



Nr B 2272
December 2016

Återhämtning och kvarvarande miljöeffekter i skogsindustrins recipienter

Utvärdering av 50 års miljöundersökningar

Olof Sandström, Olle Grahn, Åke Larsson, Mikael Malmaeus, Tomas Viktor & Magnus Karlsson (red.)



I samarbete med SKUTAB, NordMiljö & Göteborgs universitet

Författare: Olof Sandström, SKUTAB; Olle Grahn, NordMiljö; Åke Larsson, Göteborgs universitet; Mikael Malmaeus, Tomas Viktor & Magnus Karlsson, IVL Svenska Miljöinstitutet

Medel från: Stiftelsen Skogsindustriernas Vatten- och Luftvårdsforskning (SSVL), Stiftelsen Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (SIVL)

Rapportnummer B 2272

ISBN 978-91-88319-32-6

Upplaga Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© **IVL Svenska Miljöinstitutet 2016**

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // Fax 010-788 65 90 // www.ivl.se

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

Förord

För att bedöma kvarvarande miljöpåverkan och effekten av genomförda miljöskyddsåtgärder har det under de senaste 50 åren genomförts ett stort antal undersökningar av miljöförhållandena i den svenska massa- och pappersindustrins recipienter. Föreliggande rapport utgör en slutredovisning av projektet "Återhämtning i skogsindustrins recipienter", vars syfte har varit att belysa och utvärdera i vilken mån de åtgärder som genomförts för att reducera utsläppen av organiskt material, näringsämnen, kvicksilver, klororganiska ämnen och andra potentiellt miljöstörande ämnen har manifesterats i förbättrade miljöförhållanden. Inom projektet har även analyserats vilka förhållanden i recipienterna som har varit av betydelse för återhämtningsförloppet, vilka kvarstående effekter och problem som föreligger och om dessa kan förväntas reduceras av framtida möjliga miljöskyddsåtgärder.

Projektgruppen, sammansatt av personer med expertkompetens inom områdena akvatisk ekologi, ekotoxikologi, fiskeribiologi, miljöanalys och sedimentologi, har bestått av Magnus Karlsson, IVL Svenska Miljöinstitutet (projektledare); Olof Sandström, SKUTAB (vetenskaplig ledare); Olle Grahm, NordMiljö; Åke Larsson, Göteborgs universitet samt Mikael Malmaeus och Tomas Viktor båda från IVL Svenska Miljöinstitutet. Projektet har finansierats av Stiftelsen Skogsindustriernas Vatten- och Luftvårdsforskning (SSVL) och Stiftelsen Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (SIVL). En referensgrupp med representanter från SSVL, Naturvårdsverket, Havs- och vattenmyndigheten samt Länsstyrelsen i Gävleborgs län har följt projektet och lämnat synpunkter på inriktning och de resultat som redovisats. Författarna är emellertid ensamt ansvariga för rapportens innehåll. Hans Norrström, ÅF, har bistått projektet med att upprätta beskrivningar över produktions- och miljöteknisk utveckling vid ett antal utvalda bruk, vilket redovisats i en separat bakgrundsrapport. Likaledes har miljöförhållandena över tid i de utvalda fabrikenas recipienter beskrivits i en omfattande bakgrundsrapport.

I projektet har information från närmare 400 tekniska rapporter och vetenskapliga publikationer legat till grund för utvärderingen. En utmaning för projektgruppen har varit att försöka tolka och sammanväga information från olika källor som till stor del utgjorts av så kallad "grå litteratur", ofta framtagen inom ramen för tillståndsärenden, där metodik, analysförfarande, undersökningsfrekvens m.m. kan ha varierat över tid. Därtill gäller att man i ekologiska och miljövetenskapliga sammanhang sällan eller aldrig kan bevisa något till 100 %. Man får oftast nöja sig med vetenskapligt relevanta indikationer. Det är likväl projektgruppens mening att det varit möjligt att nå en samsyn och konklusion kring de viktigaste frågorna gällande exponering och resulterande effekter, kvarvarande effekter, svårigheterna att i recipienter applicera bedömningsgrunder enligt EUs vattendirektiv på ett relevant sätt, samt vilka faktorer som haft störst betydelse för återhämtningsförloppet.

Rapporten vänder sig främst till beslutsfattare och tjänstemän inom industrin och myndigheter men även till forskare och övriga med intresse för skogsindustrins miljöfrågor med förhoppning att den skall utgöra en kunskapsbank och grund för framtida miljövårdsarbete.

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	7
Summary	10
1 Inledning.....	16
2 Sammanfattning av bakgrundsrapport.....	17
3 Återhämtning och kvarvarande effekter	20
3.1 Övergödning	20
3.1.1 Vattenkvalitet	20
3.1.2 Sedimentförhållanden och mjukbottenfauna	25
3.1.3 Makrofyter och litoralfauna	29
3.1.4 Fisksamhället	33
3.1.5 Sammanfattande utvärdering av gödningseffekter	37
3.2 Miljöfarliga ämnen	42
3.2.1 Metaller	42
3.2.2 Klororganiska ämnen	51
3.2.3 Extraktivämen	63
3.2.4 Komplexbildare	68
3.2.5 Fibersediment	70
3.2.6 Sammanfattande utvärdering av miljöfarliga ämnen	74
3.3 Toxicitet	78
3.3.1 Tester av akut och kronisk toxicitet	78
3.3.2 Toxiska effekter i recipienterna	97
3.3.3 Sammanfattande utvärdering av laborietester och fältundersökningar av toxiska effekter	131
4 Utvärdering av olika faktorerers betydelse för återhämtningsförloppet	133
4.1 Recipientens morfometriska och hydrologiska egenskaper	133
4.2 Utsläppsbegränsande åtgärder	137
5 Miljökvalitetsmål, statusbedömningar och miljökvalitetsnormer.....	141
5.1 Nationella miljökvalitetsmål	141
5.2 Statusbedömningar och miljökvalitetsnormer	142
5.2.1 Bakgrund	142
5.2.2 Granskning av statusbedömningar för de valda fabriksrecipienterna	143
5.2.3 Sammanfattande analys och diskussion	150
6 Sammanvägd bedömning	156
6.1 Bakgrund	156
6.2 Närsalter och övergödning	156
6.3 Miljöfarliga ämnen och toxiska effekter	157
6.3.1 Halter i sediment och organismer	157
6.3.2 Tester i laboriet och i modellekosystem	159
6.3.3 Toxiska effekter i fält	160
6.4 Utvärdering av olika faktorerers betydelse för återhämtningsförloppet	161

6.4.1	Recipientens morfometri	161
6.4.2	Utsläpps begränsande åtgärder	161
6.5	Miljö kvalitetsmål, statusbedömningar och miljö kvalitetsnormer	162
6.6	Kvarvarande problemställningar och kunskapsluckor	163
6.7	Rekommendationer för fortsatta utredningar	164
6.7.1	Statusbedömning och miljö kvalitetsnormer	164
6.7.2	Undersökning av fiskhälsa i olika typer av recipienter	165
6.7.3	Utveckling av modell för bedömning av recipientstatus	165
6.7.4	Utveckling av system för kompensationsåtgärder	165
7	Referenser	166
	Bilaga 1 — Skiss till Modell för bedömning av miljö tillståndet i vattenförekomster påverkade av skogsindustriutsläpp	188
	Figur- och tabellhänvisningar	200

Sammanfattning

Denna rapport syftar till att klarlägga tillfriskningsförlopp och eventuella kvarstående effekter i skogsindustrirecipienter samt att ge en översikt över den omfattande kunskap som byggts upp under många decenniers miljöarbete inom branschen. En förhoppning är att kunna föra vidare denna kunskap in i framtiden och inte minst till andra delar av världen där industrin expanderar (inte sällan med svensk inblandning). En kunskapssammanställning av detta slag bör också vara värdefull för att hantera de kvarstående miljöeffekter som finns i några recipienter.

