerades i slutet av 1980-talet på drygt 4 mg/kg ts. Därefter har halten successivt minskat och låg 2012 på ca 1 mg/kg ts.

Övriga analyserade metaller uppvisade maximivärden under 1970–1980-talet, men har därefter minskat 4–6 gånger fram till 2012. En klassning av halterna enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder visar dock att koppar, zink och bly fortfarande uppvisar mycket stor avvikelse.

Vid en undersökning av sedimenten 1978 uppmättes en kvicksilverhalt på ca 1 mg/kg. Under 1980-talet registrerades förhöjda halter av kvicksilver i fisk och 1979–80 uppmättes en halt mellan 0,6–0,8 mg/kg färskvikt och halten steg under mitten av 1980-talet till 1,2–1,4 mg/kg, d.v.s. halten låg över "svartlistningsgränsen" som då var 1 mg/kg. Orsaken till de förhöjda halterna bedömdes vara den tidigare användningen av fenylikvicksilver som slembekämpningsmedel i sulfatfabriken (Tröjbom & Lindeström, 2006).

Den förbättrade syrgassituationen i sjön efter nedläggning av sulfatfabriken bidrog till förhöjningen av kvicksilverhalten. Flera undersökningar har visat att bildningen av metylkvicksilver i kvicksilverkontaminerade sediment gynnas av växelvis låg syrgashalt och tillgång på sulfat.

I figur 115 redovisas kvicksilverhalten i gädda under perioden 1993–2012. Resultaten presenteras som uppmätt halt, normerad halt för enkilogädda samt viktnormering enligt Meili m.fl. Som framgår har kvicksilverhalten legat på nivån 0,6–0,8 mg/kg bortsett från 2003 och 2004 då halten låg på nivån 1–1,2 mg/kg. Förhöjda halter har registrerats i andra undersökningar dessa år men orsaken till de högre halterna är inte klarlagd.



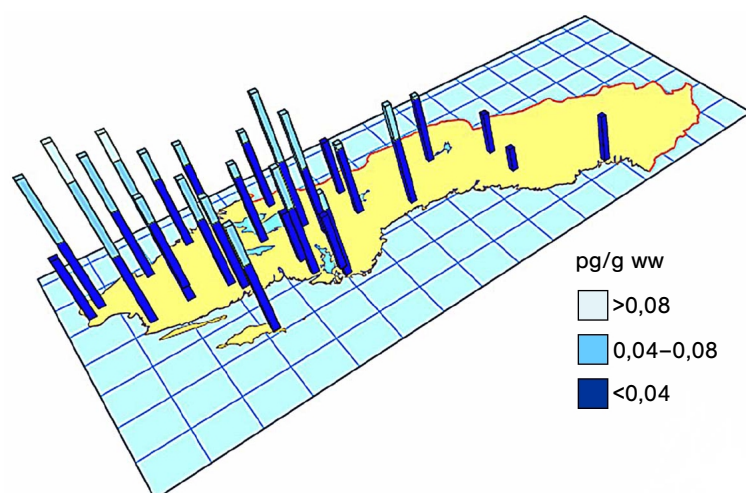
Figur 115. Kvicksilver i enkilosgädda från Grycken 1993–2012 redovisad som uppmätt halt, viktnormaliserad halt ett kg samt viktnormaliserad halt enligt Meili m.fl. (Efter DVVF, 2013).

I tabell 19 redovisas analysresultaten av dioxin- och PCB-kongener i form av TEQ-enheter i tre samlingsprov av gädda från Grycken fångade 2012. Dessutom redovisas motsvarande TEQ-halter i abborre från samma sjö fångad några år tidigare, samt i gädda från "referenssjöarna" Bolmen i södra och Storsvindeln i norra Sverige.

Tabell 19. Halter av dioxin och PCB i fisk i form av TEQ-enheter.

	<i>pg/g vs</i>	<i>TEQ-PCDD/F</i>	<i>TEQ-PCB</i>	<i>TEQ-total</i>
Grycken	gädda	1,8	0,5	2,3
		2,1	0,8	2,9
		2,5	0,7	3,2
	medel	2,1	0,7	2,8
	abborre	1,8	0,3	2,1
Bolmen	gädda	0,3	0,4	0,7
Storsvindeln	gädda	0,06	0,1	0,2

Resultaten visar att dioxinhalten i form av TEQ-PCDD/F i gädda från Grycken var förhöjd jämfört med referenssjöarna Bolmen och Storsvindeln. Förhöjningen uppgår till sju respektive 24 gånger. Ungefär samma relation mellan Grycken och svenska referenssjöar gäller för abborre (figur 116).



Figur 116. TEQ-PCDD/F i abborrmuskel från olika delar av Sverige 2011.

Vidare framgår av tabell 19 att PCB svarar för ungefär en fjärdedel av fiskens sammanlagda TEQ-halt, TEQ-total.

Den undersökta fisken i Grycken understiger EU:s aktuella gränsvärde för saluföring (EG 1881: 2006), som ligger på 3,5 pg/g för TEQ-PCDD/F respektive 6,5 pg/g för TEQ-total.

BOTTENFAUNA

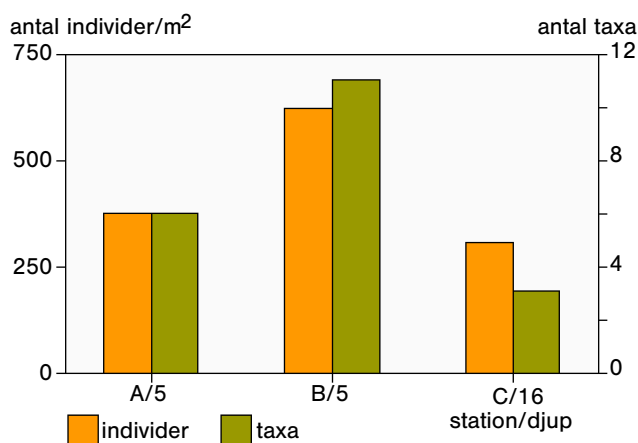
Den makroskopiska bottenfaunan i Grycken har undersökts vid flera tillfällen sedan början av 1980-talet. Dessförinnan var troligen faunan utslagen i stora delar av sjön.

Under vårvintrarna 1991 och 1994 undersöktes faunan på tre lokaler, varav två lokaler på fem meters djup i nordvästra respektive sydöstra delen av sjön samt en lokal på 16 m djup i centrala delen av sjön (figur 105). Antalet individer och taxa redovisas i figur 117. Djursammansättningen visade att bottenarna var organiskt belastade genom att syrekrävande arter saknades på stationerna A och C. På station B belägen i den minst påverkade delen av sjön var mångformigheten (diversiteten) störst med 11 arter och 600 individer per m².

Jämfört med en undersökning 1984 på samma lokaler var djursamhället relativt likartat. En förändring var dock att station B hade något fler arter samtidigt som individantalet minskat. Sammantaget visade undersökningarna att betydande mellanårsvariationer förekommer och det gick inte att dra några slutsatser om förändringar när 1980-talet jämfördes med 1990-talet.

En förnyad undersökning genomfördes vårvintern 1996 längs tre djupprofiler i sjön samt i den uppströms liggande Gopen. Resultaten visade att sjöarna i flera avseenden liknar varandra genom att i stort sett samma taxa och samma antal individer förekom på såväl grunda som djupa lokaler. Biomassan var dock något större i Grycken och bottenfaunaindexet något högre (tabell 20).

Vid senare undersökningar i dessa sjöar (Länsstyrelsen i Dalarna, 2010) registrerades färre arter/taxa av bottenlevande djur i Grycken, sannolikt orsakat av sämre syreförhållanden. Bedömningen av bottenfaunaindex BQI visade dålig status för Grycken och god status för Gopen.



Figur 117. Totala antalet individer och taxa av makroskopisk bottenfauna i sjön Grycken 1991 (efter Tröjbom & Lindeström, 2006).

Tabell 20. Bottenfauna i sjöarna Gopen och Grycken 1996. Som "grunda" respektive "djupa" bottnar definieras bottnar över respektive under språngskiktet (Efter Tröjbom & Lindeström, 2006).

	antal taxa	grunda bottnar		djupa bottnar	
		antal/m ²	biomassa, g/m ²	antal/m ²	biomassa, g/m ²
Gopen	57	3100	2000	610	910
Grycken	56	2700	3200	720	3500

År 2012 utförde SLU en undersökning av bottenfaunan i 29 sjöar inom Dalälvens vattensystem där Grycken ingick (Wiklund m.fl., 2013). Resultaten jämfördes med undersökningar utförda 1996 och 2006.

I Grycken återfanns 62 arter och på grunda bottnar erhöles 2 691 individer/m² och på djupa bottnar 711 individer/m². Enligt BQI-värden klassades status som "måttlig" till "god". Den samlade bedömningen indikerade en svagt eutrof miljö på djupbottnarna. Förekomst av förorenings- och surhets känsliga arter tyder på en i övrigt god vattenkvalitet.

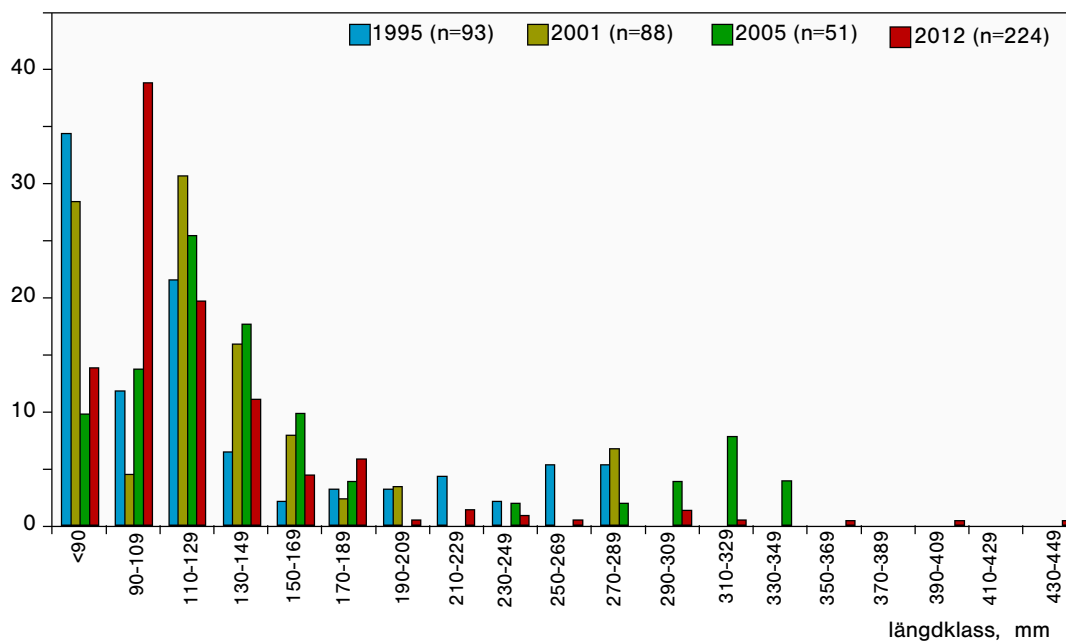
Fisk

Bestånd och rekrytering

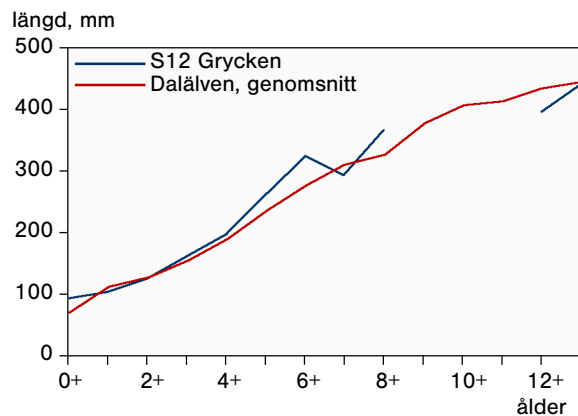
Provfiske har utförts i Grycken inom ramen för Dalälvens vattenvårdsförening 1991, 1996, 2001, 2006 och 2012 samt i ytterligare ett antal sjöar inom Dalälvens vattensystem. Fiske har skett med tio översiktsnät under en natt i september-oktober (Jonsson, 2013).

Totalt har åtta arter påträffats i Grycken. Även om provfiskena de olika åren varit av begränsad omfattning pekar resultaten på att längdgrupper >19 cm förekom i låg frekvens eller saknades vissa år bortsett från 1996 (figur 118). Tillväxten hos abborre låg 2012 på samma nivå i Grycken som i övriga provfiskade sjöar i regionen med undantag för en något högre tillväxt hos fem- och sexåriga fiskar (figur 119). Även 2001 var tillväxten likartad i Grycken jämfört med övriga provfiskade sjöar.

andel, %



Figur 118. Längdfördelning hos abborre vid provfiskerna i Grycken 1996–2012 (Efter Jonsson, 2013).



Figur 119. Abborrens längdtillväxt i Grycken 2012 jämfört med medeltillväxten i 14 provfiskade sjöar i Dalälvens vattensystem (Efter Jonsson, 2013).

Ekologisk och kemisk status samt Miljö kvalitetsnorm

Sjön Grycken har av vattenmyndigheten avgränsats till en vattenförekomst där miljöstatus skall bedömas och åtgärder vidtas om miljö kvalitetsnormen inte uppnås. Avloppsvattnet släpps ut i Gryckån som rinner ut i nordvästra delen av sjön.

Gryckens ekologiska status har enligt VISS klassats som "måttlig". Fem av elva bedömda kvalitetsfaktorer ligger till grund för klassningen. Bland de biologiska kvalitetsfaktorerna är status för växtplankton "god" och bottenfauna "måttlig". Bedömningen av bottenfauna har gjorts som expertbedömning med motivering att djupa bottnar uppvisar låg diversitet och få funktionella grupper i jämförelse med genomsnittet för Dalarnas sjöar.

Den ekologiska statusen för fysikalisk kemiska kvalitetsfaktorer bedöms som "god" vad gäller allmänna förhållanden och bygger på en sammanvägning av näringsämnes- och försurningsbedömningarna. Syrgas- och siktdjupsbedömningarna har inte beaktats i bedömningen då man i VISS anser att bedömningsgrunderna för dessa inte fungerar tillfredställande.

Status för särskilt förorenande ämnen är "måttlig" beroende på förhöjda halter av koppar och zink i sediment. Eftersom det inte finns några svenska bedömningsgrunder har de norska bedömningsgrunderna använts.

I VISS förslag till miljö kvalitetsnorm anför man bl a följande: Vattenförekomsten uppnår ej "god" ekologisk status till följd av att det förekommer vandringshinder för vattenlevande organismer i eller i anslutning till vattenförekomsten. Detta bedöms ha avgörande betydelse för vattnets ekologiska status. Restaureringsåtgärder bör genomföras genom utrivning av hinder eller anläggande av vandringsvägar förbi hindren. Man bedömer att det inte är realistiskt att kunna åtgärda behovet till 2015, vilket motiverar förlängd tidsfrist till 2021 för att nå "god" ekologisk status. För att nå "god" ekologisk status 2021 gör man bedömningen att åtgärderna skall vara genomförda senast 2018.

Dessutom uppnår inte vattenförekomsten kraven för en "god" ekologisk status då gränsvärdet för zink och koppar i sediment överskrider. Åtgärder måste sättas in för att sanera MIFO-objekt. På grund av otillräcklig administrativ kapacitet och begränsad offentlig finansiering anser man att åtgärder inte kan sättas in i tid för att uppnå "god" ekologisk status till 2015. Därmed är det motiverat att flytta tidsfristen för när vattenförekomsten ska ha uppnått god ekologisk status till 2021. Ekosystemets återhämtning tar lång tid och åtgärder bör därför sättas in så snart som möjligt för att nå målet om en "god" ekologisk status till 2021.

Vidare uppnår vattenförekomsten ej "god" kemisk status med avseende på kvicksilver, vars halter i fisk överskrider EU:s gränsvärden. Den troligtvis största källan anses vara historiska utsläpp av kvicksilver, som via atmosfärisk deposition har lagrats in i omgivande mark och nu läcker till

ytvattnet och ackumuleras i fiskar. Vid markanvändning bör vidtas åtgärder som hindrar ökat kvicksilverläckage från omgivande mark.

Trots att omfattande lokal kontaminering av kvicksilver skett från skogsindustrin i området, troligen sedan 1940–1950-talet, anses främsta orsaken till de förhöjda kvicksilverhalterna i fisk vara atmosfärisk deposition. På grund av detta går det inte att avgöra inom vilken tid det är möjligt att minska halterna under EU:s gränsvärde i fisk.

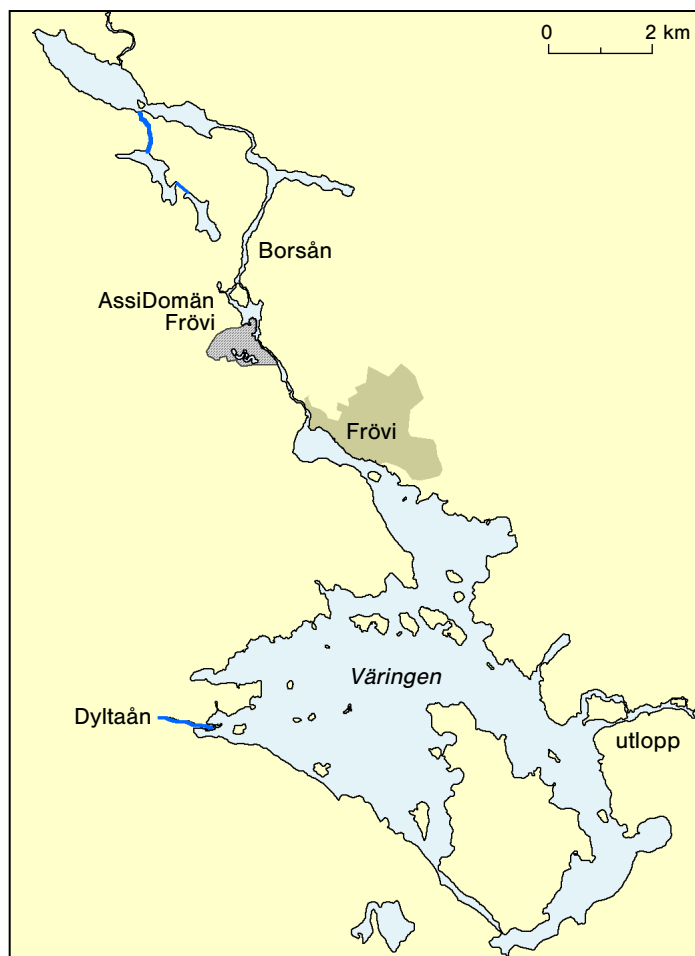
Frövifors bruk

Motiven för valet av fabriken

Frövifors bruk har valts som exempel på en fabrik belägen vid en naturligt näringsrik slättlandssjö, vilken under lång tid dessutom tillförts närsalter och organiskt material från ett antal punktkällor. Gemensamma reningsåtgärder vid fabriken, i kommunala reningsverk och inom jordbruket har inneburit en successiv återhämtning genom minskad övergödning.

Lokalisering

Frövifors bruk är lokaliserat vid Borsån ca 1,5 km uppströms sjön Väringen (figur 120). Borsån, vilken ibland också benämns Arbogaån, utgör primärrecipient. Borsån har ett medelvattenflöde vid Frövi på ca 16 m³/s och avvattnar ett område på ca 1 300 km². Större delen av avrinningsområdet består av skogs- och myrmark varför åvattnet innehåller relativt höga halter av brunfärgade humusämnen. I västra delen av Väringen mynnar Dyltaån, som avvattnar ett ca 1 100 km² stort område, med ett medelflöde på ca 13 m³/s. Andelen jordbruksmark är betydligt större i Dyltaåns avrinningsområde. Detta, tillsammans med att Dyltaån avvattnar den näringsrika Norsjön, medför att halterna av närsalter är relativt höga i detta vattendrag.



Figur 120. Översiktsskarta över Frövifors bruk.

Det maximala djupet i Väringen är 16 m, medeldjupet 3,1 m och sjöytan uppgår till drygt 19 km². Sjön avvattnas via Arbogaån som mynnar i Mälaren. Väringen klassificeras som näringsrik. Detta sammanhänger med dels transporten av närsalter från avrinningsområdet, dels sjöns morfometri genom att de grunda bottarna underlättar utbytet av närsalter mellan bottensedimenten och vattenmassan. Morfometriska och hydrologiska data framgår av tabell 21.

Tabell 21. Morfometriska och hydrologiska data över Väringen.

area (km ²)	19
medeldjup (m)	3
maximidjup (m)	16
andel ackumulationsbotten (%)	35
sötvattentillrinning (m ³ /s)	29
vattenutbytestid (dygn)	30

Produktion och utsläpp

Vid Frövifors bruk tillverkas oblekt och TCF-blekt sulfatmassa samt kartong. En mindre del av den producerade massan går till avsalu, medan huvuddelen, tillsammans med vissa kvantiteter inköpt massa (t.ex. blekt sulfatmassa och CTMP-massa), används för den egna kartongproduktionen. Kartongen bstryks och används främst till livsmedelsförpackningar.

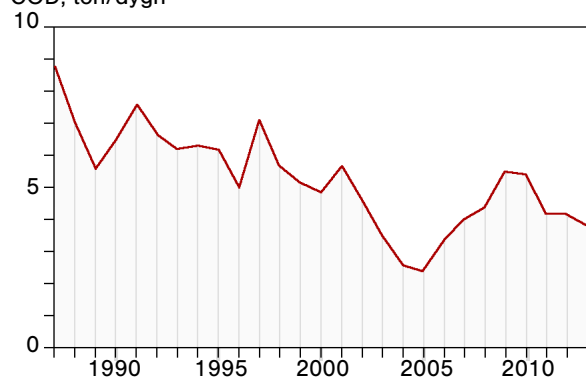
Bolaget har sedan 2005 tillstånd att producera 450 000 ton kartong/år och 250 000 ton sulfatmassa/år, varav 110 000 ton/år får utgöra blekt massa (tabell 22).

Tabell 22. Nuvarande tillståndsgiven produktion vid Frövifors bruk.

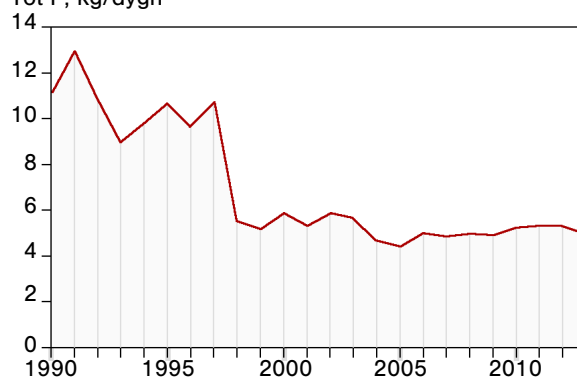
	<i>tillståndsgiven produktion (ton/år)</i>
kartong	450 000
oblekt massa	250 000
blekt massa	110 000

Sedan 1997 renas allt avloppsvatten i en långtidsluftad aktivslamanläggning. Produktionen av kartong har ökat med cirka 30% sedan mitten av 1990-talet samtidigt som närsaltsutsläppen minskat med knappt 50% och utsläppen av organiskt material med cirka 5%. Utsläppsvillkoren för tillståndsgiven produktion uppgår till 6,0 t COD/dygn och 7,2 kg fosfor/dygn. Utsläpp av organiskt material och närsalter under åren 1998–2014 framgår av figur 121 och 122.