Elva svenska massa- och pappersbruk valdes som primär grund för undersökningen. Recipientkaraktärer som topografisk öppenhet och inlands- eller kustvattenläge var styrande för valet av bruk. Inom ramen för projektet har två bakgrundsrapporter producerats som underlag för analyserna. Miljöutvecklingen över tid i de valda recipienterna har beskrivits (Sandström et al., 2015), där data från recipientkontroll, undersökningar och utredningar i samband med tillståndsärenden samt andra konsult- och forskningsrapporter har sammanställs. En historisk genomgång av produktion och utsläpp till vatten från de valda fabrikerna, samt de olika åtgärder bruken vidtagit för att minska utsläppen, har utgjort ytterligare underlag för bedömningarna (Norrström & Karlsson, 2015). Branschen har dessutom drivit ett antal forskningsprojekt för att i första hand kunna värdera olika processtekniska lösningar ur miljösynpunkt vilket bidragit till underlaget.

Cellulosaindustrin intar en särställning i den svenska miljöhistorien. Eftersom denna industrigren är en av de största i Sverige har de miljöproblem som orsakats varit av stor geografisk omfattning, men också genom att problemen i många fall varit allvarliga. Miljöproblemen uppmärksammades tidigt och ledde så småningom till krav på omfattande åtgärder. Till följd av processtekniska förändringar och utbyggd avloppsvattenrening har utsläppen till vatten minskat avsevärt. Miljöarbetet inom skogsindustrin har på många sätt varit en framgångshistoria där resultaten har åstadkommits genom ett samspel mellan industrin och myndigheter. Ingen annan svensk industriell verksamhet med utsläpp till vatten har genomgått lika stora processförändringar som cellulosaindustrin och många av de miljöproblem som tidigare påvisats är numera lösta. Kvarvarande effekter har emellertid identifierats i några recipienter. Orsakerna bakom detta har inte helt kunnat fastställas men beror sannolikt på historiska utsläpp i kombination med olika omgivningsfaktorer. Utsläpp av näringsämnen utgör också ett bidrag till Sveriges samlade tillförsel till omgivande hav.

Rapporten redovisar en analys av i vilken utsträckning olika åtgärder vid svenska massa- och pappersindustrier varit effektiva ur miljösynpunkt. Den historiska utvecklingen och dagens miljötillstånd beskrivs vid de elva anläggningarna och denna kunskap analyseras och används som grund för mer generella bedömningar av olika typer av miljöproblem och tillfriskningsförlopp. Det är uppenbart att miljöåtgärder av olika slag kan få olika effekter och att ett återhämtningsförlopp kan ta olika lång tid beroende på recipientens karaktär, och de bruk som ingått i studien har i hög grad valts ut för att illustrera detta.

De bruk som ingår i studien startade med några undantag runt eller strax efter förra sekelskiftet, och för alla fabrikerna ökade utsläppen från anläggningarnas start fram till 1965-1975, då utsläppsbegränsande åtgärder började ta fart. Reningsanläggningar installerades och processerna effektiviserades successivt varvid processflödena i allt högre grad började recirkuleras. Under 1980- och 1990-talen ersattes klorgasblekning med klordioxid och/eller helt klorfri blekning. Från och med 1980-talet började också biologiska reningssteg att införas.

Syrebrist i vattenmassan och i synnerhet längs bottenarna var länge vanligt förekommande utanför fabrikerna till följd av utsläpp av organisk substans. I instängda recipienter kan fortfarande historiska utsläpp av fiberrikt material ge upphov till syrgastäring längs bottenarna. Utsläppen av organisk substans och näringsämnen har också bidragit till en övergödningsproblematik i en del fall. Vidare har skogsindustrin historiskt varit en betydande källa till utsläpp av olika miljöfarliga ämnen.

När det gäller påverkan från gödande ämnen kan konstateras att det i flertalet recipienter skett en markant förbättring. Minskad belastning har lett till ökade syrehalter i vattnet och en återkolonisation av bottenfauna på tidigare "döda" bottenar. Förekomst av organiskt material från historiska utsläpp på bottenarna påverkar emellertid bottenfaunans artsammansättning och täthet. Minskad översedimentering har förbättrat förutsättningarna för fastsittande vegetation. Fisksamhällena har generellt utvecklats mot en mer normal artsammansättning efter att kraftigt ha dominerats av övergödningsgynnad vitfisk. Halten av fosfor och kväve i vattenmassan har generellt minskat varvid även växtplanktonproduktionen har minskat och siktdjupen ökat. Inte desto mindre kvarstår övergödning som ett nationellt problem, men hänger i de flesta fall främst samman med den storskaliga belastningen på havet snarare än med problem i primärrecipienterna.

Även när det gäller miljöfarliga ämnen har utsläppen till vatten minskat. Kvicksilverutsläppen upphörde i slutet av 1960-talet och halterna har minskat i sediment och fisk. Klororganiska ämnen har också minskat kraftigt, och utsläppen av dioxiner och furaner, med ursprung i processen, har upphört efter att blekningsmetoderna ändrades. Däremot förekommer fortfarande dessa ämnen i förhöjda halter i sediment utanför industrierna. Även vedegna extraktivämen har reducerats kraftigt med hjälp av processinterna och externa åtgärder.

Toxicitetstester i laboratoriet, modellekosystemförsök och långtidsförsök på fisk har också tydligt visat minskad toxicitet av avloppsvattnen. Bland de åtgärder som gett störst positiv effekt märks förbättrad massatvätt, syrgasdelignifiering, omhändertagande av spill och kondensat samt processoptimeringar. Även i recipienterna märks en successiv förbättring avseende halter av miljöfarliga ämnen och biologiska effekter på fisk och andra organismer. Kvarvarande effekter finns dock i några recipienter, i de flesta fall i form av svaga eller måttliga störningar av fysiologiska funktioner och påverkan på fortplantning hos fisk.

I öppna recipienter med snabb vattenomsättning är gödningspåverkan från industrierna i allmänhet begränsad, medan slutna områden eller områden med liten vattenomsättning ofta uppvisar en större påverkan. Likaså finns fiberrika sediment i högre utsträckning kvar i mer instängda områden jämfört med öppna recipienter. Däremot tycks förekomsten av ekotoxikologiska effekter styras av mer komplexa samband, även om utspädning och vattenomsättning också i dessa fall sannolikt spelar en viktig roll.

Det har visat sig svårt att koppla förbättrad miljöstatus i recipienten till enskilda åtgärder, inte minst på grund av att olika åtgärder genomförts parallellt med varandra. Efter att utsläppen av klororganiska ämnen i stort sett eliminerats har fokus legat på generell reduktion av syreförbrukande ämnen, COD. Ett motiv för detta har varit att minska risken för subletala effekter på organismer. Något kausalt samband mellan avloppsvattnets subletala toxicitet och COD-innehåll har emellertid aldrig påvisats. Att minska COD-utsläppen har delvis skett på bekostnad av näringsreduktion. Detta har i sin tur skapat problem när det visat sig att EU:s ramdirektiv för vatten framför allt fokuserar mot näringsämneshalter och därtill associerade ekologiska effekter i inlandsvatten och kustzonen. Östersjöstaterna har även antagit gemensamt uppsatta miljömål i syfte att reducera den storskaliga övergödningsproblematiken av Östersjön. Detta medför att reduktioner av

utsläpp av näringsämnen från skogsindustrin framgent kommer att finnas med i diskussioner om möjliga åtgärder för att uppnå detta miljömål. Förutom att fortsätta att trimma och optimera driftsprocesser är kompletterande tertiära reningssteg, exempelvis filtrering, omvänd osmos och kemisk fällning de åtgärder som idag står till buds för att ytterligare minska näringsutsläpp. Att reducera näringsämnestillförseln från skogsindustrin har, i förhållande till åtgärder mot andra landbaserade källor i enskilda recipienter, ofta en stor potential men i regel en låg kostnadseffektivitet.

Bland de potentiellt miljöförbättrande åtgärder som tidigare visat sig vara verksamma för att reducera toxicitet och där det eventuellt fortfarande kan finnas en förbättringspotential kan framhållas förbättrade spillsystem, förbättrad processteknisk styrning och andra processinterna åtgärder för att ytterligare reducera utsläpp av lutrester (via obalans i systemen och spill) samt utökad rening (processintern) av kondensat och renseriavlopp. Åtgärder av detta slag mot specifika delströmmar har sannolikt en större potential att leda till miljöförbättringar än dito externa syftande till en mer generell reduktion av organiskt material i totalavloppet.

Genom införandet av miljö kvalitetsnormer har ramdirektivet för vatten fått en starkare juridisk betydelse. I de klassningar som görs i samband med detta erhåller de flesta skogsindustrirecipienter "otillfredsställande" eller "måttlig" status vilket vanligen förklaras av kvalitetsfaktorerna för bottenfauna och makrovegetation. Starka skäl talar dock för att många skogsindustrier ligger i områden där bedömningsgrunderna för såväl bottenfauna som makrovegetation inte är fullt ut tillämpbara, exempelvis i grunda och utsötade kustområden. Statusbedömningar av de biologiska kvalitetsfaktorerna som ofta grundas på korta tidsserier kan också leda fel beroende på stor naturlig mellanårsvariation.

I rapporten föreslås att ett antal fortsatta utredningar genomförs i syfte att belysa viktiga kvarstående problemställningar. Relevansen av statusbedömningar utförda i enlighet med vattendirektivet hör till de viktigaste frågeställningarna att beakta och analysera vidare i det fortsatta miljöarbetet inom skogsindustrin. Det finns mycket som indikerar att uppnåendet av "god" ekologisk status i vattenförekomster som inte uppfyller miljö kvalitetsnormen sällan skulle klaras ens om fabriken läggs ner då orsakssambandet mellan utsläpp och miljöstatus är svag. En alternativ, mer holistisk modell för bedömning av påverkan så att rätt åtgärder kan identifieras bör därför utvecklas och testas. Andra frågeställningar som förtjänar att ytterligare belysas är kopplingen mellan miljöfarliga ämnen i sediment och de kvarvarande effekterna på fiskhälsa, samt energi- och resursförbrukningen i förhållande till miljönyttan av olika åtgärder.

Summary

The pulp and paper industry has a unique position in the Swedish environmental history. Since this industry is one of the largest in Sweden the environmental problems have been wide-ranging in a geographical sense, but in many cases the problems have also been large and severe. The environmental problems were noticed early and eventually led to demands for comprehensive measures. As a result of process changes and introduction of wastewater treatment, emissions to water have been significantly reduced over time. In many ways, therefore, the environmental efforts by the forest industry can be seen as a success story. The results have been achieved through the interaction between industry, national and regional authorities, and scientists, in connection with permit applications and in industry-wide research projects. Probably no other Swedish industry with emissions to water has undergone process changes to the same extent as the pulp and paper industry. As an effect, the environmental impact of the Swedish pulp and paper industry has been substantially reduced. Remaining impacts have been identified in some receiving areas. The reasons for this have not been fully determined but are likely to be mainly due to historical emissions, combined with various environmental factors. Nutrient emissions also contribute to the total Swedish load to the surrounding seas.

Throughout the years, extensive environmental studies and monitoring have been carried out in the receiving waters of the plants. The industry has also been running research projects primarily to evaluate which improvement potential different technical solutions in the production processes and wastewater treatment has on the water environment. One purpose of this report is to provide an overview of the extensive knowledge built up over several decades of environmental efforts within the industry. One aim is to be able to collect and pass on this knowledge into the future and not least to other parts of the world where the industry is expanding (often with Swedish involvement). A review of knowledge of this kind should also be valuable to manage the remaining environmental problems that still exist in the receiving areas.

This report presents an analysis of to what extent different actions at the Swedish pulp and paper industries have been effective from an environmental point of view. The historical development and the current environmental status are described at eleven pulp mill sites, and this knowledge has been analyzed and used for more general assessments of various types of environmental problems and recovery processes. It is clear that environmental measures of various kinds can have different effects and that the recovery process may be longer or shorter depending on the character of the receiving areas, and the plants that were included in the study were largely selected to illustrate this. A historical review of production and emissions to water from the selected plants, various measures to reduce emissions, data from the receiving areas monitoring, surveys and investigations related to permit processes and a number of research reports have been the basis for the analysis and conclusions.

With a few exceptions, the plants included in this study were established around or just after the former turn of the century, and for all the factories emissions increased from the start-up of the plants until 1965-1975, when measures to control pollution began to be carried out. Treatment plants were installed and the internal loops began to be closed and more effective. During the 1980s and 1990s chlorine bleaching was replaced by chlorine dioxide and/or chlorine-free bleaching. Starting in the 1980s, biological treatment stages were also introduced.

Hypoxia in the water column and in particular near the sediments was long prevalent outside factories as a result of emissions of organic substances. In enclosed receiving areas, historical emissions of wood fibers sometimes still cause oxygen depletion along the bottoms. Emissions of organic matter and nutrients have also contributed to eutrophication problems in some cases. Furthermore, historically the forest industry has been a major source of emissions of various toxic substances.

Regarding the influence of nutrients it is found in the majority of the receiving areas that there has been a clear improvement over time. Reduced loading has led to increased oxygen concentrations in the water and a re-colonization of benthic fauna at former "dead" bottoms. A generally high availability of organic material from historical emissions, however, affects the composition and density of the benthic fauna. Reduced sedimentation has improved conditions for adhering vegetation. Fish communities have generally evolved toward a more normal balance between species compared to the previously strong domination by white fish. Concentrations of phosphorus and nitrogen in the water column have generally decreased also resulting in decreasing phytoplankton production and increasing Secchi depths. Nevertheless the problem of eutrophication remains at the national level but is in most cases primarily associated with the large-scale loading to the sea rather than with local problems in the primary receiving areas.

Also the emissions to water of toxic substances have been decreasing. Mercury emissions ceased in the late 1960s and the levels have decreased in sediments and fish. Organochlorines have also decreased significantly, and the concentrations of dioxins and furans in effluents have reached background levels after chlorine bleaching was phased out. However, those substances are still found in sediments outside the industries. Also wood extractives have been reduced considerably after internal process measures and external wastewater treatment.

Toxicity tests in the laboratory, model ecosystem experiments and long-term tests on fish have clearly demonstrated reduced toxicity of the wastewater. Measures with the greatest positive effect include improved stock washing, oxygen delignification, handling of spill and condensate and process optimizations inside the plant. Also in the environment a gradual improvement regarding effects on fish and other organisms can be observed. Residual effects are, however, still present in some receiving areas, primarily in the form of weak or moderate disturbances of physiological functions and impact on the capacity for reproduction in fish.