COD, ton/dygn

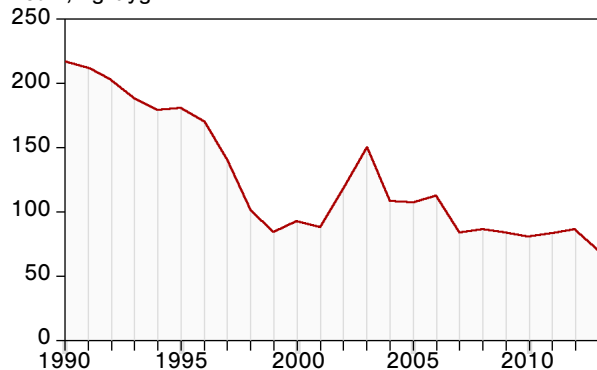


Tot-P, kg/dygn



Figur 121. Utsläpp av COD (ton/d) och fosfor (kg/d) från Frövifors bruk 1987–2013 resp. 1990–2013.

Tot-N, kg/dygn



Figur 122. Utsläpp av kväve 1990–2013.

Frövifors bruk använder komplexbildare (DTPA) som hjälpkemikalie för att förhindra uppkomst av lukt och smak av kartongprodukterna. Från och med 2001 ålades bruket ett riktvärde för utsläpp av komplexbildare på 400 kg/dygn och från och med år 2008 350 kg/dygn.

Utsläppen av COD (figur 121) ligger idag på nivån 4 t/dygn vilket med hänsyn till produktionen är en mycket låg nivå. Fosfor och kväveutsläppen (figur 121, 122) ligger på ca 5 kg/dygn respektive 70–80 kg/dygn, vilket innebär att när盐utsläppen mer än halverats jämfört med situationen i början av 1990-talet.

Recipientdata

AVLOPPSVATTNETS SPRIDNING OCH UTSPÄDNING

Avloppsvattnet från Frövifors bruk släpps ut i Borsån ca en km före åns utlopp i norra Väringen (figur 120). Borsån har en medelvattenföring på ca 15 m³/s. Större delen av avrinningsområdet består av skogs- och myrmark varför åvattnet innehåller relativt höga halter av brunfärgade humusämnen. Avloppsvattenflödet uppgår till storleksordningen 350 l/s, vilket innebär att den initiala utspädningen vid medelvattenföring är ca 45 gånger.

Den beräknade teoretiska omsättningstiden (cirka en månad) är relativt kort. En typisk omsättningstid för en sjö i Sverige är ett år (Håkanson, 1999). I sjöar med lång omsättningstid ökar förutsättningarna för sedimentation av partikulärt material som tillförs via tillrinning, utsläpp eller genom intern produktion.

SEDIMENT

Sedimentförhållandena i Väringen undersöktes 2005. Från elva stationer insamlades sedimentkärnor som analyserades m.a.p. vattenhalt, organisk halt och totalfosforhalt. I några sedimentprover analyserades innehållet av extraktivämnen (fettsyror, hartssyror och steroler). Därutöver beskrevs sedimentkärnorna med avseende på färg, lukt, lamineringar, struktur m.m.

Den organiska halten och vattenhalten var i samtliga prover höga, vilket tyder på ackumulationsförhållanden. Sjöns flikighet gör att även relativt grunda bottnar, upp till 3–4 meters vattendjup, uppvisar kontinuerlig fastläggning av sediment. Däremot tycks viss resuspension förekomma åtminstone ner till tio meter i vissa öppnare delar av sjön.

Fosforkoncentrationen i ytsedimenten kan anses vara normal för oxiderade förhållanden. Halterna minskar också med sedimentdjupet vilket är normalt.

Inga svavelluktande sediment påträffades, vilket tyder på god syresättning av bottenvattnet. Dessutom påträffades bottendjur även på stort vattendjup. Vid dålig syresättning försvinner bottendjuren, vilket gör att sedimenten inte blandas om och lamineringar (årsvarv) börjar uppträda. Sådana lamineringar fanns i de djupare sedimenten i Väringen några centimeter ner i profilen, vilket tyder på en sämre syresättning under 1900-talets senare del fram till för cirka ett decennium sedan. Det är därmed tydligt att syreförhållandena i sjön förbättrats påtagligt under senare år beroende på minskad när盐belastning.

Halterna av extraktivämnen i sedimenten var av en storleksordning som normalt förekommer i skogsindustriella recipienter. Som förväntat förelåg en gradient med de högsta halterna i Borsåns mynningsområde och lägre halter i centrala Väringen. Jämfört med situationen i början av 1990-talet har halterna av hartssyror minskat i Väringens sediment, vilket också är förväntat då reduktionen av extraktivämnen i processavloppsvatten från Frövifors bruk förbättrats väsentligt sedan LAS-anläggningen togs i drift 1997.

Sammanfattningsvis visade undersökningen 2005 att Väringen fungerar som en fälla för sedimentande fosfor i en omfattning som kan förväntas i förhållande till sjöns karaktär. Genom

sedimentens förmåga att fungera som ett miljöhistoriskt arkiv kan man utläsa att bottenförhållandena i sjön förbättrats påtagligt under de senaste decennierna. Frånvaron av lamineringar i ytsedimenten visar att bottendjur återkoloniserat stora delar av sjön och att det därmed inte förekommer sammanhängande längre perioder med ansträngda syrgasförhållanden.

Vid en sedimentundersökning i Väringen 2011 (Malmæus & Karlsson, 2012) påträffades fiberrika sediment enbart i djupare liggande sedimentlager i Vibyviken där Borsån mynnar. Detta tolkades som att det skett en överlagring med nytt sedimenterande material som transporterats via Borsån.

MILJÖFARLIGA ÄMNEN

Under 2004 gjordes en utredning för att belysa vilka utsläpp av metaller som sker från Frövifors bruk och huruvida det föreligger några risker för miljöeffekter av dessa utsläpp. I utredningen baserades bedömningen på NV (1999).

Bedömningen görs för vattenmossa som anses återge förekomsten av fria metalljoner i vattnet som tas upp genom jonbyte. Det faktum att metallhalterna i vattenmossa var lägre nedströms än uppströms Frövifors bruk tyder på att material från fabriken komplexbinder en del av metallerna och/eller att salterna i utsläppen konkurrerar med jonerna om att tas upp i mossan. Frövifors bruks övriga utsläpp är således ur denna aspekt positiva för recipienten genom att de minskar biotillgängligheten för metaller.

De lokala recipientförhållandena i systemet Borsån/Väringen tyder på att risken för effekter av metaller är liten (hög näringsrikedom, gott pH, hög halt organiskt material etc.). Metallutsläppet från Frövifors bruk gav generellt sett upphov till små haltförhöjningar i Borsån. Det procentuellt största tillskottet av metall till Borsån jämfört med bakgrundshalten utgjordes av kadmium. Vid lågvattenföring beräknades halten av kadmium i Borsån nedströms Frövifors bruk uppgå till 0,3 mg/l. Vid medelvattenföring beräknades motsvarande halt i Borsån till 0,06 mg/l. Den beräknade kadmiumhalten vid tillståndsgiven produktion och medelvattenföring var enligt NV (1999) att beteckna som låg och vid lågvattenföring som måttligt hög. Någon risk för negativa effekter torde inte ha förelagat med beaktande av de lokala recipientförhållandena.

Kvicksilverhalten i Borsån uppströms Frövifors bruk samt i brukets avloppsvatten var så låg att den i regel understeg analysmetodens detektionsgräns. Kvicksilverhalten i gädda var också mycket låg eller låg vid provfisken utförda 1997 och 2000 i Väringen och understeg gränsvärdet för konsumtion på 0.5 mg/kg muskel.

De biologiska undersökningar som utförts i Borsån tydde inte på någon effekt av brukets metallutsläpp. Strömfaunan nedströms Frövifors bruk hade en för miljötypen typisk sammansättning och var inte mindre diversifierad eller hade lägre abundans än vad som uppmättes uppströms bruket. Antalet taxa hade under senare år ökat.

Sammanfattningsvis visade utredningen 2004 att det inte förekom och för framtiden inte behöver befaras några negativa effekter i recipienten till följd av Frövifors bruks utsläpp av metaller.

VATTENKVALITET

Syreförhållandena var under 1970-talet då recipientkontroll påbörjades och fram till 1985 mycket ansträngda med total syrebrist i bottenvattnet under främst sommar och vinter, och total syrebrist kunde förekomma vissa år även i ytvattnet. Sedan början av 1990-talet har syresituationen förbättrats markant och syremättnadsgraden i ytvattnet överstiger numera 90% som årsmedelvärde. I fjärdens bottenvatten är syremättnaden lägre, 40–65% mättnad, men någon syrebrist har inte noterats efter 1990.

För att belysa avloppsvattnets roll för fosforkoncentrationen gjordes beräkning av inflödena av fosfor till Väringen på basis av recipientkontrollen 1992–2001. Den genomsnittliga fosforkoncentrationen i Borsån uppströms bruket var 22 µg/l. Motsvarande halt för Dyltaån gav en genomsnittlig

fosforkoncentration på 26 µg/l. Fosforflödena till Väringen baserade på halt och vattenföring visade att brukets andel av fosfortillskottet till Väringen i mitten av 1990-talet var ca 10 kg/d, d.v.s. före installation av den långtidsluftade aktivslamanläggningen. Utsläppen 2000–2001 låg i nivå 5,5 kg/d efter att reningsanläggningen byggts om.

Frövifors bruks andel av fosforbelastningen år 2000 var <10% av den totala fosforbelastningen på Väringen. Utbyggnaden av den långtidsluftade aktivslamanläggningen 1997 minskade den totala fosforbelastningen på Väringen med ca fem procent.

Utsläppen från bruket kan registreras som en ökning av halten organiskt material i Borsån efter passagen av bruket. Ökningen var under 1980–1990-talen i genomsnitt omkring 20%. Betydligt större påslag kunde noteras nedströms under enstaka månader speciellt under 1990-talet. Detta kunde förklaras av den varierande vattenföringen med extremt låga flöden vissa perioder, samt att de något högre utsläppsnivåerna under 1980-talet sammanföll med hög vattenföring i ån.

Vattenkvaliteten i Borsån övervakas genom regelbunden provtagning sex gånger/år. I tabell 23 redovisas några vattenkvalitetsparametrar i Borsån uppströms Frövifors bruk dels för perioden 1997–2002, dels för perioden 2003–2007.

Tabell 23. Fysikaliska och kemiska parametrar i Borsån uppströms Frövifors bruk, medelvärde för perioden 1997–2002 respektive 2003–2007 samt klassificering enligt NV bedömningsgrunder (data från Arbogaåns vattenförbund).

<i>Parameter</i>	<i>medel 1997-2002</i>	<i>medel 2003-2007</i>	<i>klassificering enligt NV, 1999</i>
pH	7	7,1	nära neutralt
alkalinitet, mekv/l	0,21	0,21	mycket god buffertkapacitet
vattenfärg (absorbans)	0,22	0,2	betydligt färgat vatten
syrgashalt*, mg/l	8,4	8,3	syrerikt tillstånd
TOC, mg/l	9,5	10,1	måttligt hög halt
arealförlust kväve, kg/ha, år	2,1		låga förluster
arealförlust fosfor, kg/ha, år	0,08		låga förluster

* Genomsnittligt årsminimivärde, lägst uppmätta under perioden är 7,1 mg/l.

Av tabell 23 framgår att Borsån inte hotas av försurning då pH-värdet är tillfredställande och buffertkapaciteten mycket god. Vidare är vattnet betydligt färgat, vilket kan förklaras av att det innehåller en hög halt av humusämnen, vilka kommer ifrån skogs- och myrmarker i avrinningsområdet. Syrgashalten indikerar ett syrerikt tillstånd, vilket man kan förvänta i rinnande vatten där det sker en god syresättning. Den organiska halten mätt som TOC är måttligt hög. Arealförlusterna av närsalter är låga, d.v.s. tillskottet av kväve och fosfor per ytenhet avrinningsområde är litet, vilket är typiskt för avrinningsområden som domineras av skogsmark. Av tabell 23 framgår också att förhållandena under perioderna 1997–2002 och 2003–2007 varit likartade.

I Väringen utförs vattenkemisk/fysikalisk provtagning i Arbogaåns vattenförbunds regi två gånger per år i centrala sjön samt i dess utflöde. Frövifors bruk utför egen recipientkontroll på ytterligare några stationer i sjön där man mäter vattnets temperatur, pH, konduktivitet, färg, grumlighet, organisk halt, syrgashalt samt järnhalt. Därutöver har det under perioden 2005–2007 skett en utökad vattenkemisk provtagning på tre stationer.

I tabell 24 redovisas medelvärdet av några vattenkemiska parametrar för perioden 1997–2002 samt 2003–2007 vid vattenförbundets station i centrala Väringen samt klassificering av dessa enligt NV (1999). Mätningarna visar att Väringen är välbuffrad och har ett högt pH-värde. Sjön är således inte hotad av försurning. Siktdjupet är litet, vilket dels kan kopplas till absorbansen som visar att vattnet är starkt färgat, dels beror på en hög halt av partiklar av minerogent eller biologiskt ursprung. Parametervärdena för siktdjup, klorofyll- och totalfosforhalt i augusti klassificerar Väringen som ett näringsrikt och högproduktivt system.

Tabell 24. Fysikaliska och kemiska parametrar i centrala Väringen, medelvärde för perioden 1997–2002 respektive 2003–2007 (Data från Arbogaåns vattenförbund).

Parameter	medel 1997-2002	medel 2003-2007	klassificering enligt NV, 1999
pH*	7	7,1	nära neutralt
alkalinitet*, mekv/l	0,26	0,33	mycket god buffertkapacitet
absorbans*	0,25	0,26	starkt färgat vatten
siktdjup**, m	1,4	1,3	litet
syrgashalt***, mg/l	5,0	3,7	måttligt syrerikt-svagt
TOC*, mg/l	11	10,7	måttligt hög halt
totalfosforhalt**, µg/l	30	31	hög halt
totalkvävehalt**, mg/l	0,46	0,51	måttligt hög halt
kvot kväve/fosfor*	15	27	kväve-fosfor balans
klorofyllhalt***, µg/l	15	28	hög-mycket hög halt

* Medel vinter och sommarprov, ** avser värde från ytvattnet i augusti,

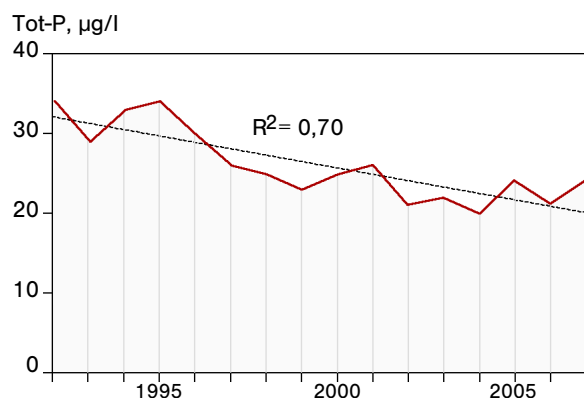
*** avser genomsnittligt årsminimum, lägst uppmätta under perioden är 0,02 mg/l.

Syrgashalten i bottenvattnet (13 m djup) har ibland varit kritisk (under 2 mg/l) under perioden 2003–2007. Det lägsta värdet uppmättes till 0,02 mg/l år i augusti 2004. Under 2005–2007 har dock syrgasförhållandena förbättrats. De låga nivåer som uppmättes under perioden 2002–2004 kan delvis förklaras av varma och långa somrar, resulterande i stabila skiktningar av Väringens vattenmassa. Sannolikt har de låga syrgasnivåerna medfört att diffusionen av fosfor från botten-sedimenten varit hög, vilket i sin tur resulterat i att alg tillväxten under sensommaren gynnats, vilket avspeglas i de höga klorofyllhalterna.

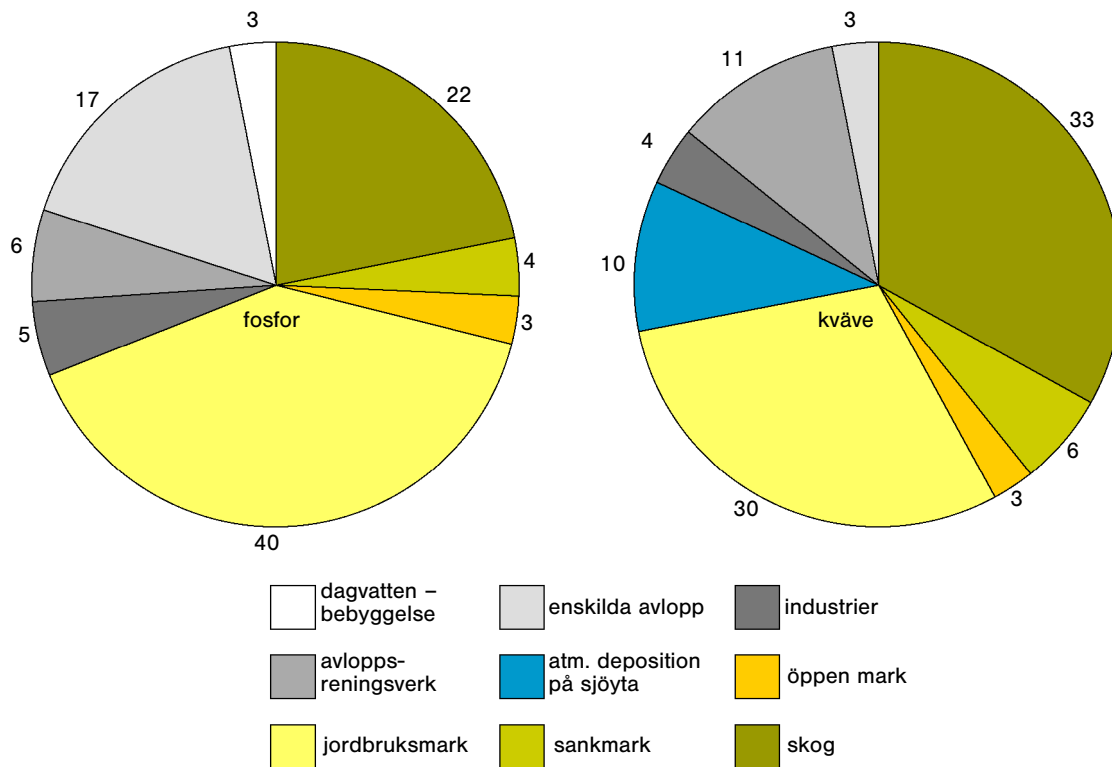
Jämfört med perioden 1997–2002 kan det från tabell 24 konstateras att de kemiska förhållandena i Väringen under perioden 2003–2007 varit i stort sett likartade. Primärproduktionen, mätt som klorofyllhalt, synes dock tidigare ha varit större under sensommarna och likaså har syrgasförhållandena i sjöns bottenvatten varit mer ansträngda. Det föreligger dock en naturlig variabilitet som försvårar tolkningen av biologiska effektvariabler under enskilda år. I figur 123 presenteras tidstrenden avseende fosforhalten i Väringens utflöde 1992–2007. Av figuren framgår en signifikant sjunkande trend när det gäller fosforhalten som kan tillskrivas olika utsläppsbegränsande åtgärder i tillrinningsområdet och som pekar mot att sjön successivt går mot ett mindre näringsrikt tillstånd.

Länsstyrelsen i Örebro län har gjort en källfördelningsanalys för fosfor och kväve i Arbogaån vilken redovisas i figur 124. Härvidlag kan konstateras att både när det gäller kväve och fosfor är tillförsel från jordbruksmark och skog de viktigaste källorna i Arbogaåns avrinningsområde, medan tillförsel från industrier samt enskilda och kommunala avlopp svarar för en mindre del (28% av fosfor respektive 18% av kväve).

I en tillståndsansökan 2004 gjordes en bedömning av betydelsen av fosforutsläpp från Frövifors bruk. Under 2003–2006 släppte bruket i genomsnitt ut ca 5 kg fosfor per dygn till Väringen och



Figur 123. Fosforhalten i Väringens utflöde medelvärde (provtagning sex ggr/år) 1992–2007. Data från Arbogaåns vattenförbund.



Figur 124. Källfördelning avseende fosfor och kväve i Arbogaåns avrinningsområde. Från ELK AB (2005).

syftet var att utvärdera påverkan på recipienten vid den aktuella utsläppsnivån. De frågor som skulle besvaras var dels vilken ekologisk status som råder i sjön avseende närsalter och primärproduktion, och dels i vilken utsträckning den ekologiska statusen påverkas av utsläppen. Fosfor- och klorofyllhalten varierar naturligt under året och mellan olika år främst beroende på meteorologiska och hydrologiska förhållanden. Fosforhalten sjönk i genomsnitt något under perioden 1992–2007, medan klorofyllhalten under sensommaren varit mycket hög 2003–2007.

För att utvärdera betydelsen av fosforutsläppen från Frövifors bruk användes 2007 en dynamisk massbalansmodell över Väringsens fosforflöden. Det kan bland annat konstateras att inflödet av fosfor ligger mellan 25 och 30 ton, varav bruket svarar för ca två ton eller ca sju procent. Skillnaden mellan inflöde och utflöde förklaras av att en viss mängd fosfor årligen fastläggs i sedimenten.

En stor del (ca 70%) av fosforinflödet sedimenterar men huvuddelen återförs till vattenmassan via resuspension från erosions- och transportbottnar och en liten del genom läckage från ackumulations-sediment. Under den simulerade perioden har den genomsnittliga temperaturstratifieringen i sjön sommartid varit relativt svag, vilket gör att läckaget från sedimenten blir litet.

Med modellen simulerades påverkan genom att ansätta högre respektive lägre utsläpp än vad som varit rådande under den simulerade perioden. Det kunde konstateras att skillnaden mellan olika utsläppsnivåer hade liten betydelse för recipienten och att även vid ett nollutsläpp från bruket kvarstår förhållandevis höga koncentrationer av fosfor i Väringsen.

MAKROVEGETATION

Flytbladsväxten sjögull inplanterades i Väringsen på 1930-talet. Dess naturliga utbredningsområde är södra Europa och i delar av Asien. Sjögull förekommer i stor omfattning även i vissa vatten-system i Östergötland samt Svartån i Tranås.

Arten spred sig explosionsartat och utgjorde ett hinder för båttrafik, bad och fiske. I Väringen bekämpas sjögull aktivt med mekanisk klippning genom Frövifors bruks försorg. Genom återkommande bekämpning under vegetationssäsongen har man nått till resultat att bestånden av sjögull glesats ut kraftigt. Växtbekämpningen innebär framförallt praktiska och estetiska fördelar och ökar allmänhetens tillgänglighet till sjön.

Ekologiska konsekvenser av sjögullsbekämpningen är svåra att kvantifiera. Sjögull i täta bestånd avskärmar ljus för andra vattenväxter vilka minskar i sin utbredning. Möjligen kan även beståndet av vitfisk gynnas då vegetationsmattorna fungerar som yngelkammare för fiskyngel. Andra växter och planktonalger får också större konkurrensutrymme och kan tillgodogöra sig de närsalter som frigörs när sjögullet efter slätter faller ned på botten och bryts ned.

BOTTENFAUNA

Undersökningar av bottenfaunan i Väringen har utförts 1975, 1980, 1985, 1988, 1992 och 1997. Därefter har provtagningar skett vartannat år. Mindre provtagningar har också skett årligen sedan 1980.