In open water bodies with rapid water turnover the fertilizing impact from industries is generally limited, while in enclosed areas or areas with little water turnover there has often been a greater impact. Likewise, remaining fiber banks are found to a greater extent in more enclosed areas compared with open water bodies. However, the existence of ecotoxicological effects are apparently influenced by more complex relations, although the degree of dilution is likely important also in this case.

It has not been possible to link improved environmental status in the receiving waters to specific measures, not least because various measures were often implemented simultaneously. After the release of organochlorines was greatly reduced the focus for treatment technology has been on reducing oxygen consuming substances, COD. One reason for this was to reduce the risk of sublethal effects on organisms. However, no correlation between the sublethal toxicity of the effluent and its COD content has been shown. The COD reduction has partly been done at the expense of nutrient removal. This in turn has caused problems when it turned out that the EU's Water Framework Directive is primarily focused on nutrient concentrations and associated ecological effects.

Among the potential environmental measures previously shown to be effective in reducing toxicity and where there still may be a potential for further improvements at some plants, following measures may be mentioned: improved spill systems, improved process control and other internal processes to further reduce emissions of residual lye and extended treatment of condensate and debarking effluent. Measures of this type directed at specific sub-streams are likely to have a greater potential to lead to environmental improvements than corresponding external measures aimed at a more general reduction of organic material in the final effluent.

The introduction of environmental quality standards has resulted in a stronger legal significance of the Water Framework Directive. In the classifications and assessments made in connection with this Framework Directive most forest industry recipients obtain "unsatisfactory" or "moderate" status, which is usually explained by the quality factors for benthic fauna and macro vegetation. Thus, there are strong reasons to suggest that many forest industries are located in areas where the assessment criteria for both benthic fauna and macro vegetation are not fully applicable, e.g., shallow estuaries and that these criteria should be revised in order to be applicable for industrial receiving areas. Classifications using assessments of biological variables from short time series may also be misleading due to high natural variability.

The report suggests a number of further investigations to be carried out in order to highlight important unsolved issues. The relevance of status assessments performed according to the Framework Directive is among the key issues to consider and analyze further in relation to future environmental efforts within the forest industry. There are good reasons to believe that achieving "good" ecological status in water bodies that do not meet environmental quality standards would not be possible to reach even if the factory is closed down, because of a weak causation between the discharges and the environmental conditions. An alternative, more holistic model for assessing the impact and identifying proper mitigation measures should therefore be developed and tested in a number of receiving areas. Other issues that deserve further attention are the link between toxic substances in sediments and residual effects on fish health, and energy and resource consumption in relation to the additional environmental benefit of further reduced emissions.

ORDLISTA

AOX - absorberbar organisk halogen, ett mått på koncentrationen av halogener, när det gäller skogsindustri framförallt klorföreningar, i vatten

Biomarkörer – mätvariabler som mäter biologiska förändringar som indikerar exponering för eller effekter av kemikalier

BOD₇ – Biokemisk syreförbrukning under sju dagar. Vanligtvis ett mått på lätt nedbrytbart organiskt material.

BQI – Benthic Quality Index, ett mått på mjukbottenfaunans status

Cf – Konditionsfaktor, ett mått på näringstillstånd baserat på relationen mellan vikt och längd hos en individ

Chl-a – ett mått på halten av klorofyll som ofta används som ett indirekt mått på växtplanktonproduktion

COD – Chemical Oxygen Demand, ett mått på den organiska halten i olika matriser oftast vatten. Relationen till TOC är ungefärligen 3:1

Cyprinider – gruppen karpfiskar, vanliga arter i Sverige är t.ex. mört och braxen

DDT – Diklordifenyltriklorethan, ett insektsgift som användes i stor skala fram till 1970-talet

DNA-addukter – kemikalier som bildat hårda bindningar till DNA; indikator på genotoxiska effekter

DTPA – dietylentriaminpentaättiksyra, en komplexbildare

ECF – blekning av pappersmassa utan tillsats av elementärt klor

EDTA - Etylen Diamin Tetra Acetat, en komplexbildare

Endokrint aktiva ämnen – hormonstörande substanser

EOCl - Extraherbart organiskt bundet klor, ett mått på summahalten av klororganiska ämnen i olika matriser, oftast sediment

EROD – Etoxyresorufin-o-deetylas; ett avgiftning enzym som används som indikator på exponering för t ex dioxiner, PCBer, PAHer eller andra toxiska ämnen som kan förekomma i avloppsvatten

Fiberbank – sediment som uteslutande består av cellulosa-fibrer

GF – glödningsförlust, ett mått på den organiska halten oftast i sediment

Gonad – könskörtel, hos fiskar rom eller mjölke

GR – glutationreduktas; ett enzym som används som indikator på om organismen är exponerad för reaktiva ämnen, t ex syreradikaler (s.k. oxidativ stress)

Granulocyter – en typ av vita blodceller som är involverad i immunförsvaret

GSI – Gonadsomatiskt index; könsorganens vikt i procent av kroppsvikten

Hematokrit – volymandel av röda blodceller i blodet

Hemoglobin – protein i röda blodkroppar som svarar för syretransport i blodet

iRBC – omogna röda blodceller

Katalas – ett enzym som ingår i organismens skydd mot fria radikaler

Klorat – oorganiskt salt innehållande kloratjonen ClO_3^-

Könsdifferentiering – process som reglerar om ett embryo/foster utvecklas till hane eller hona

Laktat – mjölksyra, mäts i blodet och används som en stressindikator

LC₅₀ – Medianletalkoncentration, d.v.s. den koncentration där hälften av försöksfiskarna dött under vanligtvis 96 timmars försök

Litoralfauna – Bottenlevande djur i strandzonen

Livshistoria – sammanfattar relationerna mellan tillväxt, energilagring, könsmognad och investering i fortplantning under fiskens hela liv

LOEC – Lägsta signifikanta effektkoncentrationen i kroniska tester uttryckt i vol% avloppsvatten

LSI – Leversomatiskt index; levervikt i procent av kroppsvikten

Lymfocyter – en typ av vita blodceller som är involverade i immunförsvar; bildare och bärare av antikroppar

Makrofyter – fastsittande makroalger och vattenväxter

Marenzelleria – ett släkte av mjukbottenlevande havsborstmaskar som koloniserat Östersjön under de senaste decennierna, ursprungligen från flodmynningar i Nordamerika och Sibirien.

Metallothionein – ett protein som binder och transporterar metaller i blodet

MFO – mixed function oxidase; enzymkomplex som finns i djur och oxiderar giftiga föreningar till mer lättnedbrytbara föreningar som kan utsöndras

Nekrotiska leverceller - döda leverceller; vävnadsdöd

NOEC – icke observerad signifikant effektkoncentration i kroniska tester uttryckt i vol% avloppsvatten

PAH – polycykliska aromatiska kolväten, bildas huvudsakligen oavsiktligt vid förbränning

PBDE – polybromerade difenyletrar, huvudsakligt användningsområde som flamskyddsmedel i textilier, möbler, elektronik m.m.

PCB – polyklorerade bifenyler, syntetiskt framställda kemikalier med vitt tillämpningsområde. Av totalt 209 olika kongener mäts ofta sju så kallade indikatorkongener

PCDD/F – klorerade dioxiner och furaner, oavsiktligt bildade i olika processer bland annat förbränning och blekning med klorgas samt som förorening i tekniska blandningar av PCB pentaklorfenol m.m. Ofta mätt som summan av de 17 mest toxiska av totalt ca 100 olika kongener

Rekrytering – antalet individer av en årsklass som uppnår vuxen ålder

Siktdjup – ett mått på vattnets klarhet, det djup vid vilket en vit skiva (Secchi-skiva) inte längre kan ses från ytan,

Somatisk vikt – en fisks vikt utan alla inre organ

SÄ – suspenderade ämnen, partikulärt material i suspension i vattenlösning

TCF – blekning av pappersmassa utan tillsats av någon form av klorbaserade kemikalier

TEF – Toxic emission factor, den spädning av ett avloppsvatten som krävs för att nå effektgränser, t.ex. LC/EC-värden

TOC – Total Organic Carbon, halten av organiskt kol i olika matriser



TOCI – Totalt organiskt klor; en summaparameter för mängden av alla ingående organiska molekyler med kloratomer på

TP – totalfosfor

Trombocyter – spolförmiga vita blodceller som är involverade i immunförsvaret; upptäcker skador och stoppar blödningar

TS – torrsbstanshalt

TU – toxic unit, den spädning av ett avloppsvatten som krävs för att nå LC_{50}/EC_{50} värdet vid en specifik test

Vitellogenin – protein som styr bildningen av äggulan i fiskägg; indikator på feminisering om proteinet finns i blodet på hanfiskar

vv- våtvikt

1 Inledning

Den svenska skogsindustrin har under de senaste mer än 100 åren genomgått omfattande tekniska förändringar samtidigt som produktionen ökat avsevärt. Utsläppen blev så småningom stora, vilket ledde till att vattenmiljön belastades med ämnen som orsakade övergödning och gifteffekter på organismer. Många tekniska åtgärder genomfördes därför specifikt för att minska miljöpåverkan. Den fortlöpande moderniseringen av anläggningarna, som syftade till effektivare produktion, bidrog ofta också till positiva konsekvenser i recipienterna. Sannolikt har ingen annan svensk industriell verksamhet med utsläpp till vatten genomgått lika stora förändringar.

Beroende på skogsindustrins dominerande ställning och de tidigare grava effekterna på miljön har omfattande undersökningar och recipientkontroll genomförts vid anläggningarna. Branschen har dessutom drivit forskningsprojekt för att i första hand kunna värdera olika processtekniska lösningar ur miljösynpunkt. Den samlade mängden kunskap torde vara större än vad som finns tillgängligt för varje annan svensk industriverksamhet.

Den tekniska utvecklingen har lett till väl dokumenterade förbättringar. Många effekter har eliminerats eller kraftigt reducerats. Trots detta bedöms vattenstatus vara otillräcklig i flertalet recipienter. Vilka enskilda åtgärder som kan vara effektiva och hur snabbt man i en given situation kan förvänta sig att en åtgärd ger avsedd effekt är svårt att bedöma. Detta medför betydande 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 med mål att skapa ökad kunskap kring följande frågeställningar:

- Beror kvarstående eutrofieringssymptom på aktuella utsläpp eller på stor internbelastning av näringsämnen och/eller tröghet i fisk- och bottendjurssamhällena?
- Varför observeras hälsoeffekter och förhöjda halter av miljögifter i fisk i vissa skogsindustrirecipienter medan andra tillfrisknat?
- Beror kvarstående hälsoeffekter på fisk av förekomst av vissa specifika ämnen i sediment som av en eller annan anledning kan förflytta sig uppåt i näringsväven?
- Är förekomsten av stora depåer av kontaminerade historiska sediment av typen "fiberbankar" ett övergripande problem för skogsindustrin eller mer av lokalt intresse?
- Finns det ett samband mellan tillfriskning i form av minskad eutrofiering och återkolonisation av växter och djur på grunda bottnar och en ökad risk för att ackumulerade miljöstörande ämnen kommer i omlopp och påverkar högre trofiska nivåer?
- Kan liknande förändringsprocesser även förklara de alltmer påtagliga förändringar som skett i "rena" kustreferensområden?
- Finns det åtgärder som kan förbättra situationen eller gå utvecklingen med tillräcklig hastighet åt rätt håll?
- Hur betydelsefull är recipientens geomorfologiska karaktär för omsättningen och spridningen av såväl eutrofierande som toxiska föroreningar?

Forskningsprogrammet har genomförts i två delar, dels en deskriptiv genomgång av ett antal anläggningar som valts för att illustrera olika utsläpps- och recipientförhållanden som rapporterats (Sandström et al., 2015) inklusive en genomgång av fabrikernas tekniska utveckling (Norrström & Karlsson, 2015), dels en syntes och analys av detta underlag. Föreliggande rapport presenterar resultaten av den avslutande analysen, vars syften har varit att:

- För olika miljöstörande ämnen samt för olika organismgrupper och abiotiska delar av ekosystemen utvärdera tillfriskningsförlopp och kvarstående effekter
- Utvärdera vilka faktorer som haft störst betydelse för återhämtningsförloppet
- Utvärdera tillämpbarheten av nuvarande system för vattenförvaltning i skogsindustrirecipienter
- Identifiera kvarstående kunskapsluckor och problemställningar

2 Sammanfattning av bakgrundsrapport

I bakgrundsrapporten (Sandström et al., 2015) redovisas fabriksbeskrivningar samt utsläpps- och recipientdata. Sammanställningen är inriktad på information som kan utgöra grund för analys av återhämtning i relation till fabriksstandard, 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 vegetationen. När Havs- och Vattenmyndighetens 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. I många fall gäller detta även i referensområden. Recipientdata indikerar i några fall, 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 flertalet fall inte längre detekteras. Sedimentundersökningar har visat, att persistenta ämnen från tidigare utsläpp lagrats i bottnarna, t ex i fiberbankar, men att det ofta sker en överlagring med renare material. Generellt är halterna av föroreningar högre i djupande liggande sedimentlager men undantag i erosionsutsatta miljöer förekommer.

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

Toxiska effekter har studerats på stationär vildlevande fisk och fisk exponerad i långtidsförsök. Effekter observerades tidigare vid de flesta anläggningarna. 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.