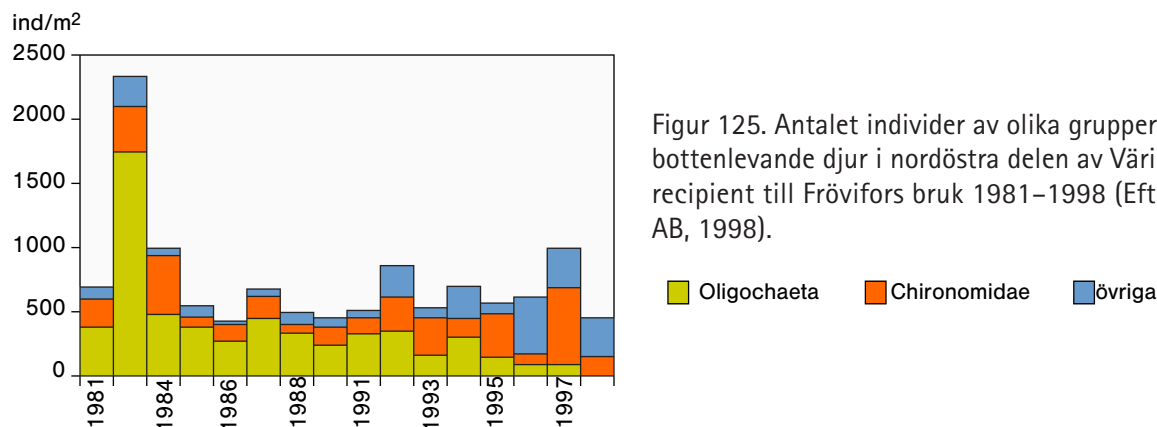
Närområdet till bruket uppvisade under 1970- och början på 1980-talet relativt instabila förhållanden med låga artantal och kraftig dominans i individantal av en eller ett par arter. Från senare delen av 1980-talet till början av 1990-talet ökade antalet taxa från 7–8 till 18–24. Därefter sjönk antalet till 12 taxa 1997.

Fjärrområdet har i motsats till närområdet uppvisat mer konstanta förhållanden under hela perioden. Antalet taxa (artantalet) har varierat mellan 11–18 st med en förhållandevis jämn fördelning av antalet individer mellan arterna.

Det kan även noteras att andelen föroreningståliga arter som ofta återfinns i näringsrika recipienter har minskat avsevärt från ca 60–90% 1975–85 till <10% 1988–1997 i närområdet till fabriken. Under den senare perioden var faunans sammansättning jämförbar med fjärrområdet.

Om man studerar de årligen genomförda undersökningarna vid provyta 1 belägen i nordöstra delen där Borsån mynnar ut, framgår tydligt att föroreningstoleranta glattmaskar (*Oligochaeta*) minskat påtagligt fr.o.m. 1992 och framåt. Samtidigt har fjädermygglarver (*Chironomidae*) och vissa grupper av djur som har större krav på den omgivande miljön ökat i omfattning vilket kan tolkas som förbättrade förhållanden på botten (figur 125).

Bottenförhållandena i Hinsebergsviken i närområdet till både brukets och det kommunala reningsverkets utsläpp var således ansträngda under 1970-talet. Detta framgår av såväl kvantitativa som kvalitativa studier av bottenfaunan i området. Under 1980- och 1990-talet har dock en markant förbättring i närområdet kunnat konstateras vilket bl.a. inneburit att mångformigheten ökat.



Figur 125. Antalet individer av olika grupper av bottenlevande djur i nordöstra delen av Väringen recipient till Frövifors bruk 1981–1998 (Efter ELK AB, 1998).

Andelen föroreningståliga arter har dessutom sjunkit till en nivå i paritet med vad som kan anses representera "normala" förhållanden för denna typ av sjö.

Vid två stationer uppströms och nedströms bruket utförs årliga bottenfaunaprovtagningar. På grund av att det råder olika fysiska förhållanden på de två stationerna är inte provtagningarna helt jämförbara. Däremot är den långa tidsserien av provtagningar ett värdefullt verktyg för att bedöma hur miljösituationen utvecklats.

Vid 1996 och 1997 års provtagningar var antalet taxa högre nedströms än uppströms Frövifors bruk, men vid 1998 och 1999 års provtagningar var förhållandet det motsatta. Vid 2000 och 2006 års provtagning var diversitetsindex och antal taxa mycket lika uppströms och nedströms. Artsammansättningen visade att syreförhållandena var goda på båda stationerna och många arter som har höga syrekrav påträffades

Sammantaget var förhållandena när det gäller bottenfauna stabila under 2000-talet i såväl Borsån som Väringen.

Fisk

Hälsotillstånd

Åren 2006 och 2007 genomfördes undersökningar av abborrens hälsotillstånd i Väringen. Som referensområde användes Högstabodasjön belägen uppströms i Borsåns vattensystem. Vid de genomförda undersökningarna studerades ett antal viktiga fysiologiska funktioner hos fisken i form av syreupptagningsförmåga, immunförsvar och leverfunktion. Även fiskens kondition, tillväxt och reproduktion studerades. Därutöver undersöktes halten extraktivämnen i fiskens galla. Extraktivämnen kan betraktas som markör på att fisken är exponerad för skogsindustriella utsläpp (Grotell & Tana, 2008).

Halten av hartssyror i fiskgallan var högre i Väringen jämfört med i referensområdet. Halten av hartssyror i fiskgalla var av samma storleksordning som är vanligt förekommande i skogsindustriella recipienter.

Immunförsvaret bedöms genom den vita blodkroppsbilden (lymfocyter, granulocyter och trombocyter). Andelen lymfocyter och granulocyter var något lägre i recipienten jämfört med referensområdet, medan andelen trombocyter var högre i abborre från Väringen jämfört med Högstabodasjön. Något tecken på nedsatt immunförsvar kunde dock inte observeras.

Syreupptagningsförmågan bedöms genom analyser av den röda blodcells bilden. Vid undersökningen 2006 noterades statistiskt lägre värden jämfört med referensområdet. Låga värden kan indikera blodbrist (anemi). Vid uppföljande studien hösten 2007 registrerades endast marginella avvikelser i den röda blodcells bilden hos fisk från recipienten vilket visade att syreupptagningsförmågan hos fisken då inte var störd.

Leverfunktionen hos abborrarna studerades genom att mäta glykogenhalten, aktiviteten av avgiftningsenzymet EROD samt undersöka levervävnadens struktur. Tillsammans med leverstorleken (leversomatiskt index) ger dessa mätvariabler en bild av om störningar uppträder på leverfunktionen. Mätvärdena visade inga förändringar på leverfunktionen hos abborre från recipienten till Frövifors bruk jämfört med referensområdet.

För att bedöma fiskens fortplantningsförmåga studerades romsäckens (gonadens) storlek och utveckling i olika storleksklasser av abborre. Endast små avvikelser i gonadstorlek noterades. Könsmognadsgraden hos abborrhonorna nedströms bruket var generellt högre eller lika jämfört med uppströms. Fortplantningsförmågan hos abborren i recipienten bedömdes sammantaget vara normal.

I det material som användes för att undersöka gonadstorleken undersöktes även tillväxt och kondition. Inga avvikelser registrerades.

Sammanfattningsvis kunde konstateras att hälsotillståndet hos fisken inte uppvisade några störningar i primärrecipienten till Frövifors bruk.

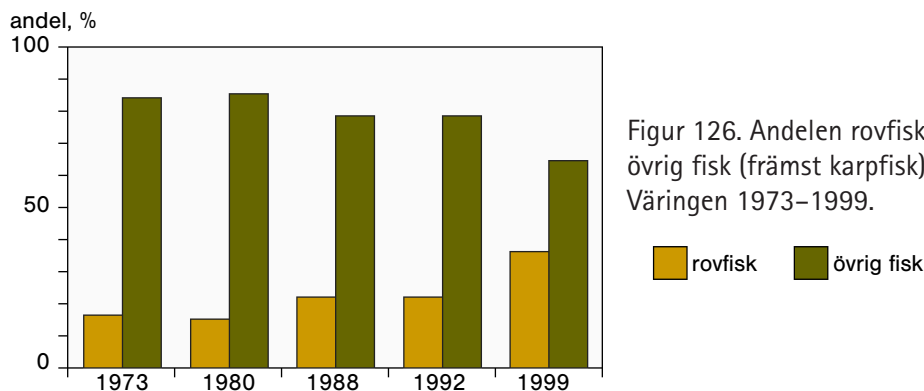
Bestånd

Väringen är en produktiv och fiskrik sjö som utnyttjas frekvent för fritidsfiske. Nätprovfisken har utförts vid fem tillfällen: 1973, 1980, 1988, 1992 och 1999. Vid samtliga provfisken har faren dominerat fångsten viktligt. Förutom faren finns ytterligare minst 15 arter vilket indikerar att en mångfald biotoper är representerade i sjön.

Andelen rovfisk (abborre, gädda, gös) i förhållande till övrig fisk (främst karpfisk) har under perioden ökat från ca 16% 1973–80 till 22% 1988–1992 och 36% år 1999 (figur 126). Ökningen kan främst tillskrivas en stor fångstökning av gös. Från att 1973 utgjort ca 40% av fångad rovfisk uppgick andelen gös vid provfisket 1988 till ca 60%, 1992 till 74% och 1999 till 51% av den totala vikten av rovfisk.

Vad gäller den procentuella viktsfördelningen mellan olika arter inom gruppen övrig fisk utgjorde fångsten av faren ensam ca 50% vid alla fyra provfiskena 1973–1992 och ca 30% vid provfisket 1999.

På grundval av resultaten från de fem provfiskena under perioden 1973–1999 kan man konstatera att den totala fångsten minskat samtidigt som andelen rovfisk ökat. Denna förändring av fiskbeståndet är sannolikt ett resultat av att belastningen av fosfor och organiskt material minskat samtidigt som gös inplanterats och bidragit till en mer normal fördelning mellan rovfiskar (gös, gädda, abborre) och övrig fisk (Karlsson & Grahn, 2004).



Figur 126. Andelen rovfisk (abborre, gädda, gös) och övrig fisk (främst karpfisk) fångad vid provfisken i Väringen 1973–1999.

Ekologisk och kemisk status samt Miljö kvalitetsnorm

Vattenmyndigheten bedömer att den ekologiska statusen i Väringen är "måttlig". Det är artsammansättningen hos bottenfaunan och syresituationen på botten som har varit avgörande för bedömningen utifrån provtagning på tre lokaler 2010 och 2012.

Den övergripande statusen för växtplankton har bedömts som "god" medan statusen för ljusförhållanden bedömts som "måttlig". Statusen för näringsämnen har bedömts som "god", dock nära gränsen till "måttlig".

Som skäl till den ekologiska statusbedömningen anför vattenmyndigheten att sjön utgör recipient för kartong- och pappersbruket i Frövi samt för Frövis kommunala avloppsreningsverk. Verksamheterna släpper ut organiska ämnen som bidrar direkt till att försämma syrgasförhållandena och

fosfor som bidrar indirekt. I sjöns omgivning finns även 600 enskilda avlopp vilka troligen bidrar med fosforutsläpp.

Det sägs dock inget i bedömningen om att Dyltaån och Borsån bidrar med 24 t fosfor per år medan Frövifors bruk bidrar med 2 t/år och reningsverket med ca 0,1 t/år. Bruket bidrar således med ca åtta procent av fosforbelastningen och ca sex procent av TOC- och kvävebelastningen. Väringen bedöms ej uppnå "god" kemisk status eftersom gränsvärdet 20 µg kvicksilver per kg i biota ej uppnås. Vad gäller den kemiska statusen nämns som motiv att Frövifors bruk har dokumenterade utsläpp av metaller och antrakinon. För övriga ämnen saknas mätningar i Väringen och nedströms. Vidare nämns att under juni 2009 analyserades vattendirektivets prioriterade ämnen i ett ytvattenprov men inga gränsvärden överskreds.

Vattenförekomsten har dessutom inte "god" ekologisk status eftersom sjön utgör magasin för kraftproduktion och vattenståndsvariationen är mer än 0,25 m jämfört med oreglerade förhållanden.

Vad gäller miljö kvalitetsnormen anförs att den ekologiska statusen är "måttlig", "otillfredställande" eller "dålig" men Vattenmyndigheten har bedömt att det finns skäl att fastställa miljö kvalitetsnormen till god ekologisk status med tidsfrist till 2021. Om alla möjliga och rimliga åtgärder vidtas kan "god" ekologisk status förväntas uppnås 2021.

Som åtgärder nämns fiskväg eller utrivning av vandringshinder för fisk samt skörd av sjögull, odling utan bekämpningsmedel, skydds zoner i jordbruksmark (gräsbevuxna, oskördade) samt vallodling i slättlandskapet.

Utifrån recipientkontrollen i Arbogaåns avrinningsområde 2013 (SLU, 2014) har en kompletterande statusklassning gjorts enligt de nya bedömningsgrunderna.

Vad gäller totalfosfor klassades då statusen i Väringen som "måttlig" medan statusen i Borsån både uppströms och nedströms Frövifors bruk klassas som "god". Bottenfaunan i Borsån klassades som "god-måttlig" i Borsån utifrån viktade treårsmedelvärden 2011–2013.

Nedströms Frövifors bruk klassades statusen för påväxt 2013 som "god". Den sammanvägda statusen för siktdjup, klorofyll och totalfosfor var "måttlig" 2013 i Väringen.

En jämförelse mellan statusklassningen enligt recipientkontrollen 2013 och klassning i VISS visar att vid de flesta undersökta stationerna i Arbogaåns avrinningsområde gav recipientkontrollen högre status än den som vattenmyndigheten kommit fram till.

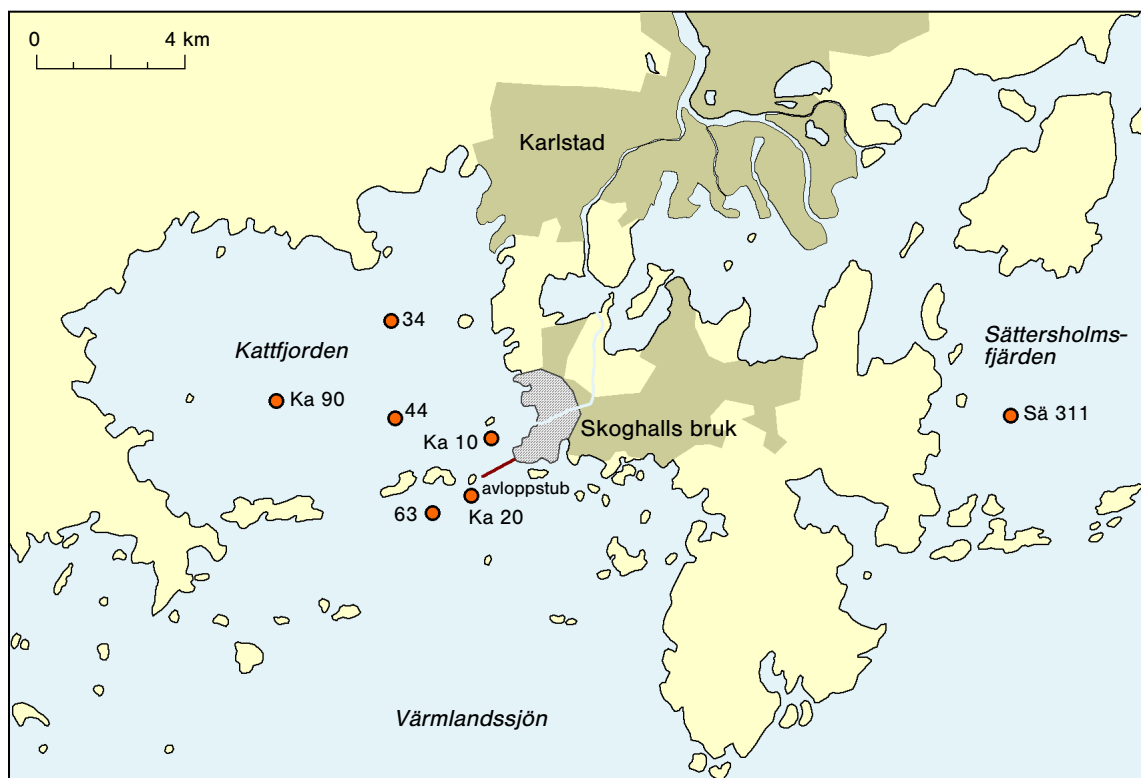
Skoghalls bruk

Motiven för valet av fabriken

Skoghalls bruk har valts som ett exempel på ett bruk där omfattande åtgärder genomförts för att minska utsläppen av organiskt material och närsalter för att minska eutrofieringseffekter och där det finns goda data från recipienten för att följa upp effekterna av dessa åtgärder. Ett ytterligare problem som skall belysas är återhämtning av tidigare långvariga utsläpp av kvicksilver från en klor-alkalifabrik som tidigare var belägen intill Skoghalls bruk. Förekomsten av stora fiberbankar har också varit betydande och det finns undersökningar som visar hur de förändrats med tiden.

Lokalisering

Utsläppet från Skoghalls bruk leds till Kattfjorden som utgör sedimentationsbassäng för material som tillförs via Klarälven och från andra punktkällor (figur 127). Kattfjorden är ett relativt isolerat depositionsområde. Vindarna spelar en helt avgörande roll för vattenutbytet i fjorden med en



Figur 127. Skoghalls bruks lokalisering vid Väneren med stationer för provtagning av vatten och bottenfauna.

ytström mellan 10–30 cm/s och en betydligt lägre bottenström på 0–7 cm/s. Sydvästvindar dominerar och åstadkommer en god vattenomsättning i Kattfjorden.

Produktion och utsläpp

Vid bruket produceras sulfatmassa och CTMP av barrved. Massan används för integrerad produktion av främst vätskekartong.

Stora förändringar har skett vad gäller produktionen och utsläpp till vatten vid Skoghalls bruk de senaste 25 åren. Produktionen har sedan 1990 fördubblats från ca 400 000 till ca 800 000 ton slutprodukter per år.

Enligt uppgifter låg utsläppen av COD 1970 på nivån ca 300 t/dygn vilket motsvarar 80–90 ton TOC per dygn. Genom att avloppsvattnet endast passerade en sedimentationsdamm låg BOD-utsläppen på ca 100 t/dygn 1970 och reducerades till ca 50 t/dygn 1983.

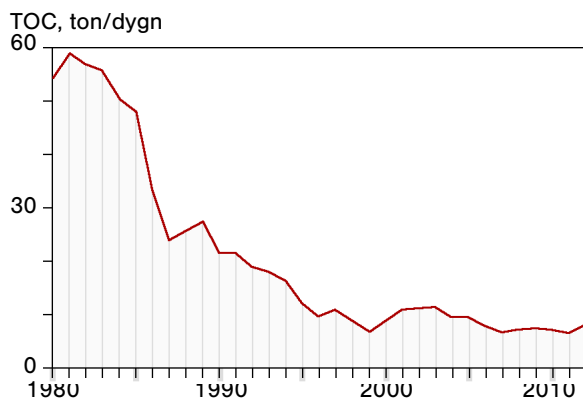
De väsentligaste förändringarna som minskat utsläppen från Skoghalls bruk sedan 1980-talet kan sammanfattas enligt följande:

- nedläggning av sulfatmassaproduktionen. 1986
- Idrifttagande av luftad damm. 1989
- Idrifttagande av syrgassteg. 1992
- Utökning av luftad damm och kemisk fällning. 1994
- Ny kartongmaskin och utökad CTMP-produktion. 1996
- Ersättning av äldre sulfatmassablekeri (B1) med nytt (B3). 1997
- Förstärkt luftning i den luftade dammen. 2001
- Indunstning och förbränning av del av CTMP-avloppsvatten. 2005
- Indunstning och förbränning av barkpressvatten. 2006
- Indunstning och förbränning av del av renseriavloppsvatten och resterande del till luftad damm och kemisk fällning. 2006

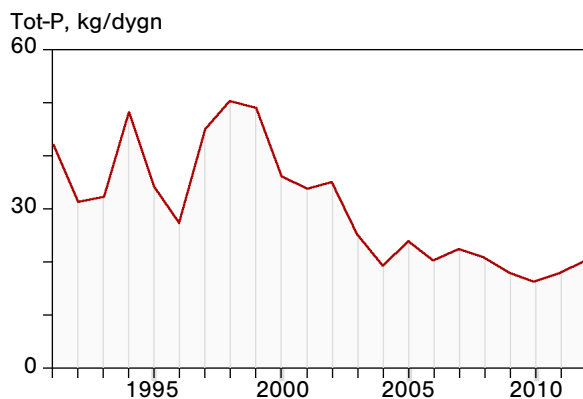
Genom de olika processförändringarna och reningsåtgärderna har utsläppen av organiskt material minskat radikalt under de senaste decennierna. De minskande utsläppen, uttryckt som TOC, sedan år 1980 framgår av figur 128.

Utsläppen under perioden 1980–1985 låg på nivån 50–60 t/dygn. Från och med 1987, efter att sulfittmassaproduktionen lades ner, halverades utsläppen varefter idrifttagandet av den luftade dammen 1989 och installation av nytt syrgassteg 1992 samt utökning av dammen 1994 resulterade i ytterligare en halvering av utsläppen av TOC till nivån ca tio t/dygn. Därefter har ytterligare åtgärder i form av indunstning av vissa delavlopp sänkt utsläppen till 6–7 t/dygn trots kraftigt utökad produktion.

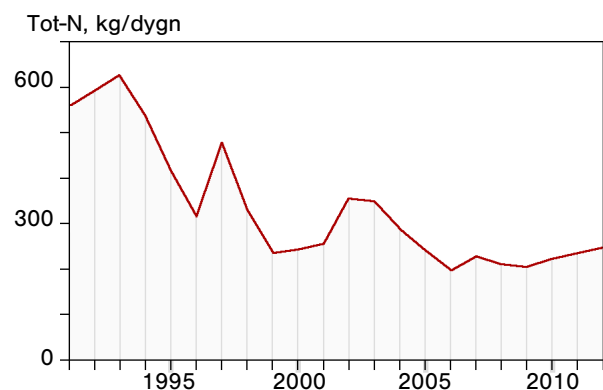
Sedan år 1991 sker regelbundna analyser av närsalter i avloppsvattnet och utsläppen har legat på nivån 20–50 kg fosfor/dygn respektive ca 200–600 kg kväve/dygn. Både fosfor- och kväveutsläppen uppvisar en sjunkande trend under 2000-talet (figur 129, 130).



Figur 128. Årsmedelvärden av utsläpp av TOC från Skoghalls bruk 1980–2012.



Figur 129. Årsmedelvärden av utsläpp av fosfor från Skoghalls bruk 1991–2012.



Figur 130. Årsmedelvärden av utsläpp av kväve från Skoghalls bruk 1991–2012.