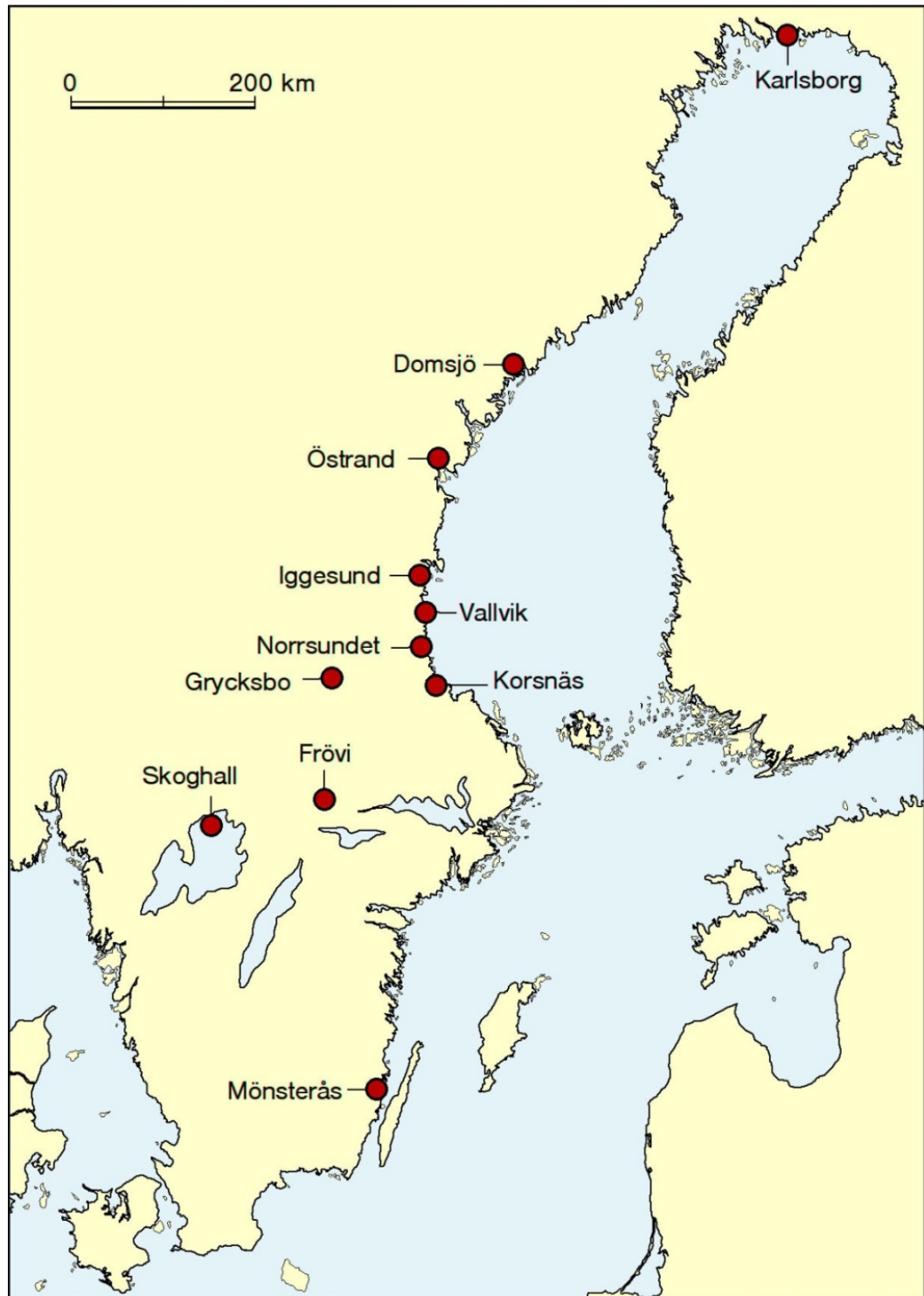
Elva anläggningar (**Tab. 1, Fig. 1**), varav tio i drift och en nedlagd valdes ut för att ge en representativ bild av miljöförhållandena i anslutning till svenska cellulosaindustrier.

Följande kriterier ställdes upp vid valet av anläggningar:

- Primärrecipienterna representerar olika miljötyper
- Det finns god tillgång till data för analys av återhämtning från löpande recipientkontroll och andra utredningar
- En beskrivning av genomförda åtgärder är tillgänglig

Tabell 1 För studien utvalda fabriker jämte koncerntillhörighet, produktionstyp och översiktliga recipientförhållanden.

Anläggning	Koncern	Produktion	Recipienttyp
Karlsborgs bruk	BillerudKorsnäs	Blekt sulfatmassa och papper	Halvöppen kust, älvmykning
Domsjö fabriker	Aditya Birla Group	Sulfit, CTMP, bioraffinaderi	Sluten kust
Östrands massafabrik	SCA	Blekt sulfatmassa, CTMP	Sluten kust, älvmykning
Iggesunds bruk	Holmen	Blekt sulfatmassa, kartong	Sluten kust
Vallviks bruk	Rottneros	Blekt och oblekt sulfatmassa	Öppen kust, älvmykning
Norrsundets bruk	StoraEnso	Nedlagd, blekt sulfatmassa	Halvöppen kust
Korsnäsverken	BillerudKorsnäs	Blekt och oblekt sulfatmassa, papper	Sluten kust
Grycksbo pappersbruk	Arctic paper	Papper, tidigare även blekt sulfitmassa	Insjö
Frövifors bruk	BillerudKorsnäs	Blekt och oblekt sulfatmassa, kartong	Insjö
Skoghallsverken	StoraEnso	Blekt och oblekt sulfatmassa, CTMP, kartong	Öppen kust vid stor insjö, älvmykning
Mönsterås bruk	Södra	Blekt sulfatmassa	Halvöppen kust, älvmykning



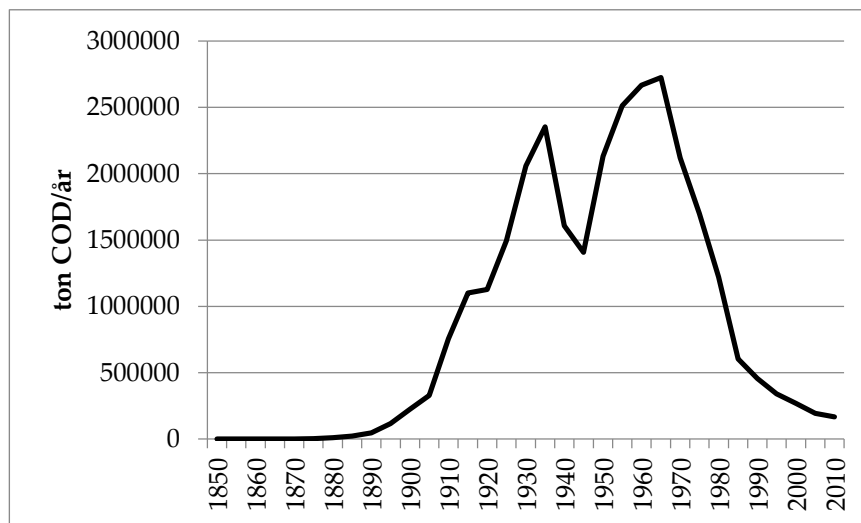
Figur 1 De valda fabrikernas lägen.

3 Återhämtning och kvarvarande effekter

3.1 Övergödning

3.1.1 Vattenkvalitet

Innan åtgärder för att begränsa restutsläppen från cellulosaindustrin på allvar introducerades i slutet av 1960-talet var det vanligt att utsläppen av lättnedbrytbar organisk substans var så stora att de förorsakade omfattande utarmning av syreförrådet inte bara längs botten utan även i ytvattnet. (Vallin, 1935; Bruneau, 1956; Rosenberg, 1973; Ahling, 1974). Vid sulfitfabriker belägna intill rinnande vattendrag uppträdde ofta riklig påväxt av smutsvattensvamp eller trådbakterier (Vallin, 1935). Den mörka färgen på avloppsvattnet gav i vissa fall också upphov till ljusutsläckning och därmed hämmad produktion av makrovegetation och växtplankton (Landner et al., 1977). Effekter av ovan nämnda karaktär förekommer inte längre tack vare de miljöskyddsåtgärder som vidtagits och den tekniska standard som dagens fabriker har, vilket resulterat i kraftigt minskade utsläpp (Fig. 2).

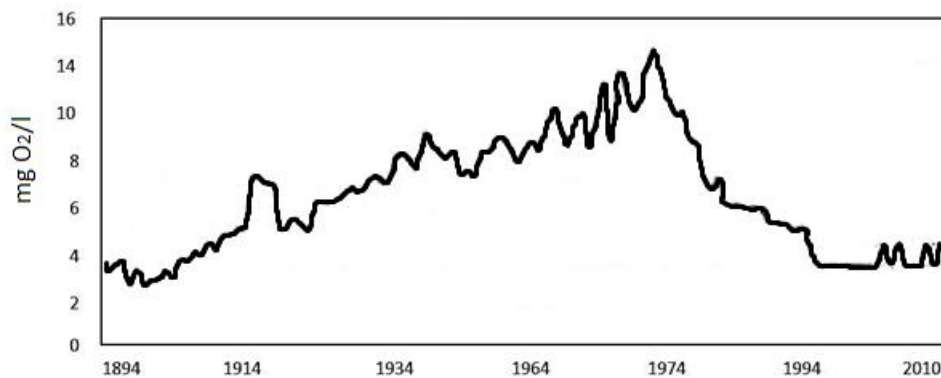


Figur 2 Sammanlagda årliga utsläpp av COD från tillverkning av massa och papper i Sverige från 1850 till idag. För perioden 1850-1970 beräknade utsläpp, från 1970 och framåt uppmätta värden redovisade av Naturvårdsverket, Skogsindustrierna och SSVL. Data från Jerkeman och Norrström (manuskript). Nedgången 1935-1945 förklaras av en minskad pappers- och massaproduktion under andra världskriget.

Praktiskt taget alla fabriker har numera en mer eller mindre långtgående biologisk rening där huvuddelen av det lättnedbrytbara organiska materialet avskiljs. Restutsläppet innehåller framförallt lignin och rester av lignin, vilket i likhet med naturligt förekommande humus långsamt bryts ned i naturen av svampar och bakterier. Risken för att nuvarande utsläpp skall orsaka syrebrist är därför liten. Modellsimuleringar i några recipienter (Karlsson & Paulsson, 1999; Lidén, 2003; Grahn et al., 2003; Karlsson, 2004a; Karlsson, 2004b; Bonde & Wester, 2005) indikerar att

dagens utsläpp av organiskt material generellt har liten betydelse för recipienternas totala omsättning av kol. Tillförsel genom primärproduktion, tillrinnande vattendrag och intransport från angränsande vattenområden står i allmänhet för de dominerande kolflödena. Undantag utgör exempelvis primärrecipienten till Bäckhammars bruk, vattendraget Visman som har en begränsad vattenföring. Här har växt- och djursamhället en sammansättning som tyder på påverkan av organiskt material, men det är svårt att särskilja denna från effekter orsakade av ökad vattentemperatur genom kylvattentillförsel (Grotell & Karlsson, 2007).

För att belysa den tidsmässiga förändringen av utsläpp av organiskt material finns en för Sverige unik serie mätningar av koncentrationen av organiskt kol i Vänerns utflöde Göta älv. Från slutet av 1800-talet fram till mitten av 1970-talet skedde en successiv ökning av COD-koncentrationen varefter koncentrationen återgick till bakgrunds nivå på 1990-talet (Fig. 3). Den minskade belastningen av organiskt material från 1970-talet kan tillskrivas utsläpps begränsande åtgärder vid regionens pappers- och massaindustri samt utbyggnaden av kommunal avloppsrening. Senare års mätningar visar att sjöns kolhalter återgått till historiskt låga nivåer.

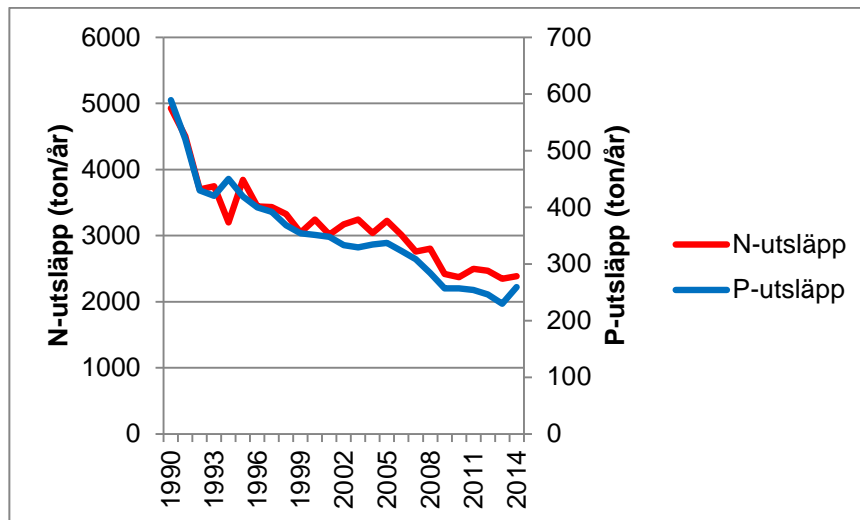


Figur 3 Organiska halten mätt som COD i Göta älv under perioden 1894-2010. Data från Göta älvs vattenvårdsförbund (www.gotaalvvvf.org).

Dagens diskussion om påverkan på vattenkvaliteten från skogsindustriutsläpp relaterat till övergödning handlar i första hand om utsläpp av näringsämnen kväve och fosfor och hur dessa kan stimulera primärproduktion. Diskussionen inskränker sig inte enbart till primärrecipienterna och kopplingen till god ekologisk status i närliggande vattenförekomster utan handlar även om hur utsläppen skall värderas i det sammanlagda bidraget av näringsämnen till havet. Östersjöstaterna har kommit överens om ambitiösa miljömål, den så kallade Baltic Sea Action Plan (BSAP), syftande till att begränsa effekterna av övergödning i Egentliga Östersjön och Västerhavet genom att minska tillförseln av näringsämnen. I flera län finns även regionala miljömål där man anger kvantitativa mål för att minska tillförseln av näringsämnen till havet. Även många inlandsvatten bedöms som övergödda enligt de bedömningsgrunder som tagits fram inom ramen för Vattendirektivet. I Bottenhavets och Bottenvikens havsområden anses däremot övergödning inte vara ett problem. I de åtgärdsplaner som skall tas fram kommer skogsindustriernas utsläpp med i totalbilden.

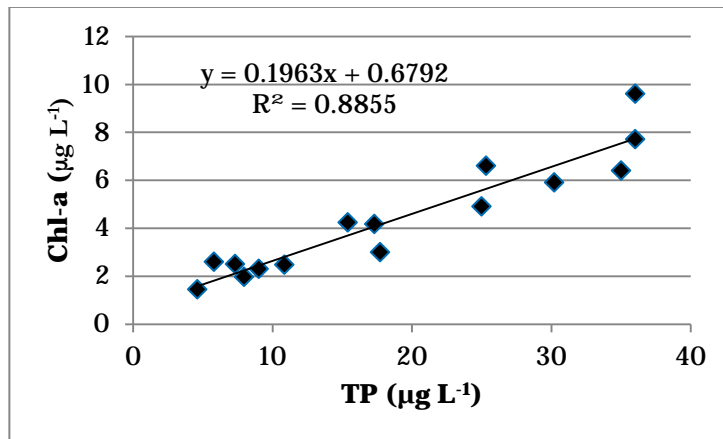
Sammanlagt tillförs Östersjön årligen omkring 35 000 ton fosfor och 750 000 ton kväve från olika källor. Sveriges samlade bidrag utgör ungefär 5 000 ton fosfor och 150 000 ton kväve. Enligt BSAP måste de totala utsläppen av fosfor till Egentliga Östersjön från länderna kring Östersjön minska med 15 000 ton per år och kväveutsläppen med omkring 135 000 ton per år. För Sverige finns ett beting att minska fosfortillförseln med cirka 500 ton/år och kvävetillförseln med cirka 10 000 ton/år

(Gustafsson et al., 2013). I **Figur 4** redovisas tidstrenden för den svenska skogsindustrins totala vattenburna utsläpp av fosfor och kväve mellan 1990 och 2014. I takt med att reningsanläggningar byggts ut och processinterna åtgärder genomförts samt att fabriker lagts ned, har utsläppen av fosfor under den aktuella perioden minskat från ca 600 ton/år till ca 250 ton/år, medan kväveutsläppen minskat från ca 5 000 ton/år till ca 2 500 ton/år. Under samma period har den sammanlagda massaproduktionen ökat med ca 15 %. För fabriker lokaliserade längs Norrlandskusten är det nödvändigt att beakta den retention som sker genom fastläggning i sediment när man diskuterar utsläppen i relation till BSAP, som ju syftar till att minska belastningen till Egentliga Östersjön. Spridningsberäkningar för Vallvik bruks fosforutsläpp (Karlsson & Malmaeus, 2006) har visat att för denna fabrik, med utsläppspunkt i södra Bottenhavet, fastläggs cirka 50 % av det totala utsläppet i Bottenhavet, medan resterande del når Egentliga Östersjön.