Recipientdata

SPRIDNING OCH UTSPÄDNING AV AVLOPPSVATTEN

I tabell 25 redovisas data från Kattfjorden enligt Wallin & Persson (1995). Skoghallsverkens utsläppstubb mynnar på gränsen mellan Kattfjorden och utanföriggande Storvänern. Kattfjorden är relativt djup och isolerad från Storvänern, vilket gör att området kan karakteriseras som en sedimentationsbassäng. Det största vattenutbytet sker i den djupaste östra öppningen närmast Skoghallsverken. Klarälvens bidrag till vattenutbytet är litet i förhållande till vind/vågdrivna processer. Väterns yta uppgår till knappt 5 600 km² och sjöns medel-

Tabell 25. Morfometriska och hydrologiska data över Kattfjorden.

area (km ²)	56
medeldjup (m)	19
maximidjup (m)	61
andel ackumulationsbotten (%)	43
sötvattentillrinning (m ³ /s)	30
vattenutbyttestid (dygn)	28

djup är 27 meter och det största djupet 106 meter. Vattnets teoretiska uppehållstid är knappt nio år och det genomsnittliga utflödet ur sjön via Göta Älv är ca 540 m³/s.

En beräkning av spridningen och utspädningen av avloppsvattnet utfördes 2007 (Malmæus & Karlsson, 2007). Utredningen byggde på tidigare genomförda spårämnesundersökningar, strömmingsmätningar och beräkningar av spridningsförhållanden för att ge en bild av avloppsvattnets utspädning på olika avstånd från utsläppspunkten.

Efter rening avbördas avloppsvattnet till recipient via en 500 m lång tub som avslutas med en 300 m lång diffusor som anlades 1973 på ca 15 m djup i sundet väster om fabriken (figur 127).

Med dagens avloppsvattenvolym uppgår utspädningen vid extremt lågt vattenutbyte i Kattfjorden till ca 140 ggr, men vid en mer representativ situation med normalt vattenutbyte är den genomsnittliga utspädningen i Kattfjorden runt 1 400 ggr.

De genomförda beräkningarna och simuleringarna visar att den lägsta utspädning som kan uppträda vid extremsituationer uppgår till ca 20 ggr i det omedelbara närområdet till Skoghalls bruk och på 1 km avstånd från utsläppspunkten är utspädningen minst 100 ggr.

SEDIMENT

Under perioden 1970–1975 utfördes sedimentundersökningar i recipienten till Skoghalls bruk vid tre tillfällen i syfte att studera den areella utbredningen och mäktigheten av fiberförekomsten. Dessutom var avsikten att studera hur förekommande fibrer i avloppsvattnets spreds efter att diffusoranläggningen togs i drift.

Provtagningarna utfördes med hjälp av bottenlod medan 1974 års undersökning utfördes av dykare varvid ett område på 300–400 m på södra respektive norra sidan av diffusorn okulärbesiktigades samtidigt som fiberlagrets tjocklek uppmättes med en s.k. hilleborr. När resultaten från 1970 jämfördes med 1974 års fiberkarteringar visades att den fibertäckta ytan minskat från ca 200 ha till 90 ha. Dessutom påvisades förändringar av oxidationsförhållandena genom att zonen med oxiderad sedimentyta nådde närmare utsläppspunkten.

Vid dykundersökningen 1974 noterades ett fiberskikt med en tjocklek från ca 20 cm upp till ca 120 cm inom ett område från avloppstubens inre del och 150 m norrut. På vissa begränsade områden fanns ett fiberskikt på 3–4 m. Vid 1975 års undersökning konstaterades att en omfördelning av fibermassorna skett i riktning mot söder.

Vid undersökningar 1983 och 1994 hade det fibertäckta området minskat ytterligare och 1994 uppgick den yta som var täckt med ett fiberlager tjockare än en cm till 18 ha. Dessutom hade sedimentens innehåll av organiskt material minskat med 25% mellan åren 1983 och 1994.

Vid senare års sedimentundersökningar har det ej rapporterats om förekomst av fiber i ytliga sediment (ALcontrol, 2013). Att utbredningen minskat beror på en kombination av erosion och borttransport samt nedbrytning och översedimentering.

MILJÖFARLIGA ÄMNEN

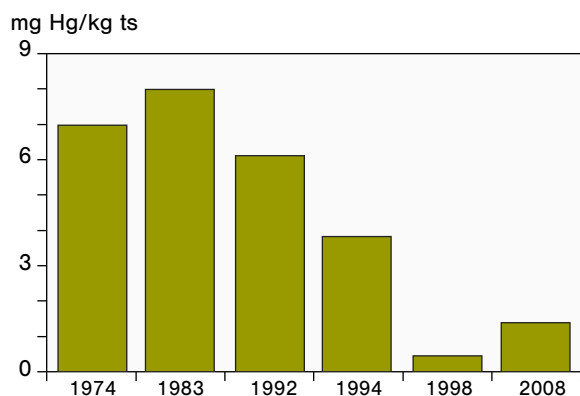
Kattfjorden och Vätern har sedan 1920 talet varit kontaminerad med utsläpp av kvicksilver från en klor-alkalifabrik belägen intill Skoghalls bruk. Under perioden 1920–1968 har man bedömt att kvicksilverutsläppen uppgick till ca 3 000 kg/år. Därefter reducerades utsläppen till ca 500 kg/år 1969–71 och från 1972 uppgick utsläppen till ca 50 kg/år. Klor-alkalifabriken lades ner 2010. Kvicksilver i form av fenylkvicksilver användes också för bekämpning av svamp- och bakteriepåväxt i maskiner och för konservering av massa. Därutöver kom vissa mängder metalliskt kvicksilver in i fabriken via natronluten. Undersökningar under senare år har visat att fenylkvicksilver inte är stabilt utan omvandlas till Hg²⁺ vilket även gäller Hg⁰. Beroende på ett antal omgivningsfaktorer kan sedan kvicksilvret omvandlas till metylkvicksilver som bioackumuleras i organismer.

I bottensedimenten i Kattfjorden uppmättes under 1960–1970-talet några av de högsta halterna i världen samtidigt som höga halter förekom i fisk. Kvicksilverhalterna i sediment i Kattfjorden uppgick till mer än 10 mg/kg ts och medelhalten i Värmlandssjöns ytsediment till 0,7 mg/kg ts. Sedan dess har halten i Kattfjordens sediment sjunkit kraftigt och låg 2008 på drygt 1 mg/kg ts (figur 131).

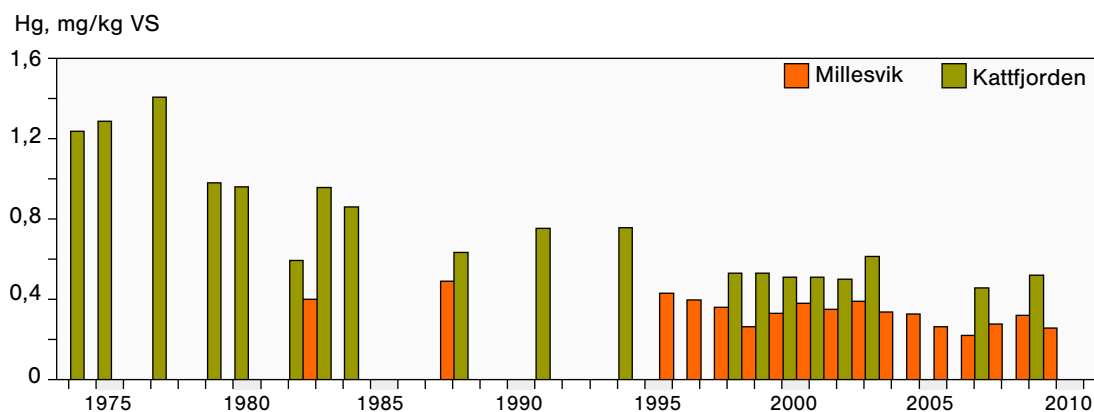
I figur 132 redovisas den tidsmässiga utvecklingen av normerade kvicksilverhalter i gädda från Kattfjorden 1974–2010. Som jämförelse redovisas halter i gädda från Millesvik i sydvästra delen av Vänern. Halterna uppgick på 1970-talet till 1–1,5 mg/kg och minskade till ca 0,5 mg/kg på 2000-talet.

Enligt EG:s ramdirektiv för vatten uppnås ej god kemisk status då gränsvärdet för kvicksilver i biota är satt till 20 µg/g. Bakgrundshalten i fisk i Sverige ligger på nivån 100–200 µg/g och har sannolikt legat på denna nivå även innan industrialiseringen. Konsekvensen av det lågt satta gränsvärdet innebär att det överskrids i samtliga svenska ytvattenförekomster, d.v.s. alla sjöar, vattendrag och kustvatten. Det finns därför inga realistiska möjligheter att halterna i biota kommer att nå ner till gränsvärdet inom överskådlig tid.

Dibensodioxiner och dibensofuraner analyserades 1989 på samlingsprov av tio gäddor på vardera tre stationer, en Kattfjorden och en väster respektive öster om Kattfjorden. Halterna uttryckta i TCDD-ekvivalenter enligt s.k. nordisk modell uppgick till 0,98 pg/g våtvikt i Kattfjorden, d.v.s. i närområdet till Skoghalls bruk, 0,86 pg/g i Rudsviken mellan Skoghalls bruk och Gruvöns bruk samt 0,53 pg/g i Säterholmsfjärden öster om Hammarön.



Figur 131. Tidsutveckling för Hg-halter i sediment från Kattfjorden. Efter ALcontrol, 2013.



Figur 132. Kvicksilverhalten i gäddmuskel från Kattfjorden och referensområdet Millesvik vid Värmlandsnäs uttryckt som normerade Hg-halter i enkilosgädda för perioden 1974–2010. Efter Vänerns vattenvårdsförbund 2012.

Analys av gädda i Åsfjorden vid Gruvöns bruk i mitten av 1980-talet visade på en halt av 4,5 pg/g jämfört med 1,2 pg/g i Bäröfjärden på södra sidan av Värmlandsnäs. Vid en undersökning 2012 uppmättes en dioxinhalt i gädda på 0,16 pg/g utanför Åsfjorden och en halt av 0,13 pg/g vid referensområdet Torsö norr om Mariestad.

Som exempel på bakgrundsvärden för dioxiner i gädda från sjöar utan punktutsläpp kan nämnas halter på 0,3–1,5 pg/g från Storvindeln (norrländsk fjällsjö) samt 1–4 pg/g från Bolmen i Småland.

VATTENKVALITET

Undersökningar sker inom ramen för den samordnade recipientkontrollen av bl.a. vattenkvalitet och bottenlevande organismer i recipienten till Skoghalls bruk (figur 127). Vattenprov tas fyra gånger per år på tre stationer i Kattfjorden och bottenfaunaprov en gång per år på tre stationer sedan 1970-talet.

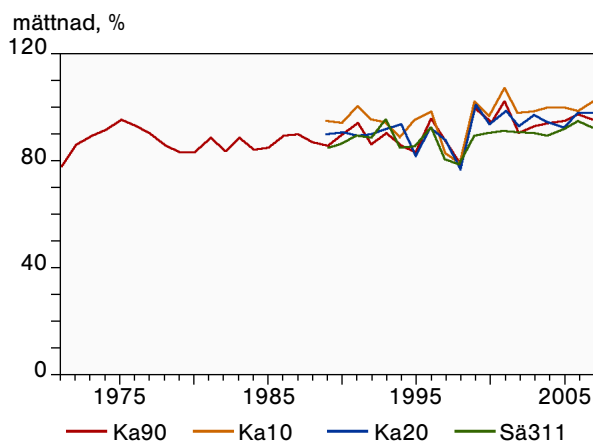
De minskade utsläppen under de senaste decennierna har medfört lägre halter av organisk substans i vattnet i recipienten. Detta har också inneburit att vattnet blivit syrerikare och att siktdjupet ökat.

Syreförhållandena i Kattfjordens bottenvatten har varit goda även vid tidigare högre utsläppsnivåer (figur 133). Under den senaste 20 åren har dessutom högre syremättnadsgrad uppmätts i recipienten jämfört med referensområdet Säterholmsfjärden.

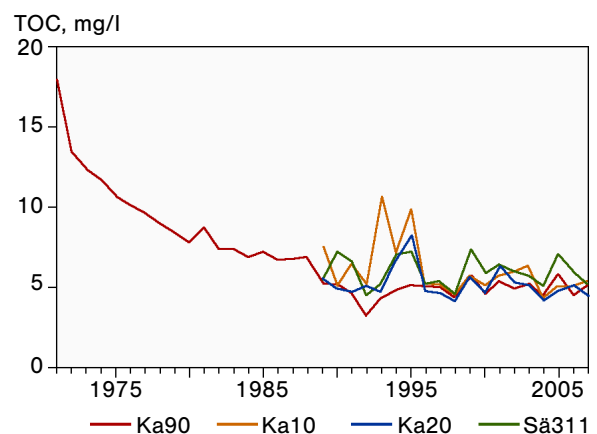
Halterna av TOC har sedan slutet av 1980-talet varit låga, d.v.s. under 8 mg/l, och halterna har oftast varit lägre i Kattfjorden än i Säterholmsfjärden på östra sidan Hammarön, där 85% av Klarälvens vatten mynnar. Klarälven har idag betydligt större betydelse för halterna av syretärande substanser än utsläppen från Skoghalls bruk (figur 134).

Fosforhalterna i recipienten är låga och i nivån 5–8 mg/l (figur 135). Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag representerar en halt <12 mg/l ett näringsfattigt tillstånd. I Kattfjorden är fosforhalterna lägre än i Säterholmsfjärden. Åtgärdsgrupp Vänern formulerade 1992 miljömål för fosforhalten i Vänern. Detta miljömål har varit uppnått sedan början av 1990-talet i recipienten Kattfjorden och i större delen av Vänern. Kvävehalterna i Kattfjorden är måttligt höga till höga och vanligen något högre än i Säterholmsfjärden.

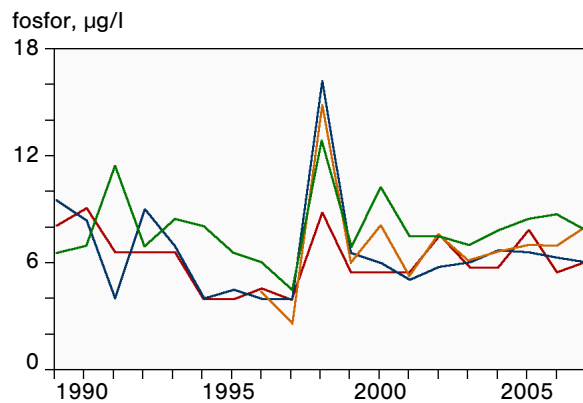
Kvävetransporten till Vänern domineras av tillförsel via floder och från omgivande marker (70–75%) samt kvävedeposition direkt på Vänerns yta, ca 20%. Industriella utsläpp bidrar med ca tre procent



Figur 133. Syremättnadsgrad (årsmedelvärden) i bottenvattnet vid stationerna Ka 90, Ka 10 och Ka 20 i Kattfjorden samt vid stationen Sä 311 i Säterholmsfjärden.

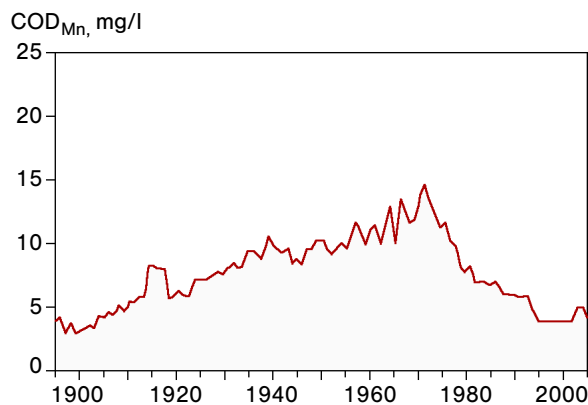


Figur 134. Halt av syretärande substanser (TOC–Totalt Organiskt Kol) i ytvatten vid stationerna Ka 90, Ka 10 och Ka 20 i Kattfjorden samt vid station Sä 311 belägen på östra sidan Hammarön.



Figur 135. Fosforhalter (Tot-P) i ytvatten vid stationerna Ka 90, Ka 10 och Ka 20 i Kattfjorden samt vid station Sä311 i Säterholmsfjärden. Årsmedelvärden 1989–2007.

— Ka90 — Ka10 — Ka20 — Sä311



Figur 136. Halten COD_{Mn} (mg/l) i Göta Älv vid Lärjeholm under perioden 1895–2005 (Från Göteborg Vatten).

av den totala kvävetillförseln varav Skoghalls bruk med ca 0,5% (Sonesten m.fl., 2004). Eftersom retentionen och denitrifikationen har beräknats till ca 60% innan Vänerens vatten når Västerhavet utgör kvävebidraget från Skoghalls bruk ca 0,2%.

Siktdjupet i Kattfjorden är måttligt, vilket beror på att Klarälvens vatten naturligt har en relativt hög halt av organiskt material i form av humus, vilket påverkar siktdjupet i en stor del av norra Vänern.

Sammantaget har vattenkvaliteten både i recipienten och angränsande vattenområden hänförs till de två lägsta klasserna av fem enligt Naturvårdsverkets tidigare bedömningsgrunder, d.v.s. låg till måttlig halt av kväve och fosfor och goda syreförhållanden. Vid statusklassning enligt EU:s vattendirektiv blir statusen i recipienten till Skoghalls bruk "god-hög".

Syreförhållandena påverkas av vattnets innehåll av organiska ämnen som idag mäts som totalt organiskt kol, TOC. Utsläppsminskningen av TOC sammanfaller med en minskande halt organiskt material i vattnet i recipienten fram till början av 1990-talet, då halten planar ut mot en nivå av ca 5 mg TOC/l, som kan betraktas som den naturliga bakgrundsnivån i Vänern.

Det kan även finnas anledning att uppmärksamma den för Sverige unika analysserie av organiskt material i vatten från Vänerens utlopp, d.v.s. Göta Älv, under en period av 110 år. Analyserna av den organiska halten mätt som permanganatförbrukning (COD^{Mn}) påbörjades i slutet av 1800-talet.

Som framgår av figur 136 ökade den organiska halten i vattnet successivt från under 5 mg/l i början av 1900-talet till 13–15 mg/l 1965–1975. Denna trefaldiga ökning av organiskt material avspeglar utsläppen av organiskt material från skogsindustrin och utsläpp av avloppsvatten från samhällen i samband utbyggnaden av tätorter i Vänerens avrinningsområde.

Kulmen på den organiska belastningen nåddes i början av 1970-talet varefter reningsåtgärder och strukturförändringar inom industrin började få genomslag och halterna minskade kraftigt under

perioden 1975–1990. Sedan 1990-talets början har halterna organiskt material i Vänerns vatten sjunkit till den naturliga bakgrundshalt som rådde i slutet av 1800-talet. Som framgått ovan har samma utveckling skett i recipienten till Skoghalls bruk, d.v.s. Kattfjorden och angränsande delar av Värmlandssjön.

BOTTENFAUNA

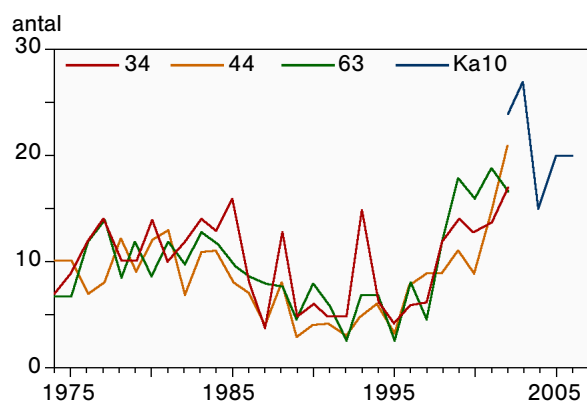
Bottenfaunan har provtagits sedan 1970-talet på tre stationer i Kattfjorden. Stora förändringar i artsammansättning och täthet har skett under denna period. Resultaten fr.o.m. början av 1990-talet och framåt har visat att "ingen eller obetydlig påverkan" kunnat registreras på bottenfaunasamhället. Före mitten av 1980-talet var antalet taxa (arter, släkten, grupper etc) omkring tio vid de tre stationerna. Efter mitten på 1980-talet sjönk antalet och varierade under 90-talet kring fem (figur 137). Mångformigheten (diversiteten, artrikedomen) hos bottenfaunan halverades således jämfört med 1970-talet och början av 1980-talet för att återigen öka från och med 1997–98 till 10–15 taxa under 2000-talet. Samma utveckling, d.v.s. en ökning av antalet arter under 2000-talet har även noterats i Åsfjorden och Hammarösjön väster respektive öster om Kattfjorden. Att antalet taxa varierar med tiden är inget unikt och anses bero på interaktioner mellan arter och klimatiska faktorer (Grahn, 2008).

Biomassan och individantalet av bottenfauna i Kattfjorden minskade kraftigt under 1980-talet, både för djur som gynnas av organiska utsläpp och djur som kräver mera rent vatten. Därefter låg biomassan på en låg nivå fram till 1998, då kontrollen av biomassa upphörde, vilket indikerar att tillgången på organiskt material i sedimenten minskat (figur 138). Biomassan av bottenfauna vid de tre stationerna i Kattfjorden minskade med 90% och var 1998 lägre än på nästan samtliga provtagningsstationer i Vänern, d.v.s. även vid de stationer som är belägna i centrala sjön.

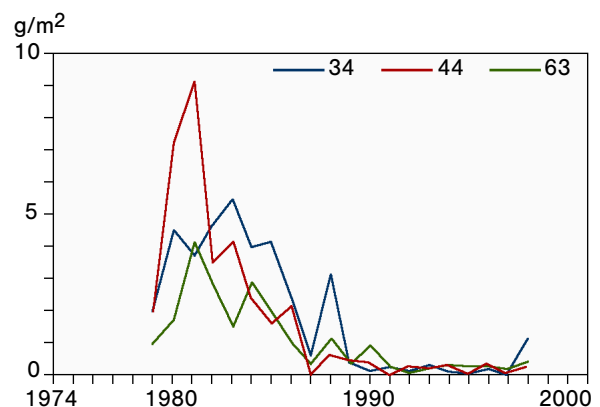
Den reducerade individtätheten och biomassan hos bottenfaunan under 1980-talet var ett resultat av den successivt minskade gödningseffekten i Kattfjorden och Säterholmsfjärden på grund av minskad tillförsel av fosfor och organiskt material från lokala punktkällor och källor i Klarälvens avrinningsområde.

Inom ramen för recipientkontrollen i norra Vänern har data över medelantalet taxa samt antalet individer per kvadratmeter sammanställts vid stationen närmast Skoghalls bruk för perioden 1996–2013. Dessutom har två index, BQI och O/C, presenterats för perioden 1999–2013 (figur 139).

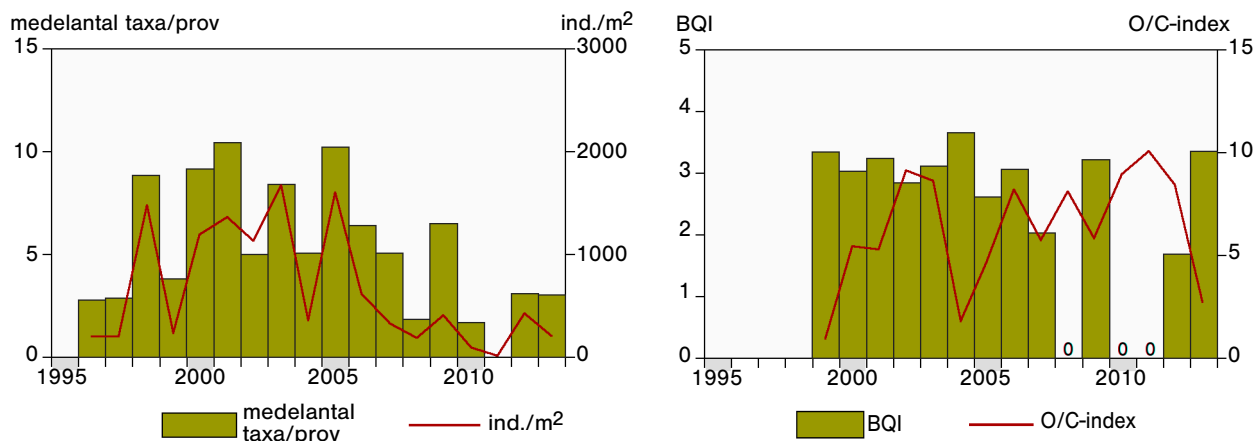
Bottenfaunans sammansättning visade på "måttligt" näringsrikt tillstånd och syrerika förhållanden i bottenvattnet. Medelantalet taxa och individtätheten har varierat stort från 0–10 taxa och 0–1500



Figur 137. Antal taxa (arter, släkten, grupper etc) av bottenfauna vid tre stationer i Skoghalls bruks recipient under perioden 1974–2007. Resultaten för perioden 2003–2007 härrör från provtagningar på en station (Ka 10).



Figur 138. Biomassa av bottenfauna vid tre stationer i Skoghalls bruks recipient. Efter 1998 bestäms inte biomassan.



Figur 139. Medelantalet taxa och antalet ind./m² på stationen Ka 10 utanför Skoghalls bruk 1996–2013 samt BQI och O/C-index 1999–2013. (Efter ALcontrol, 2013).

ind/m² men har stagnerat på en låg nivå de senaste åren. O/C-index har varierat men uppvisar ingen tydlig trend medan värdet för BQI har varit stabilt mellan 2–3 bortsett från undersökningarna 2008, 2010 och 2011. Värdena 0 dessa år beror på att det inte återfanns några fjädermygglarver av taxa som ingår i BQI och som används vid klassningen av eutrofieringsstatus. Klassningen enligt den redovisade expertbedömningen för perioden 2009–2013 är "god-hög" status.

FISK

Hälsotillstånd

Undersökningar av fiskens hälsotillstånd har utförts åren 1989, 1997, 2002, 2003 och 2007 (Grotell, 1998; Grotell & Grahn, 2000; Grotell, 2003; Grahn, 2008). Ett 40-tal fiskar per station i längdintervallet 20–25 cm insamlades och prov togs på 20–25 köns mogna honor per station.

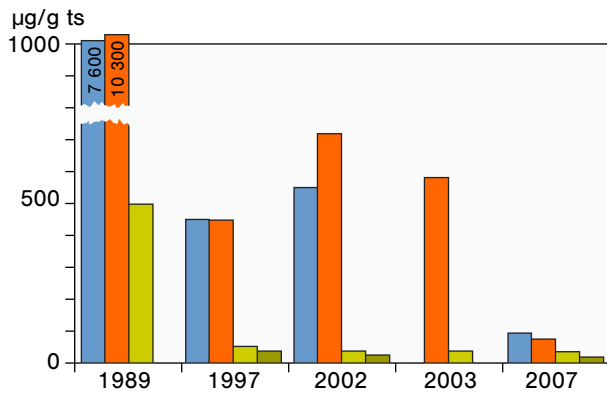
Ett 20-tal olika variabler studerades på fiskarna vilka beskriver tillväxt, ämnesomsättning, syreupptagningsförmåga, immunförsvar och leverfunktion. Vidare analyserades extraktivännen i gallvätska från fisken för att få ett mått på exponeringsgraden av avloppsvatten från fabriken.

En jämförelse av hartssyrahalterna i abborrgalla mellan olika år och olika stationer visar på att stora förändringar skett av exponeringssituationen för avloppsvatten. Halterna år 2007 var omkring hundra gånger lägre jämfört med år 1989, respektive fem till tio gånger längre jämfört med åren 2002–2003. Detta berodde på de omfattande utsläpps begränsande åtgärder och reningsåtgärder som skedde under perioden med bl.a. omhändertagandet av barkpressvatten och CTMP-avloppsvatten genom indunstning.

Resultatet från undersökningen år 2007 visade på att abborren vid stationerna Skog 1 och Skog 4 var exponerade för avloppsvatten då halterna av hartssyror i galla var något högre (ca 70–90 µg/g ts) jämfört med referensstationerna (ca 20–30 µg/g ts). Även om en viss förhöjning av halten hartssyror kunde dokumenteras nära fabriken 2007 jämfört med referensområdena är halterna att betrakta som låga då bakgrundshalten i fiskgalla från opåverkade sjöar ligger i intervallet 20–100 µg/g (figur 140).

Vid undersökningen 2007 kunde ingen påverkan på syreupptagningsförmågan observeras och inte heller någon anemi (=blodbrist). Resultaten överensstämde med de tidigare observationerna från 1989, 1997 och 2002 då någon förändring på syreupptagningsförmågan inte heller kunde registreras (Grotell, 1998; Grahn, 2003).

Immunförsvaret studerades genom att räkna antalet vita blodceller. En statistisk signifikant avvikelse kunde konstateras 2007 mellan den ena recipientstationen (Skog 1) och den ena referensen (Ekenäs). I övrigt förekom inga signifikanta avvikelser mellan stationerna och således ingen störning av immunförsvaret.



Figur 140. Halten hartssyror i galla hos abborre från recipienten till Skoghalls Bruk (skog 1 och skog 2) samt från två referensområden åren 1989–2007. År 1989 var halterna vid Skog 1 och Skog 4 ca 7 600 respektive 10 300 µg/g ts.

Leverfunktionen hos abborre studerades genom att mäta aktiviteten av avgiftningensenzymet EROD, leverns energilager (glykogen), leverns storlek samt undersökning av levercellstrukturen (leverhistologi).

Avgiftningensenzymet EROD uppvisade 2003 en förhöjd aktivitet i recipienten, där fiskarna från två stationer hade statistiskt signifikant högre EROD-värden jämfört med båda referensområdena. Abborrarna från de två andra recipientstationerna avvek inte statistiskt jämfört med det ena referensområdet. Även vid undersökningarna 1989 och 1997 uppträdde statistiskt signifikanta avvikelser på flera leverparametrar, vilket ledde till tolkningen att en störning uppträdde på leverfunktionen (Grotell, 2003).

Vid undersökningen 2007 uppträdde ingen påverkan på leverfunktionen på någon av de undersökta stationerna i recipienten.

Vid den leverhistologiska studien 2007 konstaterades att det förekom smärre förändringar på en station i recipienten jämfört med båda referensområdena. Förändringarna var dock små samtidigt som ingen annan leverparameter uppvisade några förändringar som tyder på exponering för toxiska och/eller hormonellt aktiva ämnen.

Sammanfattningsvis var slutsatsen att vissa störningar uppträdde på leverfunktionen hos fisken 1989, 1997 och 2003 medan någon störning inte förelåg i recipienten 2007.

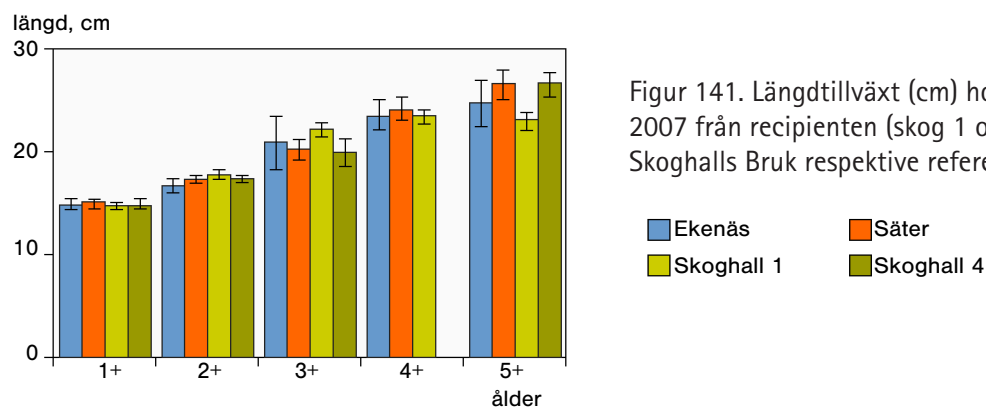
Fiskens tillväxt och kondition var vid undersökningen 2007 likartad på såväl stationerna i recipienten som på referensområdena medan könsmognadsgraden var högre hos fiskar i recipienten jämfört med referensområdena, vilket tydde på att fisken hade en god reproduktiv kapacitet.

Således har resultaten från fiskundersökningarna 2007 visat att några toxiska eller hormonella effekter inte gör sig gällande hos fisk som lever stationärt i recipienten.

Dessutom utfördes 2007 en mer omfattande undersökning av abborrens reproduktionsförmåga, där två områden i recipienten samt två referensområden ingick i undersökningen. För kontroll av könkvot insamlades ytterligare ett antal fiskar under 15 cm.

Totalt insamlades ca 1000 fiskar. Kön och könsstadium fastställdes samtidigt som könsorganens och leverns vikt mättes och otoliter (hörselstenar) togs för åldersbestämning.

I figur 141 redovisas tillväxten hos fisken på två stationer i recipienten och på referensområdena. Som framgår av figuren var längdtillväxten 2007 nära nog identisk vid både recipientstationerna och referensstationerna. Tillväxten uppvisade något större spridning i de större årsklasserna, vilket är normalt och det fanns inget mönster som pekade på att tillväxten avvek på något onormalt sätt på någon av de undersökta stationerna. Inte heller kunde någon effekt på könsfördelningen påvisas hos ettårig abborre i recipienten.



Figur 141. Längdtillväxt (cm) hos abborrhonor 2007 från recipienten (skog 1 och skog 4) till Skoghalls Bruk respektive referensområdena.

Även vid de studier som genomfördes på fisk år 1999 saknades avvikelser av tillväxten hos abborren mellan Kattfjorden och referensområdet (Grotell & Grahn, 2000).

Könsmognadsgraden eller den procentuella andelen honor i olika årsklasser som är köns mogna för att leka nästkommande år studerades på de fyra stationerna. Könsmognadsgraden var generellt sett högre i recipienten hos 3-, 4- och 5-åriga fiskar.

Reproduktionsstudien visade således att ingen negativ påverkan kunde registreras på könsmognadsgraden i recipienten. Tvärtom förelåg en bättre reproduktiv kapacitet hos fisk i årsklasserna 3+, 4+ och 5+ i recipienten jämfört med referensområdena. Inte heller förelåg några statistiskt signifikanta avvikelser vad gäller gonadstorleken eller gonadsomatiskt index mellan de undersökta områdena i recipienten respektive referensområdena.

När det gäller könsmognadsgraden hos abborrhonorna 2007, överensstämmer resultaten med 1999 och 2002 års värden. Inte heller kunde någon förändrad könskvot dokumenteras i recipienten vid dessa undersökningar.

Bestånd

Fiskbeståndens artsammansättning och täthet har studerats 1989, 1997 och 2002 (Grahn, 2003) genom provfisket vid fem stationer i anslutning till Kattfjorden, samt vid en referensstation belägen på östra sidan av Hammarön. Resultaten visade att fisktätheten år 1989 var högre i närområdet till Skoghalls bruk jämfört med stationerna belägna på längre avstånd till följd av gödning av utsläppen från fabriken, vilket medfört ökad förekomst av karpfisk såsom braxen, mört, björkna m.fl. Andelen braxen, björkna och mört utgjorde år 1989 50–70% på både grunda och djupa lokaler.

Vid provfisket 1997 och 2002 erhöles lägre fångster vid stationerna nära fabriken jämfört med fisket 1989. Fiskfaunan uppvisade en normal artsammansättning med låg andel karpfisk och var jämförbar med den fiskfauna som förekommer i opåverkade områden i Vänern. Detta visade att recipientområdet blivit mer näringsfattigt. Av denna anledning upprepades inte provfisket 2007.

Inom ramen för recipientkontrollen i norra Vänern har provfiske genomförts i bl.a. Kattfjorden. Provfisket har varit relativt begränsat och skett en gång per år under perioden 1990–2011 med fyra nätansträngningar inom djupintervallet 0–6 m respektive 6–12 m. Åren 1990–1995 användes översikttnät och 1998–2011 med s.k. nordiska översikttnät.

Enligt de senaste tre provfiskena 2005, 2008 och 2011 har Kattfjorden en relativt artrik fauna med 7–9 arter. För merparten av de åtta olika delindexen som ingår i den ekologiska kvalitetskvoten för fisk, EQR8, är de beräknade medelvärdena i samma storleksordning som angivna referensvärdena.

Kvalitetskvoten EQR8 bedöms för Kattfjorden som god både under perioden 1999–2002 och 2005–2011. För Säterholmsfjärden på östra sidan Hammarön, där den andra grenen av Klarälven mynnar, har EQR8 bedömts som måttlig.

Den oligotrofiering som skett i Kattfjorden och angränsande vattenområden baserat på fosforhalten, algpåväxt och bottenfauna kan vara en anledning till den minskning av fiskbestånden som yrkesfiskare i området hävdar har skett. De kommersiella fångsterna i området anses ha minskat betydligt under den senaste 10–20 årsperioden.

Ekologisk och kemisk status samt Miljökvalitetsnorm

Kattfjorden har av vattenmyndigheten för Västerhavet avgränsats till en vattenförekomst där miljöstatus skall bedömas och åtgärder skall vidtas om miljökvalitetsnormerna inte uppnås.

För Kattfjorden bedömdes den ekologiska statusen 2004–2009 vara "god". Vid den senaste klassningen 2013 bedöms dock den ekologiska statusen ha sjunkit till "måttlig". Utslagsgivande för denna klassning är bottenfaunan vars art- och individtäthet minskat under senare år vilket enligt bedömningsgrunderna anses indikera hög näringsbelastning eller hög belastning av organiska ämnen. Vattenkvalitetsdata tyder däremot inte på övergödning eller syrefattiga förhållanden utan snarare motsatsen och dessa kvalitetsfaktorer visar på "god" status. Således har resultaten från de senaste tre årens bottenfaunaundersökningar resulterat i bedömningen "måttlig" ekologisk status då biologiska kvalitetsfaktorer väger tyngst. Utifrån de undersökningar som skett inom ramen för recipientkontrollen har dock klassningen för bottenfauna lett till "god-hög" status för perioden 2009–2013.

I recipienten till Skoghalls bruk bedömer vattenmyndigheten således samtliga kvalitetsfaktorer idag uppnå "god" ekologisk status, med undantag för bottenfauna, och några förhöjda halter av närsalter och organiskt material finns inte längre och har heller inte förekommit under de senaste 20 åren.

Den kemiska statusen uppnår ej "god" status på grund av de ovan diskuterade förhöjda halterna av kvicksilver.

Vattenmyndigheten bedömer vidare att det föreligger risk för att "god" ekologisk och kemisk status inte uppnås till 2021.

Utifrån de data som föreligger om minskad art- och individtäthet av bottenfaunan i Kattfjorden kommer vattenmyndigheten fram till följande slutsats: *"Miljöproblemet syrefattiga förhållanden p.g.a. belastning av organiska ämnen har i detta fall bedömts utifrån parametern bottenfauna vars bedömning visar på dåliga syreförhållanden. Bedömning av parametern näringsämnen antyder att syrefattiga förhållanden ej beror på belastning av näringsämnen. Slutsatsen är att syrefattiga förhållanden beror på belastning av organiska ämnen."*

Slutsatsen är märklig, då övervakningen visat att en påtaglig oligotrofiering skett såväl i Kattfjorden som i Säterholmsfjärden öster om Hammarön under de senaste decennierna. Fosforhalterna ligger nu på nivån 5–8 µg/l och halten organiska ämnen (TOC) på 5 µg/l vilket är i samma nivåer som i slutet av 1800-talet.

Det föreslås därefter ett antal åtgärder för att uppnå god status 2021. Vad gäller kvicksilver pågår efterbehandling vid f.d. Akzo Nobels klor-alkali fabrik. Detta är angeläget och kan bidra marginellt till att minska kvicksilverexponeringen i Kattfjorden. Det är dock orealistiskt att kvicksilverhalten i biota skulle kunna närma sig gränsvärdet 20 µg/g ens i ett tidsperspektiv av 30–50 år.

Mönsterås bruk

Motiven för valet av fabriken

Mönsterås bruk valdes för studien då man här fick omfattande skador på blåstång i samband med övergång till kloridoxidblekning. Det finns också resultat som indikerade störningar av könsdifferenteringen hos stationär fisk. I brukets närområde har man också gjort observationer av mycket negativa förändringar i rekryteringen av vanliga kustfiskbestånd som man inte har kunnat ge någon förklaring till. Vid Mönsterås bruk har man också befarat negativa konsekvenser av bl.a. toxiska metaller.

Lokalisering

Mönsterås Bruk är beläget vid Östersjökusten ca 8 km nordost om Mönsterås samhälle och 5 km sydost om Emåns utlopp i Kalmarsund (figur 142). Kalmarsund karakteriseras av snabba hydrodynamiska förlopp till följd av strömmen genom sundet som kan vara både syd- och nordgående beroende på väderläget. Strömhastigheter upp till ett par knop är inte ovanliga. Den starka strömmen medför också att förutsättningen för sedimentation av finmaterial begränsas till ett fåtal topografiskt skyddade hålor, vilka även dessa är att betrakta som transportbottnar, då de ligger ovanför vågbasen och materialet resuspenderas i samband med kraftig vågbildning. I tabell 26 redovisas morfometriska och hydrologiska data över recipienten.

Tabell 26. Morfometriska och hydrologiska data över recipienten till Mönsterås Bruk.

area (km ²)	18
medeldjup (m)	4
maximidjup (m)	12
andel ackumulationsbotten (%)	5
sötvattentillrinning (m ³ /s)	30
vattenutbytestid (dygn)	3



Figur 142. Recipienten till Mönsterås bruk omfattas av vattenförekomsterna Emområdet, Ödänglaområdet och Mönsteråsområdet.

Produktion och utsläpp

Fabriken togs i drift i slutet av 1958 och produktionen uppgick till ca 70 000 ton per år. 1961 fick bruket tillstånd att producera 140 000 ton/år och utbyggnaden var klar 1964. År 1979 togs en ny fabriksenhet i drift med en produktion av 335 000 ton blekt sulfatmassa/år. Massan blektes med elementär klor men i början av 1980-talet övergick man till blekning med en viss andel klordioxid. År 1991 upphörde helt blekningen med elementär klor.

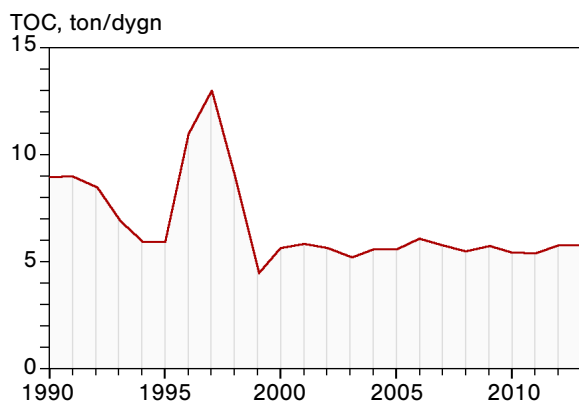
Vid anläggningen produceras sedan 1995 TCF-blekt sulfatmassa av barrveds- respektive lövveds-råvara. Fabriken byggdes ut i början av 1990-talet och 1996 var produktionskapaciteten 550 000 ton/år. I beslut 2009 fick bolaget tillstånd att producera 750 000 ton/år.

En externreningsanläggning i form av en luftad damm byggdes i slutet av 1970-talet. Denna byggdes om till en långtidsluftad aktivslamanläggning (LAS) som togs i drift under 1998. Ett nytt syrgasblekeri installerades 1994 och kompletterades 1999.

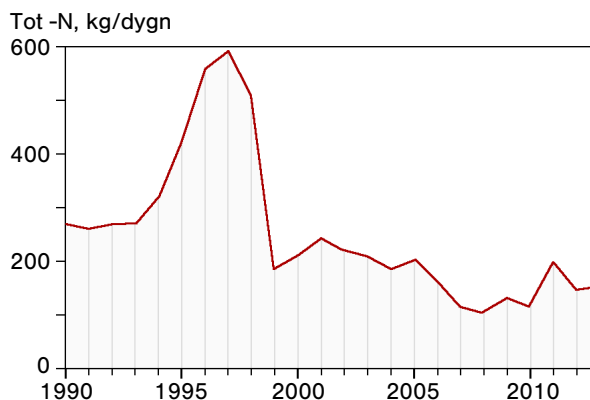
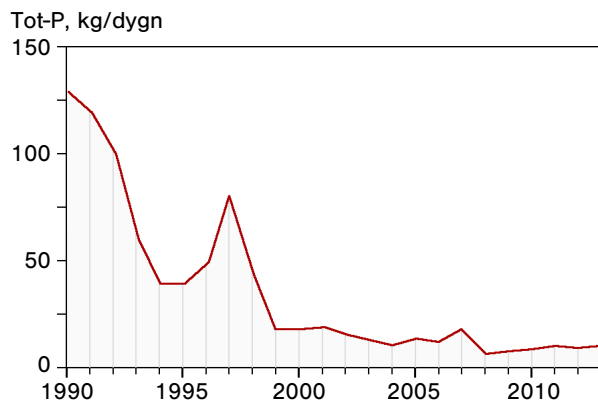
Genom olika processändringar och reningsåtgärder har utsläppen av organiskt material minskat radikalt sedan 1960–1970-talet. Under 1970-talet låg utsläppen av COD på drygt 100 t/dygn och minskade till ca 60 t/dygn efter att den luftade dammen togs i drift 1979. Omräknat till TOC var utsläppen ca 40 respektive ca 25 t/dygn. Den största minskningen skedde för BOD som låg mellan 12 och 16 t/dygn före och mellan 2 och 6 t/dygn efter att den luftade dammen togs i drift.

Utsläppen av TOC låg på nivån 9 t/dygn i början av 1990-talet och sjönk därefter till nivån 6 t/dygn bortsett från åren 1995–98 då reningsanläggningen byggdes om. Under hela 2000-talet har utsläppen av TOC legat på knappt 6 t/dygn med mycket små variationer (figur 143).

Fosforutsläppen låg i början av 1990-talet mellan 100 och 130 kg/dygn (figur 144). De sjönk därefter till 40 kg/dygn 1994–95 och ökade sedan till 50 kg/dygn respektive 80 kg/dygn under



Figur 143. Årsmedelvärden av utsläpp av TOC från Mönsterås Bruk 1990–2013.



Figur 144. Årsmedelvärden av utsläpp av fosfor och kväve från Mönsterås Bruk 1990–2013.

1996 och 1997. I början av 2000-talet reducerades fosforutsläppen till 17–20 kg/dygn och sedan 2008 har utsläppen legat på ca 10 kg/dygn, d.v.s. mindre än 10% jämfört med motsvarande utsläpp i början av 1990-talet.

Utsläppen av kväve uppgick i början av 1990-talet till 250 kg/dygn och har under senare år varierat mellan 100 och 200 kg/dygn (figur 144).

Avloppsvattenvolymen har under de senaste 15 åren legat mellan 50 000 och 65 000 m³/dygn. Genom de processtekniska åtgärder och reningsåtgärder som genomförts har således utsläppen minskat påtagligt under de senaste 25 åren trots att produktionen mer än fördubblats.

Det biologiskt behandlade avloppsvattnet leds ut i en 7 km lång tub i recipienten Kalmarsund. Tubens avslutande del, ca 1,3 km, är försedd med dysor (hål) för att fördela och snabbt späda ut avloppsvattnet. Den del av tuben där avloppsvattnet släpps ut ligger på nio till tolv meters djup. Avloppsvattnet har hög hastighet och lägre densitet än omgivande vatten varför det snabbt stiger till ytan samtidigt som utspädning sker.

Någon permanent salthalts- eller temperaturskiktning förekommer inte i Kalmarsund och recipienten kan betraktas som homogen under stora delar av året.

Recipientdata

AVLOPPSVATTNETS SPRIDNING OCH UTSPÄDNING

Utifrån strömmätningar och modellberäkningar i Kalmarsund 1990 (Ambjörn & Wickström, 1990) samt data på avloppsvattenvolym och densitet beräknades den initiala utspädningen till mellan 100 och 200 ggr. En spårämneskartering visade vidare att strömmen i skärgårdsområdet kring avloppstuben är vinddriven och under provtagningsperioden erhöles, beroende på vindriktning, såväl nordostlig som sydlig spridning av avloppsvattnet. Undersökningen visade också, att avloppsvatten utspätt 1 000 ggr eller mindre påträffas inom ett område mellan 4 och 8 km från avloppstuben. Det framgick också av undersökningarna att de mest exponerade områdena är området runt Svartingskår-Ödängla söderut och området runt Gåsö i norr. Området vid avloppstubens landfäste och några km ut påverkas normalt inte av avloppsvattnet.

Genomförda spädnings- och spridningsberäkningar har således visat att initialutspädningen uppgår till 100–200 ggr varefter det sker en snabb utspädning till storleksordningen 1 000 ggr på några kilometers avstånd.

SEDIMENT

Utsläppen från Mönsterås bruk tillförs Kalmarsund, ett område som karakteriseras av starka strömmar och avsaknad av depositionsbottnar. Genom att fabriken hade tillfredställande sedimentering av avloppsvattnet redan från start i kombination med recipientens egenskaper har det inte byggts upp några fiberbankar i primärrecipienten.

MILJÖFARLIGA ÄMNEN

Då inga ackumulationsbottnar förekommer i Kalmarsund och utsläpp av klorerade organiska föreningar skedde från Mönsterås Bruk utfördes 1990 analyser av EOCl, EPOCl (syrabehandlat EOCl-extrakt) på de närmast belägna ackumulationsbottnarna norr och öster om Öland. EOCl-halterna varierade mellan 3 och 19 µg/g organisk substans och medelvärdet av 24 analyser uppgick till 7,6 µg/g organisk substans. De lägsta rapporterade uppmätta halterna från nordvästra egentliga Östersjön låg på nivån 8 µg/g organisk substans och således kunde ingen regional spridning spåras som kunde knytas till utsläppen från Mönsterås Bruk (Jonsson, 1990; Grahn, 1991).

Beroende på bristen på ackumulationsbottnar valde man vid undersökningar av metaller att analysera material som insamlats i sedimentfällor vilket gjordes vid ett antal tillfällen under

perioden 1996–2007. Provtagningarna visade till en början en tendens till ökning av vissa metaller medan en minskning registrerades under de sista provtagningarna. Den initiala förhöjningen ansågs kunna ha varit ett resultat av de muddringsarbeten som skedde i samband med att ett en ny avloppstubb byggdes i slutet av 1990-talet. Jämför man halterna i sediment från de undersökningar som genomfördes efter 1996 med de halter som uppmättes 1990 så ligger de på samma nivå. Man kunde alltså inte spåra någon ökad metallkontaminering som beror på utsläppen från Mönsterås bruk.

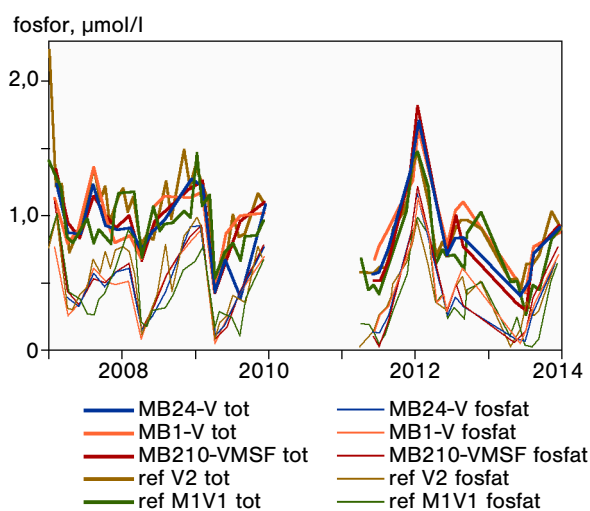
Metallhalter har även analyserats i mjukvävnad på blåmusslor från två stationer i recipienten och från två referensområden, ett i centrala Kalmarsund och ett i södra delen av Kalmarsund. Prover för analys har insamlats 1996, 2001 och 2003. När man jämför resultaten finner man att betydligt fler prover, 14 av 19, uppvisar högre metallhalt på referensstationerna.

VATTENKVALITET

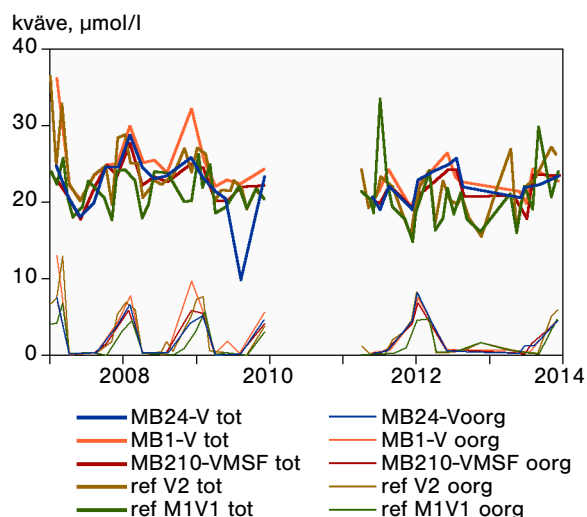
Fyra stationer i recipientkontrollen ligger i närområdet till utsläppet. Tre ligger i Ödänglaområdet medan den fjärde ligger i Emområdet och därför påverkas mest av Emån. För jämförelsedata har referensstationer i södra delen av sundet i anslutning till öppet hav och i centrala delen av Kalmarsund använts.

Vid de tre stationer som ligger i recipienten föreligger både vad gäller fosfor och kväve en stor samvariation med halterna på referensstationerna vilket visar att utsläppen från Mönsterås bruk inte påverkar vattenförekomsten (figur 145, 146). Mellanårsvariationerna styrs sannolikt av nederbörd och landavrinning samt tidvis uppvällning av näringsrikt och syrefattigt vatten från Egentliga Östersjön.

Då utsläppen från bruket under senare år inte orsakat märkbart förhöjda halter i recipienten måste det finnas andra källor som styr halterna av näringsämnen. Bidraget från Emån är betydande. Fosforbelastningen via ån är i genomsnitt ca 15 t/år, att jämföra med utsläppen från bruket som ligger i storleksordningen 3–3,5 t/år. Motsvarande värden för kväve är 700 t/år resp. ca 70 t/år. Påverkan är betydande även från det öppna havet.



Figur 145. Halten totalfosfor och fosfatfosfor i ytvatten på station MB24-V, MB1-VMF och MB210-VMSF i Ödänglaområdet och referensstationer under perioden 2007–2013 (Efter Calluna, 2013).



Figur 146. Halten totalkväve och oorganiskt kväve i ytvatten på station MB24-V, MB1-VMF och MB210-VMSF i Ödänglaområdet och referensstationer under perioden 2007–2013 (Efter Calluna, 2013).

MAKROVEGETATION

Under 1980-talet var blåstångssamhället föremål för omfattande undersökningar då det kort efter starten av den nya fabriken i Mönsterås 1979 upptäcktes att tången var försvunnen inom ett ca 12 m² stort område närmast avloppstuben (Lindvall & Alm, 1983). Detta visades bero på utsläpp av klorat, en biprodukt från den nya blekningsprocessen. Reningen i den luftade dammen modifierades därefter och fr.o.m. våren 1987 hade utsläppen av klorat eliminerats.

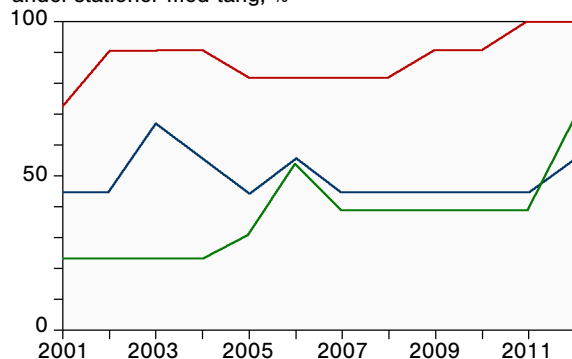
Tånginventeringar och transplantationsförsök för att mäta överlevnad och tillväxt hos blåstång genomfördes årligen 1984–1990. Åren 1984 och 1985 registrerades ingen eller mycket svag tillväxt på stationerna i recipienten. Vid kontrollen 1986 hade situationen förbättrats på några stationer men tre stationer närmast utsläppsområdet saknade fortfarande tång (Notini, 1991). År 1987 hade skillnaderna vad gällde tillväxten hos utplanterade tångplantor utjämnats samtidigt som enstaka tångplantor koloniserade Gåsö och Soleskär nära avloppstuben. Under 1988, 1989 och 1990 förbättrades förhållandena ytterligare för blåstången i utsläppsområdet och tillväxten låg på samma nivå vid Soleskär omedelbart söder om avloppstuben som vid referensstationen Melgrund.

I recipienten till Mönsterås bruk har blåstången den lägsta utbredningen längs kuststräckan i länet. Även öster om Öland och utanför Bergkvara är tätheten och utbredningen låg. Vid de senaste årens inventeringar konstateras att även om utbredningen fortfarande är dålig har det skett en tydlig förbättring speciellt i det centrala området i recipienten närmast utsläppspunkten från Mönsterås bruk.

I figur 147 redovisas andelen av de undersökta stationer där tång förekommer utanför Mönsterås bruk samt söder och norr därom under perioden 2001–2012. Som framgår har antalet stationer med förekomst av tång ökat i närheten av utsläppsområdet och norr om Mönsterås bruk medan ingen större förändring skett i det södra området där ca hälften av stationerna hyser tång under den senaste tioårsperioden.

Sammanfattningsvis visar resultaten av tångundersökningarna att blåstången slogs ut på ett stort område i recipienten till Mönsterås bruk i början av 1980-talet, beroende på utsläpp av klorat. Denna påverkan eliminerades helt 1987. Trots detta har ännu inte återhämtning skett fullt ut. Orsaken är inte klarlagd, men det kan finnas ett samband med algpåväxt på den tång som koloniserar de tidigare skadade områdena samt att periodvis täta populationer av tånggråsugga och märkräftor betar ner de små plantorna.

andel stationer med tång, %



Figur 147. Andelen stationer med förekomst av tång utanför Mönsterås bruk 2001–2012. C: stationer i närheten av utsläppspunkten. S: stationer söderut och N: stationer norr om utsläppspunkten (Efter Olsson, 2013).

— Mönsterås bruk S (n=9)
— Mönsterås bruk C (n=13)
— Mönsterås bruk N (n=11)

BOTTENFAUNA

Inom ramen för recipientkontrollen vid Mönsterås bruk har undersökningar av den makroskopiska bottenfaunan genomförts sedan 1958 i samband med att fabriken startade.

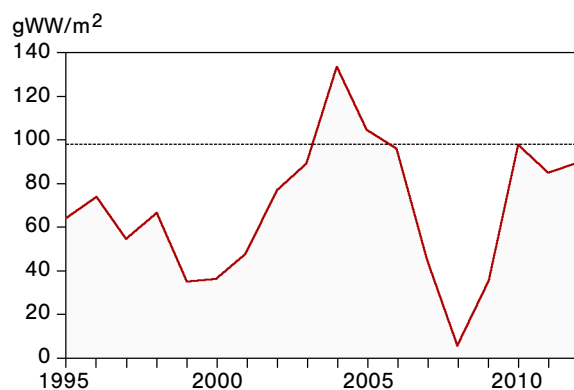
Det är speciellt fyra indikatorarter, vilka förekommit frekvent, som man följt under perioden 1958–1988, nämligen havsborstmasken *Nereis diversicolor*, östersjömussla, slammärlan *Corophium volutator* och vitmärla.

Variationen i individantal var stor både mellan år och mellan stationer under denna tidsperiod. Detta berodde troligen på variationer i de biologiska och klimatiska faktorer som påverkar rekrytering och överlevnad. En annan viktig faktor av betydelse för faunan i Östersjön är inbrotten av saltvatten från västerhavet som skedde relativt regelbundet under 1900-talet fram till 1976. Därefter har saltvatteninbrotten varit glesare och inte av samma omfattning. Samma mönster med periodiska fluktuationer i individtäthet har beskrivits i andra rapporter från såväl opåverkade som påverkade områden.

Förutom den koppling som man vanligtvis gör mellan övergödning och bottenfaunans artsammansättning och biomassa gjordes observationer av skalskador på östersjömussla som antogs bero på en toxisk exponering. Efter analyser av arkivmaterial, där sådana skador också förekom i jämförbar frekvens, verkade det vara osannolikt att skadorna orsakats av utsläpp från bruket.

I årsrapporten för 2012 redovisas ett antal tidsserier från senare år avseende individtäthet och biomassa för olika arter. Dessutom har ett antal stationer statusklassats enligt de nya bedömningsgrunderna. Statusen för bottenfaunan varierar från "måttlig" till "god" baserat på provtagningar 1991–2012 (Efter Olsson, 2013).

Som exempel redovisas bottenfaunans totala biomassa vid en station i Mönsteråsrecipienten i figur 148. Som framgår är variationen även här mycket stor mellan olika år och från 1996 till 1999 minskade biomassan med en faktor tre för därefter öka med en faktor fem fram till 2005. Det finns ingen utsläppsrelaterad faktor som kan förklara detta mönster (Grahn & Sandström, 2014).



Figur 148. Total bottenfaunabiomassa på stationen MB230MSf i recipienten till Mönsterås bruk 1995–2012.

FISK

Hälsotillstånd

År 1995 beslutade Mönsterås bruk förstärka kontrollprogrammet med undersökningar av hälsotillstånd hos fisk. För att kunna välja bästa art gjordes en undersökning där abborre och tånglake jämfördes. Tånglaken valdes, då den förekom i höga tätheter och då exponeringssituationen var klarare än för abborre. En viktig anledning till valet är att den är levandefödare och därför medger ingående undersökningar av effekter på fortplantning genom kontroll av yngelkullar hos gravida honor.

Bedömningar av fysiologiska hälsoeffekter bör göras på funktionsnivå. Kontrollen bör innefatta variabler som beskriver syreupptagningsförmåga, immunförsvar, leverfunktion och ämnesomsättning (Larsson m.fl., 2000). För tånglake bör undersökningarna också omfatta kullstorlek, tillväxt, överlevnad och missbildningsfrekvens hos de ofödda ynglen.

Under hela perioden 1996–2013 har skillnaderna mellan de undersökta områdena varit små för merparten av de variabler som studerats. Tolkningarna har ofta varit, att man inte kunnat utesluta att andra källor än Mönsterås bruk bidragit till effekterna. Jämförelser mellan de olika åren har ansetts tyda på en successiv förbättring i fiskarnas fysiologi. En variabel som avvikit är EROD-aktiviteten i lever. De två första åren (1995 och 1996) sågs inga effekter. År 1997 observerades

dock en relativt kraftig EROD-förhöjning i recipienten. Under de påföljande åren 1998–2000 var avvikelserna mindre, för att efter 2001 inte längre vara signifikant avvikande. Generellt sett har hälsotillståndet hos fisk varit gott under de senaste 10–15 åren (Grahn & Sandström, 2006; Toxicon AB, 2008; Grahn & Sandström, 2014; Olsson, 2013).

En mer systematisk avvikelse har varit högre antal yngel per hona på recipientlokalerna vilket indikerar bättre reproduktionskapacitet. Förekomsten av missbildade yngel och yngel, som utvecklats dåligt, har generellt sett varit låg i samtliga områden under hela perioden. Det har inte funnits någon tendens till ökad missbildningsfrekvens i recipienten jämfört med i referensområdena. Vid 2001 års kontroll noterades, att andelen honor med döda yngel var högre i recipienten och vid Taktö, likaså antalet döda yngel per hona, jämfört med referensområdet Marsö. Skillnaderna bedömdes dock vara numeriskt små och en jämförelse med föregående år visade att de uppkommit genom en måttlig ökning av frekvensen i recipienten och en motsvarande nedgång i referensen. Vid 2002 års och senare undersökningar har det inte längre förelegat någon skillnad i dödlighet mellan lokalerna.

Frågan om östrogena eller androgena effekter av skogsindustriella avloppsvatten började få stor aktualitet i mitten av 1990-talet. Man hade då bl.a. utvecklat teknik för receptorstudier som visat att substanser i avloppsvattnen kunde binda till receptorerna med risk för störningar i väsentliga funktioner som t.ex. könsdifferentiering. Efter förstudier visade det sig möjligt att könsbestämma ofödda tånglakeyngel, vilket möjliggjorde effektiv kontroll av störd könsdifferentiering.

Vid de könskvotsbestämningar som gjordes 1997 och 1998 i Mönsteråsrecipienten var andelen hanar högre i recipienten jämfört med referensvärdena, dock inte på alla lokaler (tabell 27). I 1999 års undersökning observerades inga avvikelser, vilket förklarades bero på ett driftstopp i fabriken under den period då könsdifferentieringen sker. Åren 2000 och 2001 var andelen han-yngel återigen högre i recipienten jämfört med på referenslokalerna. Påföljande år, 2002, fanns också avvikelser, men de var små och signifikanta bara för en lokal, Gåsö. Resultaten tolkades som en androgen effekt, sannolikt orsakad av ämnen i brukets avloppsvatten. Slutsatsen fick stöd av receptorstudier, vilka indikerade förekomst av androgena aktiva ämnen.

En tydlig återhämtning har noterats efter de första åren. Under perioden 2003–2013 saknas signifikanta avvikelser i könskvot mellan recipientstationerna Gåsö och Ödängla jämfört med referensstationen Slakmöre (Förlin, 2007; Toxicon, 2008).

Tabell 27. Andel (%) hanar hos yngel av tånglake i Mönsteråsrecipienten samt två referensområden (R).

År	Marsö (R)	Gåsö	Ödängla	Slakmöre (R)
1997	47	54	52	-
1998	48	58	55	50
1999	49	47	46	54
2000	52	62	53	58
2001	46	55	52	49
2002	50	54	50	50
2003	50	51	49	53
2004	49	47	49	49
2005	-	-	-	-
2006	-	-	-	-
2007	49	-	48	49
2008	-	50	49	51
2009	-	49	53	52
2010	-	51	47	53
2011	-	53	51	50
2012	-	55	48	49
2013	-	49	53	48
mv	49	53	50	51

Flera års övervikt för hanar i kullarna skulle kunna påverka könskvoten hos den vuxna fisken. Vid de årliga kontrollerna könsbestäms alla fångade vuxna tånglakar och registreras fördelat på kön och längdklasser. Några effekter av den skeva könskvot som observerats på yngel från lokalerna Gåsö och Svartingskår har dock inte spårats hos den vuxna fisken. Man har också gjort analyser av vitellogenin (guleprotein) i plasma hos hanar. Inga förhöjda nivåer har dock noterats.

BESTÅND OCH REKRYTERING

Ett provfiske utfördes med kustöversiktsnät 1989 på fyra områden söder och norr om utsläppen från Mönsterås Bruk samt på ett referensområde 25 km söder om utsläppstuben. Syftet var att klarlägga eventuella skillnader i artsammansättning, täthet och storleksfördelning på olika avstånd från bruket (Grahn & Monfelt, 1991).

De dominerande arterna var mört och abborre och andelen av dessa arter uppgick till 60–90%. Övriga arter av kvantitativ betydelse var björkna, id, gädda och gers.

Fisktätheten var relativt likartad på alla undersökta områden och mört dominerade i fångsterna. Kvoten mört/abborre var generellt sett hög på hela kuststräckan men någon gradient mot högre kvoter nära utsläppen kunde inte registreras. Även storleksfördelningen av mört och abborre uppvisade en nära nog identisk bild mellan de olika områdena. Den enda tydliga skillnad som uppträdde var en något högre täthet av gers i utsläppsområdet vilket tolkades som en viss gödnings-effekt från bruket och Emån.

De stationära fiskbestånden i Kalmarsund försvagades kraftigt i början av 1990-talet (Nilsson m.fl., 2004). Produktionen av yngel av flera arter, t.ex. gädda och abborre, var låg i hela området från Emåns mynning ner till Blekingegränsen.

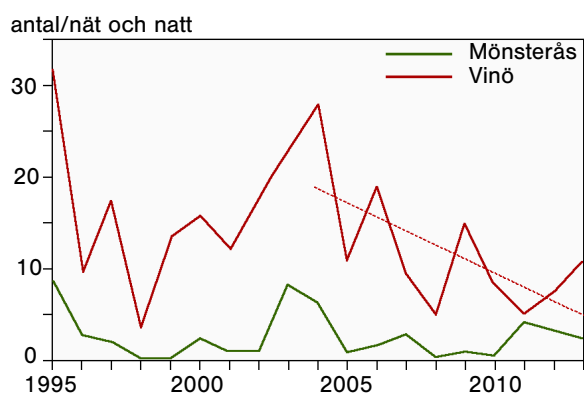
Rekryteringen av abborre har varit i stort sett obefintlig i Kalmarsund sedan 1990-talet. Bilden har varit liknande för gädda ända fram till 2009 och 2010, då höga tätheter förekom i ett område, Timmernabben. En trolig orsak till denna förbättrade bild är den våtmarksrestaurering som gjorts i området i syfte att stimulera gäddrekryteringen. För övrigt har årsyngel av gädda saknats nästan helt. Under senare år har årsyngel av mört endast förekommit vid två tillfällen, 2008 då relativt många fångades på två lokaler, och 2010 vid provtagningen i Timmernabben.

Då liknande störningar belagts även i lokalt opåverkade områden långt utanför Kalmarsund, torde inte utsläppen från Mönsterås bruk ha varit orsaken, även om bruket bidrar till belastningen. Under tidigare år, 1989 och 1990, med betydligt större utsläpp av organiska ämnen och växtnärings-ämnen från bruket fungerade fiskrekryteringen på ett tillfredställande sätt i recipienten (Ljunggren m.fl., 2005).

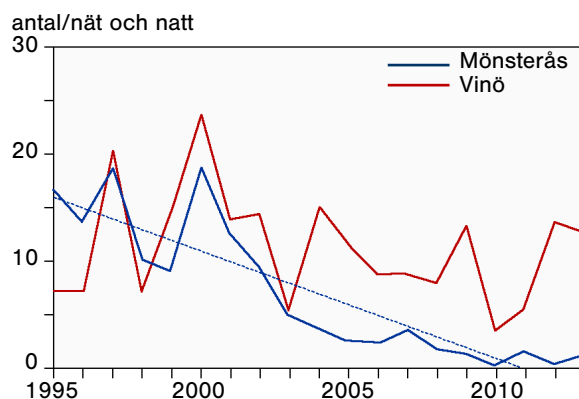
Nätprovfisken efter vuxen fisk har utförts på tre delområden, Vällö, Svartö och Ödängla utanför Mönsterås bruk samt på referensstationen Vinö i Misterhults skärgård, under perioden 1995–2013. Totalfångsten per nätansträngning av samtliga arter har varierat i recipientområdet mellan 10–30 fiskar och någon tydlig trend kan inte urskiljas under perioden (Andersson, 2014).

På referensstationen Vinö har totalfångsten per nätansträngning varierat mellan 15–60 fiskar och en nedåtgående trend har registrerats. Under de senaste tio åren har fångsten legat på ungefär samma nivå utanför bruket som i referensområdet.

Fångsten av abborre har varierat stort mellan åren i båda områdena (figur 149). Fångsterna vid Mönsterås har dock varit betydligt lägre än vid Vinö vilket kan vara en konsekvens av den sviktande rekryteringen som kunde fastställas i mitten av 1990-talet, d.v.s. några år innan provfisket startade. Beräkningar av rekryteringsindex styrker detta antagande. Under den senaste 10-årsperioden har fångsterna av abborre i referensområdet minskat signifikant. Det kan inte uteslutas att rekryteringen försvagats även här.



Figur 149. Fångst per nätansträngning av abborre utanför Mönsterås bruk och Vinö 1995–2013. (Efter Andersson, 2014).



Figur 150. Fångst per nätansträngning av mört utanför Mönsterås bruk och Vinö 1995–2013. (Efter Andersson, 2014).

En mycket anmärkningsvärd nedgång i fångsterna av mört inträffade under perioden 2000–2010 i området utanför Mönsterås medan någon motsvarande trend inte kunde registreras vid Vinö (figur 150). Orsaken är inte klarlagd. Att det kan förklaras av minskad eutrofiering verkar mindre sannolikt, då fångsterna av andra karpfiskar som björkna, sarv, löja och id ökade under samma period. Svag rekrytering är en möjlig förklaring, särskilt då tätheten av mörtungel varit låg vid de inventeringar som gjorts.

De variationer som observerats kan inte förklaras med ändringar i brukets drift. Att toxiska ämnen i brukets utsläpp skulle vara orsak till den svaga rekryteringen är inte sannolikt. Undersökningar har visat, att embryonalutvecklingen hos abborre fungerat normalt och att gulesäcks-larver förekom. Äldre larver saknades dock, sannolikt beroende på födobrist. Kontrollen av hälsa och fortplantning hos tånglake, en art som borde svara tydligt på sådan exponering, har inte indikerat några effekter under de senaste 10–15 åren vilket också motsäger hypotesen att fiskrekryteringen skadats av toxiska ämnen.

Vad som är den grundläggande orsaken till den svaga rekryteringen är fortfarande inte helt klarlagt. En teori är att det extremt rika storspiggsbeståndet i framför allt Kalmarsund dels kan äta både rom och larver, dels beta ner djurplankton som är startföda för nykläckt fisk. Under våren beräknas det finnas 5–15 spiggar per m² i Kalmarsund. Om denna teori är riktig, återstår att utreda varför just denna art expanderat så kraftigt i många kustområden.

Ekologisk och kemisk status samt Miljö kvalitetsnorm

Den ekologiska statusen för Ödänglaområdet bedöms av vattenmyndigheten vara "måttlig". Bedömningen baseras på näringsämnen för perioden 2009–2012 och detta gäller för hela kustområdet i Kalmarsund samt söder och norr därom. Statusen för syrgasförhållanden, klorofyll och siktdjup bedöms vara "hög". Statusen för makroalger och gömfröiga växter bedöms som "måttlig" bl.a. beroende på förekomsten av blåstång som bedöms kunna vara påverkad av betning. Bottenfaunan bedöms ha "god" status. Vattenmyndigheten anger att miljö kvalitetsnormen för vattenförekomsten skall vara "god" ekologisk status 2021.

Den kemiska statusen (exklusive kvicksilver) bedöms som "god". Inga mätningar av prioriterade ämnen har dock gjorts i vattenförekomsten.

När BQI-värden för bottenfaunan tillämpas på data från recipientkontrollen bedöms statusen på recipientlokalerna vara "god" flertalet år men "måttlig" 1997–1999 och därefter på gränsen till måttlig 2004. På referensstationen var statusen "god" några år på 1980-talet men har därefter varit "måttlig" till "otillfredsställande".

BQI varierar betydligt mellan år och det är omöjligt att se något samband med utsläppssituationen utan det måste vara andra faktorer som styr det dynamiska förloppet vad gäller artantal, individantal och biomassa. I början av 1990-talet var TOC-utsläppen dubbelt så höga och fosforutsläppen 10 ggr så höga som idag.

En annan faktor av betydelse för BQI-värdet är förekomsten av invasiva arter. Det tydligaste exemplet för Östersjön är spridningen av havsborstmasken *Marenzelleria sp.* som under senare år noterats på drygt 25 av de 32 undersökta stationerna i Kalmarsund, i vissa fall i mycket höga tätheter. Detta innebär att BQI-värdet sjunker vilket påverkar statusbedömningen även om inga andra omgivningsförhållanden förändrats.

Den långa serie av bottenfaunaundersökningar som genomförts utanför Mönsterås bruk (55 år) visar på mycket variabla förhållanden och det är i det närmaste omöjligt att identifiera några trender som är relaterade till utsläppssituationen även då utsläppen var betydligt större än idag.

Erfarenheter i Kanada

Flera skogsindustri-anläggningar har lagts ned i Kanada under senare tid. Trots detta har bara ett fåtal uppföljningar rapporterats där recipientsituationen undersökts efter att utsläppen upphört.

Analys av återhämtning efter åtgärder i fabriken har fortlöpande gjorts inom EEM-programmet (Environmental Effects Monitoring Program). Resultaten rapporteras efter varje treårscykel. Den senaste, sjätte cykeln i EEM-programmet, har nu redovisats av Environment Canada (2014). Där konstateras, att huvuddelen av kontrollen nu består av subletaltester i laboratoriet, medan bara ett fåtal har fortsatt att övervaka effekter i recipienterna. Flera anläggningar har genomfört och genomför riktade undersökningar för att söka identifiera orsaker till observerade effekter och hitta lösningar.

Ett mindre antal bruk fortsatte effektmonitoring under Cykel 6, medan majoriteten undersökte orsaker och/eller lösningar. Det totala antalet monitoringstudier per cykel minskade beroende på 1) ett antal bruk slutade produktionen och 2) många bruk började delta i gemensamma undersökningsprogram.

Övergödning har identifierats som det idag mest akuta problemet i Kanada. Större delen av undersökningarna har omfattat antingen källanalyser för närsalter eller analys av närsaltsreduktion i anläggningen eller bådadera. Lösningar har sökts för eliminering av eutrofiering genom förbättrad externrening eller i några fall processförändringar i fabriken.

Undersökningar av orsaker till minskad gonadstorlek hos fisk ledde till slutsatsen att den åtgärd som hade störst potential för att motverka effekter på reproduktion i laboratoriestudier var att minska utsläppen av organiska ämnen. Slutsatsen var, att lösningar för de två återstående effekterna: övergödning och fortplantningsstörning hos fisk, kunde ha en gemensam lösning nämligen reduktion av organiska ämnen i utsläppet.

När bruken genomfört rekommenderade åtgärder kommer effekterna i recipienterna att följas upp i EEM-programmet. Ännu har dock för få anläggningar testat lösningar och det krävs ytterligare tid innan utvärdering kan göras, men man aviserar att detta skall ske under kommande cykler. Den mest omfattande återhämtningsstudien har gjorts i recipienten till fabriken i Terrace Bay, som leder avloppsvattnet till Jackfish Bay, norra Lake Superior. Undersökningarna initierades redan i mitten av 1980-talet, influerade av de hälso- och fortplantningsstörningar på abborre som observerats utanför Norrsundets bruk och som då började rapporteras. Sedan dess har en stor mängd undersökningar av biokemiska markörer och fysiologiska/morfologiska parametrar genom-

förts på indikatorarten vit sugkarp vid Jackfish Bay (Bowron m.fl., 2009). Under den långa studieperioden (17 år) har ett antal åtgärder gjorts för att minska utsläppen, och fabriken har tidvis varit avstängd. De viktigaste åtgärderna har varit biologisk rening 1989 och övergång till klordioxidblekning 1990.

Undersökningarna i Jackfish Bay har visat att utsläppen påverkat både honor och hanar av vit sugkarp. Hämmad fortplantning indikerades av senare könsmognad, mindre gonadstorlek, lägre könshormonnivåer och förändrade sekundära könskaraktärer under de första årens studier. Den minskade gonadstorleken kunde inte förklaras av lägre fekunditet. Även andra effekter på fiskhälsa noterades, t.ex. ökad kondition och leverstorlek. Vare sig införandet av biologisk rening eller övergång till ECF-blekning eliminerade effekterna, även om förbättringar noterades.

Fabriken stängdes temporärt under 2006 (februari till september). När undersökningar på vit sugkarp gjordes under hösten kunde man se en återgång till referensnivåer för könshormoner, gonadstorlekar och leverstorlek hos den fisk som lekt under våren.

Upprepade insamlingar gjordes våren 2007, åtta månader efter att fabriken åter tagits i drift. Fisken var nu i stadiet omedelbart före lek. Vissa av de tidigare effekterna kunde ses igen, och plasmahormonnivåerna var åter signifikant lägre i recipienten. Studierna efter stängning visar dock inga långtidsförändringar, då stängningen endast var temporär.

Slutsatsen av den långa undersökningsserien i Jackfish Bay var, att vissa biomarkörer återhämtas snabbt om utsläppen upphör, men att biologiskt aktiva ämnen fortfarande kan släppas ut från moderna skogsindustrier.

Ett annat exempel finns från fabriken i Smooth Rock Falls vid Mattagamifloden. Referensdata insamlades från Kapuskasingfloden. Undersökningar har gjorts på vit sugkarp, dels i forskningsprojekt, dels inom EEM-programmet. Här har man kunnat analysera långtidsförändringar, då den senaste undersökningen gjordes fem år efter att fabriken stängts (Arciszewski m.fl., 2014; Arciszewski m.fl., in press).

Undersökningar med ^{13}C -teknik gjordes vid Smooth Rock Falls och en fabrik vid Kapuskasingfloden, som ligger vid var sitt biflöde till Moose River, för att undersöka hur exponering för organiska ämnen i avloppsvattnen klingat av efter stängning. Det är känt, att halten ^{13}C är betydligt högre i organisk substans i avloppsvatten än i naturligt producerade organiska ämnen. Smooth Rock Falls hade lagts ned före undersökningen, medan Kapuskasing fortfarande var i drift. Analyser av ^{13}C i muskel och gonad hos vit sugkarp gjordes uppströms och nedströms fabriken vid Kapuskasing. Höga halter förekom i fisken. Fem år efter stängningen av Smooth Rock Falls kunde man se, att det fortfarande fanns en exponering för fabriksegen organisk substans, men att exponeringen avklingat då det fanns skillnader mellan bruken och då ^{13}C främst detekterades i muskel vid Smooth Rock Falls. Halterna var högst i gamla fiskar från Smooth Rock Falls, vilket indikerar att de exponerats för persistenta organiska ämnen.

EEM-programmets data över morfologiska indikatorer hos vit sugkarp från Smooth Rock Falls jämfördes med en undersökning som gjordes efter att fabriken stängts (Arciszewski m.fl., 2014 in press). Hypotesen var, att stängning av fabriker där man observerat effekter under drift skulle leda till att dessa avklingar på ett förutsägbart sätt. De, visserligen fåtaliga, studier som gjorts indikerar att detta inte alltid är fallet.

Undersökningarna vid Smooth Rock Falls har dokumenterat varierande effekter, inklusive störningar av fortplantningen. Den uppföljning som gjordes 2011 fem år efter att fabriken stängts indikerar, att övergödning varit en viktig faktor som tidigare inte beaktats. Förändringar i leverstorlek och kondition, som indikerar födobrist observerades, och tätheten tycktes vara betydligt lägre. Slutsatsen var, att utsläpp från skogsindustrier kan skapa en övergödningseffekt som påverkar fiskens energiomsättning och fysiologiska status.

Referenser

- Ahling, B. 1974. Tillfriskningsförloppet av den skogsindustriellt förorenade Glafsforden – Biologiska förhållanden. IVL-rapport B 213.
- ALcontrol. 2000–2013. Norra Vänerens intressenter. Rapporter från ALcontrol.
- ALcontrol. 2012 och 2013. Recipientkontroll i Nordöstra Hälsinglands vattendrag, sjöar och kustvatten
- ALcontrol. 2014. Gemensam periodisk rapport. Samordnad recipientkontroll för Norrbottenskusten år 2011–2013.
- Ambjörn, C. och Wickström K. 1990. Spridningsberäkningar i Kalmarsund för Mönsterås Bruk. SMHI-rapport nr 40 1990.
- Andersson, S. 2014. Kustfiskövervakning i recipienten för Mönsterås Bruk 2013. Linnéuniversitetet. Institutionen för biologi och miljö. Rapport 2014: 3.
- Andersson, T., Förlin L., Härdig J. & Å. Larsson. 1988. Physiological disturbances in fish living in coastal water polluted with bleached kraft pulp mill effluents. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1525–1536.
- Apler, A., Nyberg J., Jönsson K., Hedlund I., Heinemo S-Å. & Kjellin B. 2014. Kartläggning av fiberhaltiga sediment längs Västernorrlands kust. SGU-rapport 2014: 16.
- Arciszewski, T.J., Farwell A.J., Servos M.R., Jardine T.D & K.R. Munkittrick. 2014. Differential recovery of ¹³C in multiple tissues of white sucker across age classes after the closure of a pulp mill *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 71: 747–755.
- Arciszewski, T.J., McMaster M.E., Portt C.B. & K.R. Munkittrick. Detection of food limitation in health of white sucker (*Catostomus commersoni*) five years after the closure of a bleached kraft pulp mill. In press.
- Axenrot, T. 2013. Nors och siklöja. Väneren – Årsskrift 2013. Vänerens Vattenvårdsförbund. Rapport 77: 64–68.
- Bergelin, U. 1987. Effekter på abborre av utsläpp från ASSI-Karlsborgs massaindustri i Kalix skärgård 1986. Fiskeristyrelsens utredningskontor i Luleå. Meddelande nr 2, 1987.
- Bowron, L., Munkittrick K. R., McMaster M. E., Tetreault G. & L. M. Hewitt. 2009. Responses of white sucker (*Catostomus commersoni*) populations to 20 years of process and waste treatment changes at a bleached kraft pulp mill, and to mill shutdown. *Aquat. Toxicol.* 95: 117–132.
- Brink, N., H. Cederwall, A. Gustafson, T. Lindell, E. Neuman, G. Persson, S.O. Ryding, B. Svensson, T. Wiederholm, A. Willander, E. Willén och T. Willén. 1985. Recipientkontroll. Vatten. Metodunderlag. Statens naturvårdsverk. PM 3075. 184 s. Bruneau, B. 1953. Några resultat av vatten- och bottenundersökningar vid Ångermanlandskusten. Svensk Papperstidning nr 6 1953.
- Calluna. 2013. Miljöövervakning av vattenkemi längs Kalmar läns kust 2013.
- Dahlgren, H. & Westman Å. 2007. Domsjö industriområde. Fördjupad förstudie. Genomförandebeskrivning. Rapport 2007-04-02 SWECO VIAK AB.
- Dalälvens Vattenvårdsförening. 2014. Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2013. Vattenkemi, växtplankton och metaller i fisk. Svensk MKB, Fryksta. 16 sid. + bilagor
- ELK AB. Recipientkontroll för Arbogaåns vattenförbund – Årssammanställningar 1991–2007.

- Environment Canada. 2004. Understanding the Pulp and Paper Environmental Effects Monitoring Program. Environment Canada. National EEM office, National Water Research Institute, Gatineau, QC, Canada.
- Eriksson, U. & Bergfors O. 1980. Kustundersökningar 1980. Husum, Domsjö, Köpmanholmen. Rapport K-konsult.
- Eriksson, U. 1985. Kustundersökningar 1985. Husum, Domsjö, Köpmanholmen. Rapport K-konsult.
- Eriksson, U. & Nissling A. 1988. Kustundersökningar 1988. Husum, Domsjö, Köpmanholmen. Rapport K-konsult.
- Eriksson, U. & Johansson K. 1991. Kustundersökningar 1991. Husum, Domsjö, Köpmanholmen. Rapport K-konsult.
- Ericson, G., Lindesjö E., Liewenborg B., Petterson I. & L. Balk. 1996. Studier av biologiska effekter i en gradient utanför Sundsvall. Rapport från ITM, Stockholms Universitet, 1996-03-15.
- Förlin, L. 2007. Fysiologiska studier av tånglake från recipienten för avloppsvatten från Mönsterås Bruk AB. Rapport 2007-06-09. Zoologiska institutionen, Göteborgs universitet.
- Förlin, L., Larsson Å., Hanson N., Parkkonen J., Nyberg E., Faxneld E., Bignert A., Ek Henning H, Bryhn A., Gårdmark A., & J. Olsson. 2014. Fokus Kvädöfjärden: Varför mår kustfisker dåligt. HAVET 2013/2014: 26–30.
- Grahn, O. & K-J. Lehtinen. 1989. Fiskeribiologiska undersökningar Gävlebukten. Sammanfattning av undersökningar 1988. MFG rapport.
- Grahn, O. 1991. Miljösituationen i vattenrecipienten vid Mönsterås Bruk – En utvärdering och bedömning av det skogsindustriella avloppsvattnets nuvarande och framtida effekter i Kalmarsund. Rapport från MiljöForskarGruppen F90/075: 3.
- Grahn, O. & Monfeldt C. 1991. Fiskbeståndets sammansättning och geografiska fördelning i recipienten till Mönsterås Bruk. Rapport F90/094 MiljöForskarGruppen.
- Grahn, O. & C. Grotell. 2002. Abborrens fysiologiska status och reproduktionsförmåga i recipienten till Iggesund Paperboard 2001. ÅF Rapport F02/002.
- Grahn, O. 2003. Utvärdering av recipientförhållandena vid Skoghalls Bruk 2002. Sammanfattande rapport över undersökningar av vattenkvalitet, sediment, bottenfauna samt fiskfaunas sammansättning och hälsotillstånd. ÅF-Miljöforskargruppen rapport F03/20.
- Grahn, O. & O. Sangfors. 2005. Fysiologisk och biokemisk undersökning av abborre i recipienten till Billerud Karlsborg AB 2004. 2005-03-01. Nordmiljö AB.
- Grahn, O., Sandström O. & O. Sangfors. 2005. Miljökonsekvenser av utsläpp till Sundsvallsbukten. Kritisk granskning, sammanfattning och utvärdering av undersökningar 1990–2003. Rapport till Sundsvallsbuktens vattenvårdsförening.
- Grahn, O., Sandström O., Härdig J., Notini M. & O. Sangfors. 2006. Undersökningar av strandzonens växt- och djursamhällen samt tillväxt och fortplantning hos fisk i recipienten till Norrsundets Bruk 2005. Rapport från NordMiljö & Skutab.
- Grahn, O., Sandström O., Härdig J., Notini M. & O. Sangfors. 2006. Undersökningar av fastsittande vegetation samt fortplantning hos fisk i recipienten till Korsnäsverken Gävle 2005. Rapport från NordMiljö & Skutab.

Grahn, O. 2008. Utvärdering av miljöförhållandena i Kattfjorden 2007 – recipient för Skoghalls Bruk. Sammanfattande rapport av toxicitetstester på avloppsvatten samt undersökningar i recipienten av vattenkvalitet, bottenfauna samt fiskens hälsotillstånd och fortplantning. Rapport från NordMiljö NM08/14.

Grahn, O. 2013. Miljöpåverkan av utsläpp till vatten från Vallviks Bruk AB. Rapport från NordMiljö.

Grahn, O. & Sandström O. 2014. Samordnad kustvattenkontroll i Kalmar län. Förslag till revidering med hänsyn till behovet av kontroll av effekter av utsläppen från Mönsterås Bruk. Rapport från NordMiljö & Skutab.

Grahn, O. 2015. Recipientkontroll 2014. Domsjö Fabriker och MIVA AB. Rapport från NordMiljö.

Grotell, C. 1996. Fysiologisk undersökning på abborre i Gävlebukten. Rapport från MiljöForskarGruppen F96/002.

Grotell, C. 1997. Gonadutvecklingen hos abborre i recipienten till Norrsundets Bruk 1996. MFG Rapport F97/014.

Grotell, C. 1998. Tånglakeundersökning i recipienten till Vallviks Bruk år 1997. MFG-rapport F98/010.

Grotell, C. 1998. Fysiologisk studie på abborre i recipienten till Stora Skoghall år 1997. MFG-rapport F98/012:2.

Grotell, C. & O. Grahn. 2000. Könorganens utveckling hos abborre i Kattfjorden vid Skoghalls Bruk 1999. MFG-rapport F00/009.

Grotell, C. & J. Härdig. 2000. Fysiologisk studie på abborre i norra Bottenviken hösten 1999. MFG-rapport F00/011.

Grotell, C. 2003. Tånglakeundersökning vid Vallviks Bruk hösten 2002. ÅF-MFG Rapport F03/28.

Grotell, C. 2003. Studie av abborre i Kattfjorden, recipient till Stora Enso AB Skoghalls Bruk 2002.

Grotell, C. 2003. Kompletterande fiskfysiologisk studie på abborre i recipienten till Stora Enso AB Skoghalls Bruk 2003.

Grotell, C. & Tana J. 2008. Fiskundersökningar i Väringen 2006–2007, recipient till Korsnäs Frövi AB. ÅF Consult AB.

Grotell, C. 2010. Recipientutvärdering av förhållandena i Gårdsfjärden, recipient till Iggesunds Bruk. ÅF-rapport.

Grotell, C. & Tana J. 2014. SCA Östrand, SCA Graphic Sundsvall AB. Rapport från ÅF- Industry.

Gustavsson, N. & Danielsson S. 2011. Miljögifter i abborre längs norra Sveriges kust. NRM-rapport nr 9: 2010.

GVT. 2011. Utökad provtagning Norrsundet Bruk, projekt 07464, Koncept 2011-11-28.

GVT. 2014. Dioxiner och kvicksilver i sjön Grycken – Redovisning av sediment- och fiskundersökningar 2012. Rejlers rapport proj. Nr 139608/12610.

Gästriklands Vattenvårdsförening årsrapporter 1986–2014.

Göransson, C-G. 1991. Utredning angående recipienteffekterna av ett ändrat utsläppssätt för avloppsvatten från Domsjö sulfidfabrik. Rapport VBB-VIAK.

Hansson, S. 1982. Kustprovfiske med nät i Sundsvallsbukten 1981. Inform. Från Sötvattenslab. Drottningholm, Nr. 10.

- Hansson, S. 1986. Kustprovfiske med nät i Kalixälvens mynningsområde 1986. Information från Sötvattenslaboratoriet i Drottningholm nr 9, 1986.
- Hansson, P. & Wijnbladh E. 1998. Sediment- och bottenfaunaundersökningar i Yttre Fjärden i Gävle oktober 1998. Hillevik Marina Fältstation.
- Hansson, P. 1999. Metaller i ytsediment Yttre Fjärden, Gävle juni 1999. Hillevik Marina Fältstation.
- Hasselborg, T. 1994. Resultatredovisning populationsprovfiske Karlsborg 1994. Rapport. Fiskeriverkets Utredningskontor i Luleå.
- Havet 2013/2014. HAVET – om miljötilståndet i svenska havsområden. 116 s.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2012. Havs- och vattenmyndighetens fördjupade utvärdering av miljö kvalitetsmålen "Hav i balans samt levande kust och skärgård", "Levande sjöar och vattendrag" och "Ingen övergödning". Slutredovisning till Naturvårdsverket juni 2012. (Dnr 1545-2012). Bilaga 1. 81 s.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2013. Sötvatten 2013 – om miljötilståndet i Sveriges sjöar och vattendrag. 54 s.
- Håkanson, L. 1999. Water Pollution – methods and criteria to rank, model and remediate chemical threats to aquatic ecosystems. Backhuys Publishers, Amsterdam, 238 pp.
- Härdig, J. & Ottosson K. 2004. Rapport från fiskundersökning i Sundsvallsbukten 2003. Rapport från SVA i samarbete med Hushållnings-sällskapet Västernorrland. SVA 2004/212.
- Jonsson, B. 1985. Utbyttestider för ytvatten i Norrsundet. Gerum Geografiska rapporter, Umeå Univ.
- Jonsson, B. 2013. Dalälvens Vattenvårdsförening. Rapport från provfisket i 27 sjöar år 2012. Rapport Allumite Konsult AB.
- Jonsson, B. & Blomqvist D. 1991. Miljögifter och sedimentförhållanden i norra Bottniska viken. Rapport från Kommitten för Bottniska viken.
- Jonsson, P. 1990. Sedimentundersökning nord och ost om Öland. Rapport från Statens Naturvårdsverk.
- Jonsson, P. 2002. Bottenundersökningar i Gårdsfjärden 2002. JP Sedimentkonsult rapport.
- JP Sedimentkonsult AB. 2013. Sonarkartering och sedimentprovtagning i Grycken. Rapport 2013: 4.
- Karlsson, M. & Grahn O. 2004. Miljökonsekvenser av utsläpp till vatten. AssiDomän Cartonboard AB Frövi. Rapport ÅF-Miljöforskargruppen.
- Karlsson, M., Grotell C. & Malmaeus M. 2005. Miljöförhållanden i recipienten och miljökonsekvenser av utsläpp till vatten. Prövotidsredovisning. Rapport för Billerud Karlsborg AB. Del av U1. ÅF-Process AB.
- Karlsson, O. M. & J.M. Malmaeus. 2012. Declining levels of dioxins in sediment and fish in the receiving waters of two Swedish bleached kraft pulp mills. In: Conference proceedings, 8th International Conference on the Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents, Concepción, Chile, pp 117.
- Karlsson, M., Malmaeus M., Baresel C., Sivard Å., Ericsson T. & Grahn, O. 2012. Kostnads-effektivitet i åtgärder mot övergödning – Fallstudie Gävle fjärdar, IVL-rapport B2078.
- Karlsson, M. & Malmaeus M. 2012. Gårdsfjärdens fosforomsättning. IVL-rapport.
- Karlström, U. 1983. Recipientundersökningar utanför Norrsundet 1982. Länsstyrelsen Gävleborgs län.

- Karås, P., Neuman E. & O. Sandström. 1991. Effects of a pulp mill effluent on the population dynamics of perch, *Perca fluviatilis*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48(1): 28–34.
- Kautsky, H., Kautsky U. & S. Nellbring. 1988. Distribution of flora and fauna in an area receiving pulp mill effluents in the Baltic Sea. Ophelia 28(2).
- Knudsen, M. 1900. Ein hydrographischer Lehrsatz. Ann. Hydrogr. Maritim Met 316–320.
- Landner, L., Lindeström L. & Lindén O. 1977. Effekter av skogsindustriella avloppsutsläpp i recipienterna – sammanställning av nuvarande kunskap. IVL rapport B368.
- Landner, L. 1990. Sundsvallsbukten. Miljöprojekt Sundsvall–Timrå. Delrapport 20.
- Larsson, Å., Förlin L., Grahn O., Landner L., Lindesjö E. & O. Sandström. 2000. Guidelines for interpretation and biological evaluation of biochemical, physiological and pathological alterations in fish exposed to industrial effluents. SSVL Miljö 2000, Rapport nr. 5, Supplement 2.
- Larsson, Å., Förlin L., Lindesjö E. & O. Sandström. 2003. Monitoring of individual organism responses in fish populations exposed to pulp mill effluents, pp 216–226. In Environmental Impacts of Pulp and Paper Waste Streams. Proceedings of the 3rd Int. Conf. Environmental Fate and Effects of Bleached Pulp Mill Effluents, Nov. 9–13, 1997, Rotorua, New Zealand. SETAC Press 2003.
- Larsson, Å., Förlin L., Hanson N. & J. Parkkonen. 2014. Kustfisk – hälsa. HAVET 2013/2014: 82–83.
- Leonardsson, K. 1995. Mjukbottenfauna i regional miljöövervakning längs Norrlandskusten. Utvärdering av tidigare program och förslag till framtida strategi. Rapport för Åtgärdsgrupp Nord. Ekologisk Zoologi, Umeå Universitet. 56 s.
- Lindesjö, E. & J. Thulin. 1992. A skeletal deformity of the northern pike (*Esox lucius*) related to pulp mill effluents. Can.J.Fish.Aquat.Sci. 49: 166–172.
- Lindesjö, E. & J. Thulin. 1994. Histopathology of skin and gills of wild fish in pulp mill effluents. Dis.Aquat.Org. 18: 81–93.
- Lindesjö, E., Thulin J., Bengtsson B.-E. & U. Tjärnlund. 1994. Abnormalities of gill cover bone, the operculum, in the *Perca fluviatilis* from a pulp mill effluent area. Aquat.Toxicol. 28: 189–207.
- Lindeström, L. 1977. Bottenundersökning i kustområdet Husum–Köpmanholmen, maj–juni 1977. Rapport IVL.
- Lindvall, B. & Alm A. 1983. Blåstångssamhällets status i Svartö–Ödänga skärgård och på 16 referensstationer längs kalmar läns kust. Högskolan i Kalmar, meddelande 1983: 5.
- Ljungberg, C. 2011. Redovisning av resultat över provtagningar i Skönviken 2004–2010.
- Ljunggren L, Sandström A, Johansson G, Sundblad G & Karås P. 2005. Rekryteringsproblem hos Östersjöns kustfiskbestånd. Finfo 2005: 5.
- Ljusnan–Voxnans Vattenvårdsförbund. Årsrapporter 2005–2013.
- Lowell, R., Ribey S., Khouzam Ellis I., Grapentine L., McMaster M. E., Munkittrick K. R. & R. Scroggins. 2003. National assessment of the pulp and paper environmental effects monitoring data. National Water Research Institute Contribution No. 03–521.
- Lundberg, B. & von Post H. 1979. Undersökning av cellulosaindustriella recipienter ur fiberåtervinningspunkt. SNV PM 1119.
- Länsstyrelsen i Dalarnas län. 2010a. Så mår Dalälvens sjöar – utvärdering av växter, bottendjur och fisk. Dalälvens Vattenvårdsförening och Länsstyrelsen Dalarnas län. 24 s.

- Länsstyrelsen i Dalarnas län. 2010b. Metaller i fisk i Dalälvens sjöar – faktorer som påverkar, förändring i tiden. Länsstyrelsen Dalarnas län, Rapport 2010: 12. 49 s.
- Länsstyrelsen i Dalarnas län. 2010c. Växtplanktonsamhällen i Dalälvens sjöar – undersökningar 1990–2006. Länsstyrelsen Dalarnas län. Rapport 2010: 13. 40 s.
- Länsstyrelsen i Dalarnas län. 2010d. Mjukbottenfaunan i Dalälvens sjöar – struktur och funktion. Länsstyrelsen Dalarnas län. Rapport 2010: 21. 27 s.
- Länsstyrelsen i Dalarnas län. 2010e. Fiskbestånden i Dalälvens sjöar – faktorer som påverkar och förändringar över tid. Länsstyrelsen Dalarnas län. Rapport 2010: 14. 42 s. + bilagor.
- Länsstyrelsen i Dalarnas län. 2010f. Utvärdering av biologiska bedömningsgrunder för sjöar – erfarenheter från Dalarna. Länsstyrelsen Dalarnas län. Rapport 2010: 26. 36 s. + bilagor.
- Länsstyrelsen Västernorrland. 2008. Hav i balans samt levande kust och skärgård. Regional miljömålsuppföljning. Mjukbottenfaunautbredningen. Rapport 2008: 02.
- Länsstyrelsen Västernorrland. 2010. Marin dykinventering 2009. En undervattensinventering av Sundsvallsbukten. Rapport 2010: 13.
- Malmaeus, M., & Karlsson M. 2007. Spridning av avloppsvatten från Skoghalls Bruk. ÅF- rapport.
- Malmaeus, M. & Karlsson M. 2012. Sedimentundersökning i Väringen 2011 med analyser av antrakinon, komplexbildare och metaller. IVL-rapport 2012-11-19.
- Malmaeus, M., Karlsson M. & Rahmberg M. 2012. Bottensedimentens roll för dioxinsituationen i industrirecipienter. IVL-rapport B2053.
- Medins Biologi AB. 2014. Utvärdering av bottenfauna längs Norrbottenskusten 2011–2013.
- Meili, M. *et al.* 2004. Critical levels of mercury. Chapter 5.5.3.2. In: the Modelling and Mapping Manual of the United Nations (UNECE) Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP).
- Naturvårdsverket. 1988. Biologiska effekter av blekeriavlopp. Slutrapport från projektområdet Miljö/Cellulosa I. Naturvårdsverket Rapport 3498. 134 sid.
- Naturvårdsverket. 1999. Bedömningsgrunder för Miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket Rapport 4913.
- Naturvårdsverket. 2012. Steg på vägen. Fördjupad utvärdering av miljömålen 2012. Naturvårdsverket Rapport 6500. 541 s.
- Neuman, E. 1985. Fisk. In: Recipientkontroll vatten – metodunderlag. Ed.: N. Brink. Statens naturvårdsverk. PM 3075.
- Neuman, E. 1987. Inverkan av avloppsvatten från skogsindustrier på fisksamhällen – en utvärdering av svenska undersökningar. Naturvårdsverket Rapport 3325. 78 s.
- Neuman, E. & P. Karås. 1988. Effects of pulp mill effluent on a Baltic coastal fish community. *Wat. Sci. Tech.* 20: 95–106.
- Neuman, E. & Karås P. 1988. The influence of a pulp mill effluent on a Baltic coastal fish community. *Water Science and Technology* 20 (2), 95–106.
- Nilsson, J., J. Andersson, P. Karås & O. Sandström. 2004. Recruitment failure and decreasing catches of perch (*Perca fluviatilis* L.) and pike (*Esox lucius* L.) in the coastal waters of south east Sweden. *Boreal. Env. Res.* 9: 295–306.

- Nilsson, S. 2005. Fiskeribiologiska undersökningar avseende hälsotillstånd och fortplantningsförmåga hos abborre i recipienten för Billerud Karlsborg AB, Kalix, 2004. Fiskeriverket, Utredningskontoret i Luleå.
- Nilsson, S. 2005. Sammanfattande tabell av fiskeribiologiska och fysiologiska undersökningar vid Billerud Karlsborg AB, 2004. Fiskeriverket, Utredningskontoret i Luleå.
- Notini, M., Grahn O. & Sangfors O. 1987. Studier av blåstångens förekomst och utbredning längs delar av Hälsingekusten, juni 1987. MFG-rapport F7/064.
- Notini, M. 1991. Sammanfattning av studier av växtsamhällen på grunda bottnar i recipienten vid Mönsterås Bruk. Rapport F91/013 MiljöForskarGruppen (MFG).
- Notini, M & Rosemarin A. 1992. Kustinventering av vegetationen i Norrsundets recipient. MFG Rapport F92/076
- Notini, M. 1996. Inventering av blåstång och alger i Gävlebukten, september 1995. MFG Rapport F96/13.
- Notini, M. 1999. Kustinventering av vegetationen i Norrsundets recipient i september 1998. Rapport från MiljöForskarGruppen juni 1999.
- Olsson, P. 2013. Kalmar läns kustvattenkommitte. Sammanfattande rapport av recipientkontrollen i Kalmar läns kustvatten 2012. Toxicon rapport 016-13.
- Ottosson, K. & J. Härdig. 1999. Biologiska undersökningar av fisk i Sundsvallsbukten 1998. Rapport 1999-03-31.
- Pelagia AB. 2002. Bottenfauna- och sedimentundersökning utanför Domsjö fabriker år 2002. Rapport 2002-12-16.
- Pelagia AB. 2003. Recipientkontroll i Sundsvallsbukten 2002 resp. 2003. Rapport till Sundsvallsbuktens Vattenvårdsförening.
- Pelagia AB. 2009. Bottenfauna och växtplankton i Domsjö 2009. Rapport 2010-02-03.
- Pelagia AB. 2010. Bottenfauna och växtplankton i Domsjö 2010. Rapport 2011-03-22.
- Persson, J., Håkanson L. & Pilesjö P. 1994. Prediction of theoretical surface water turnover time in coastal waters using digital bathymetric information. *Environmetrics* 5: 433-449.
- Perä, I. 1994. Fiskeribiologiska undersökningar vid Assi-Karlsborg.
- Pettersson, M., Hahlbeck E., Katsiadaki I., Asplund L. & B.-E. Bengtsson. 2007. Survey of estrogenic and androgenic disruption in Swedish coastal waters by the analysis of bile fluid from perch and biomarkers in the three-spined stickleback. *Mar.Poll.Bull* 54: 1868-1880.
- Rejlers Sverige AB. 2014. Dioxiner och kvicksilver i sjön Grycken. Redovisning av sediment- och fiskundersökningar 2012.
- Rosemarin, A. 1990. Distribution of dominant benthic algae and higher plants and nitrogen, phosphorous and metal content in *Cladophora glomerata* in Sundsvallsbukten, Sweden. Rapport från MiljöForskarGruppen. Bilaga 2 till huvudrapporten Miljöprojekt Sundsvall-Timrå.
- Rosemarin, A. och Notini, M. 1993. Utredning om blåstång, *Fucus vesiculosus* (L) i Östersjön och Bottenhavet. SSVL Miljö 93. Rapport nr 40.
- Rosenberg, R. 1973. Tillfriskning av en tidigare förorenad fjord. *Forskning och Framsteg* 7: 24-25.
- Råghall, P. & Åsell B. 1976. Sammanställning av resultat från recipientundersökningar utförda i havsviken utanför Norrsundet under åren 1960-1976. IVL-rapport.

- Salonsaari, J. 2005. Populations- och täthetsstudier av fisk i recipienten utanför Billerud Karlsborg AB, Kalix.
- Sandström, O., Karås P. and E. Neuman. 1988. Effects of a bleached pulp mill effluent on growth and gonad function in Baltic coastal fish. *Water Sci. Technol.* 20, 107–118.
- Sandström, O. & G. Thoresson. 1988. Mortality in a perch population in a Baltic pulp mill effluent area. *Mar. Pollut. Bull.* 19: 564–567.
- Sandström, O. & I. Abrahamsson. 1996. Ägg-, embryo- och larvstudie på naturligt deponerad abborrom i Gävle Yttre Fjärd. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet. Opublicerad rapport.
- Sandström, O. 1996. Studie av fiskrekryteringen i Gävle Yttre Fjärd 1995. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet. Opublicerad rapport.
- Sandström, O., Agerberg A., Berglund A., Förlin L & E. Lindesjö. 1997. Fiskundersökningar vid Iggesunds Bruk 1996. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet. Opubl. rapport.
- Sandström, O. & E. Neuman. 2003. Long-term development in a Baltic fish community exposed to bleached pulp mill effluent. *Aquatic Ecology* 37: 267–276.
- Sandström, O., Larsson Å., Andersson J., Appelberg M., Bignert A., Ek H., Förlin L. & M. Olsson. 2005. Three decades of Swedish experience demonstrates the need for integrated long-term monitoring in marine coastal areas. *Water Qual.Res.J.Can.* 40: 233–250.
- Sandström, O., Grahn, O. & O. Sangfors. 2007. Fiskhälsoparametrar i övervakningsprogram – naturlig variation, kritisk effektstorlek och bedömning av referensområde. SKUTAB/NordMiljö, rapport till Länsstyrelsen i Norrbottens län 2007-06-25.
- Sandström, O. 2010. Tillväxt, kondition och fortplantningsförmåga hos abborre utanför Iggesunds Bruk 2009. SKUTAB Rapport 2010-05-07.
- Sandström, O. & J. Härdig. 2010. Hälsotillstånd och fortplantningsförmåga hos abborre i Örnköldsviksfjärden 2009. Skutab rapport 2010-09-23.
- Sandström, O. & I. Abrahamsson. 2012. Uppföljande undersökning av tillväxt och fortplantning hos abborre i recipienten till Norrsundets Bruk 2011. Skutab rapport 2012-03-01.
- Sangfors, O. 1987. Sammanställning och utvärdering av vattenkvalitets- och bottenundersökningar i recipienten till Iggesunds Bruk 1972–1987. Rapport F7/068 MiljöForskarGruppen.
- Sangfors, O. 1991. Miljöeffekter av virkeslagring i Örnköldsviksfjärden. MFG-rapport F91/099:2.
- Sangfors, O. 1991. Kvicksilver i sediment vid Skönvik, Sundsvallsbukten. Rapport Miljöforskargruppen.
- Sangfors, O. 1992. Halter av "dioxiner", hexaklorbensen och vissa pesticider i Skönvikens sediment. Rapport Miljöforskargruppen.
- Sangfors, O. 1995. Provfiske i Gävlebukten 1995. Rapport från MiljöForskarGruppen F95/57:3
- Sangfors, O. & Grahn O. 1994. Miljöförhållanden i Örnköldsviksfjärden, recipient till Domsjö sulfittfabrik. Rapport från MiljöForskarGruppen F94/049.
- Sonesten, L., Wallin M. & Kvarnäs H. 2004. Kväve och fosfor till Väneren och Västerhavet. Transporter, retention och åtgärdsscenarioer inom Göta älvs avrinningsområde. Institutionen för Miljöanalys, SLU.
- SCA. 2011. Redovisning av resultatet över provtagningar i Skönviken 2004–2010. Reg.nr 09-26.
- SCA. 2009. Fiske av abborre och provtagning av sediment i Skönviken vid SCA Graphic Sundsvall AB, Östrands massafabrik 2003–2008. Reg.nr 05: 52.

- Sjölin, A. 2013. Undersökning av stabila organiska ämnen och metaller i abborre. Vänern – Årsskrift 2013. Vänerns vattenvårdsförbund. Rapport 77: 52–63.
- SLU och Arbogaåns vattenvårdsförbund. 2013. Arbogaåns avrinningsområde. Recipientkontroll 2012. SLU, Inst. för vatten och miljö, Rapport 2013:8.
- SLU och Arbogaåns vattenförbund. 2014. Arbogaåns avrinningsområde. Recipientkontroll 2013. Inst. för vatten och miljö. Rapport 2014: 11.
- Statens Offentliga Utredningar. 2014. Med miljömålen i fokus – hållbar användning av mark och vatten. Delbetänkande från Miljömålsberedningen. SOU 2014:50. 412 s.
- Strömberg, U. (red). 2006. Förslag till metod för lokal/regional fiskhälsoövervakning. Ett komplement till den nationella övervakningen av fiskhälsa. Länsstyrelsen Norrbottens län. Rapport 12: 2006.
- Svedäng, H. & Grotell C.1998. Hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake vid Vallvik, södra Bottenhavet. Recipientstudie 1997. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet. Opublicerad rapport.
- Swedish Environment Protection Agency. 1991. Environmental fate and effects of bleached pulp mill effluents. Proceedings of a SEPA Conference in Saltsjöbaden, Stockholm, Sweden 19–21 November 1991. Swedish Environment Protection Agency Report 4031. ISBN 91-620-4031-6. 394 pages.
- Swedish Environmental Protection Agency. 1993. Bleached Pulp Mill Effluents: Composition, fate and effects in the Baltic Sea. Final report from Environment Cellulose II (Editor: Anders Södergren).
- SWECO VIAK. 2008. Sediment- och jordprovtagning vid FS-kajen samt gamla träkajen i Domsjö, Örnsköldsviks kommun.
- Thoreson, G. 1992. Handbok för Kustundersökningar. Metodbeskrivningar i fiskeribiologi. Kustrapport 1992: 1. 35 s.
- Toxicon AB. 2008. Hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake i recipienten till Mönsterås Bruk hösten 2007. Rapport 7/08.
- Tröjbom, M. & Lindeström L. 2006. Grycken – recipient till Grycksbo Pappersbruk. Statusbeskrivning 2005. Rapport från Mopelikan och Svensk MKB.
- Vallin, S. 1935. Cellulosafabrikerna och fisket – Experimentella undersökningar. Meddelanden från Statens undersöknings- och försöksanstalt för sötvattenfisket nr: 5. Kungl. Lantbruksstyrelsen.
- Wallin, M. & Persson J. 1995. Kväveretention i Vänern, underlag för beslut om kväverening vid fyra kommunala avloppsreningsverk. Åtgärdsgrupp Vänern/Vänerkansliet, rapport 3.
- Wallin, A., Qvarfordt S. & Borgiel M. 2013. Recipientkontroll av vegetationsklädda havsbottnar i södra Hälsinglands kustvatten år 2012. Rapport från Sveriges Vattenekologer AB.
- Walterson, E. & L. Landner. 1988. Sammanfattning och bedömning av miljöförhållandena i recipienten till Assi Karlsborg. Rapport från MiljöForskarGruppen.
- Walterson, E. & L. Landner. 1999. Beskrivning av nuvarande tillstånd i vattenrecipienten Gävle Yttre Fjärd samt bedömning av konsekvenser av olika åtgärder för avloppsvatten rening. Rapport från MiljöForskarGruppen 1999-11-29.
- VBB VIAK. 2001. SCA Skönviken. Sedimentprovtagning. Utvärdering av analysresultat från provtagningen vintern 2000. VBB VIAK AB 2001-02-27.

Westman, Å. & Dahlgren H. 2008. Sedimentprovtagning. Sedimentprovtagning vid Domsjö industriområde. Rapport 2008-06-17 SWECO VIAK AB.

Wiklund, M-L., Almlöf K., Hallstan S. & Eriksson L. 2013. Bottenfaunan i 29 sjöar inom programmet "Samordnad Recipientkontroll för Dalälven". 2012. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2013: 13.

Wilander, A. 1988. Organiskt material i vatten – En jämförelse av resultat från olika analysmetoder. VATTEN 44:217–224.

Vänerns Vattenvårdsförbund. 2013. Vänern – Årsskrift 2013. Rapport 77. 91 s.

Ådjers, K., Appelberg M., Eschbaum R., Lappalainen A. & L. Lozys. 2001. Coastal fish monitoring in Baltic reference areas 2000. Kala- ja Riistaraportteja nro 229.

Ånell, C. 2003. Alg- och djursammansättning på hårbottenar utanför Vallvik 2002. Rapport från ALcontrol.



SKUTAB

NordMiljö



GÖTEBORGS UNIVERSITET

IVL Svenska
Miljöinstitutet

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm
Tel: 08-598 563 00 Fax: 08-598 563 90
www.ivl.se