Figur 4 Tidstrend för vattenburna utsläpp av fosfor och kväve från svensk skogsindustri 1990-2014. Data från Skogsindustrierna.

I inlandsvatten och längs Bottniska vikens kust anses fosfor vara det ämne som begränsar produktionen av växtplankton medan den i Västerhavet anses vara kvävebegränsad. Vilket ämne (kväve eller fosfor) som begränsar produktionen i Egentliga Östersjön och betydelsen av kvävereduktion i förhållande till naturliga processer i kvävetets kretslopp såsom kvävefixering och denitrifikation råder det delade uppfattningar om (Boesch et al., 2006). Att det finns miljömål som syftar till att begränsa kvävetillförseln till Västerhavet får till följd att skogsindustrier lokaliserade till Väneren och dess tillrinnande vattendrag behöver beakta kväveutsläppen även om primärproduktionen i deras recipienter styrs av fosfor. Längs Bottniska vikens och norra Egentliga Östersjöns kust finns ett tydligt samband mellan fosforkoncentrationen i ytvattnet och koncentrationen av klorofyll, ett indirekt mått på produktionen av växtplankton (**Fig. 5**). Det finns även ett samband mellan fosfor-klorofyll och siktdjupet (Karlsson et al., 2014), en vattenkvalitetsparameter som förutom mängden plankton i vattnet också påverkas av vattnets färg och halten av suspenderade mineralpartiklar.



Figur 5 Relationen mellan sommarvärden av fosfor och klorofyll i ett antal kustområden längs Östersjön. Från Karlsson (2011).

I **Tabell 2** redovisas en sammanställning av modellstudier som utförts i samband med tillståndsärenden för ett antal fabriker under 2000-talet. I tabellen redovisas brukens andel av den sammanlagda fosfortillförseln till primärrecipienten samt förekommande halter i recipienten av fosfor och klorofyll samt uppmätt siktdjup.

Tabell 2 Sammanställning av ett antal modellstudier där brukens andel av sammanlagd fosfortillförsel till recipienten beräknats. I tabellen redovisas även ytvattenkoncentrationer av totalfosfor (TP), klorofyll (Chl-a) samt siktdjupet.

	andel av TP (%)	TP (µg/l)	Chl-a (µg/l)	Siktdjup (m)	Referens
Karlsborg	4	11	2,8	2,5	Karlsson et al. (2005a)
Kraftliner	12	4,5	1,5	5,9	Grahn et al. (2003)
Munksund	8	6	2,6	3,4	Karlsson (2004a)
Husum	3	8	2	5	Karlsson et al. (2005b)
Utansjö	4	7	2,5	2,7	Dahl et al. (2003)
Iggesund*	48/28	24/17	7/4,1	2,5/3,1	Karlsson (2002), Karlsson & Malmaeus (2012a)
Norrsundet**	45/0	20/15	4/2,5	2/3	Lousa-Alvin et al. (2010)
Korsnäsverken	23	24	12	1,3	Karlsson & Håkanson (2001)
Skutskär	1	15	4,1	3,4	Karlsson (2004b)
Frövi	7	31	28	1,3	Malmaeus (2004)
Bäckhammar	10	27	15	1,3	Grotell & Karlsson (2007)
Gruvön	15	12	4		Malmaeus et al. (2010)
Billingsfors	19	9	4,6	5,4	Karlsson (2004c)
Braviken	1	35			Asklund & Fridlund (2004)
Aspa	12	5		11	Dahl & Rosenquist (2004)
Mörrium	2	25	1,4	6,9	Malmaeus & Karlsson (2007a)

* Före respektive efter införandet av tertiär rening (kemisk flotation) 2009

** Före respektive efter nedläggning av massproduktionen 2008

Från **Tabell 2** kan konstateras att i cirka hälften av de studerade fallen är brukens andel av den sammanlagda fosfortillförseln mindre än 10 %. I dessa recipienter kan man inte förvänta sig att ytterligare reduktioner av utsläppen medför annat än marginella förändringar av vattenkvaliteten i recipienterna. Detta gäller generellt för åtgärder mot landbaserade källor i kustzonen eftersom det i regel snabba vattenutbytet mellan kust och hav (Håkanson et al., 2002) medför att fosforhalterna i utsjön är avgörande för fosforhalten i majoriteten av kustområdena längs Sveriges kust. Om fosforhalterna i utsjön skulle minska ökar emellertid betydelsen av landbaserad tillförsel. Betydelsen av landbaserade källor ökar även i mer instängda områden. I de fall brukens utsläpp står för 10-25 % av sammanlagd tillförsel kan man förvänta sig att utsläppsreduktioner ger mätbara men relativt begränsade förbättringar av vattenkvaliteten. I ett par fall (Iggesund och Norrsundet) har utsläppen till följd av primärrecipientens morfometri stått för en relativt stor del av den sammanlagda fosfortillförseln. Där har man också kunnat notera en snabb minskning av algproduktionen och en ökning av siktdjupet efter att utsläppen reducerats eller som i Norrsundet, helt upphört (Karlsson & Malmaeus, 2012a, Sperens et al., 2013).

När det gäller åtgärder syftande till att förbättra vattenkvaliteten i primärrecipienterna eller att minska totalbelastningen på Östersjön är det även relevant att diskutera kostnadseffektivitet och hur resurseffektiva olika åtgärder är eftersom tillförsel av näringsämnen i regel sker från flera källor. Den generella bilden av de kostnads-nyttoanalyser och studier av resursförbrukning som gjorts vid svenska skogsindustrier, (Håkanson et al., 2002; Mikaelsson, 2002; Hylander et al., 2007; Malmaeus et al., 2008; Malmaeus & Karlsson, 2010a; Malmaeus et al., 2010; Sivard et al., 2010; Malmaeus et al., 2012b; Karlsson et al., 2012), är att åtgärder för att minska närsalttillförseln från skogsindustrier sällan är att betrakta som särskilt kostnadseffektiva eller resurssnåla i förhållande till andra möjliga åtgärder. I de fall en skogsindustri står för en relativt stor del av recipientens näringsämnestillförsel kan det, även om åtgärden är kostsam, finnas skäl att genomföra den i syfte att förbättra de ekologiska förhållandena. I andra fall (**Tab. 2**) är det emellertid svårt att från ett ekologiskt perspektiv motivera ytterligare åtgärder, i vart fall om dessa samtidigt genererar andra utsläpp som potentiellt motverkar andra samhälleliga miljömål.

Den generellt mest kostnadseffektiva åtgärden för att minska övergödning i Östersjöregionen är att införa fosforfällning på kommunala avlopp. En stor potential för detta finns i Polen, Baltikum och Ryssland. Om dessa länder uppnår samma tekniska standard när det gäller kommunal rening som man har i Sverige och övriga nordiska länder, kommer det att ge positiva följdverkningar även för miljöförhållandena i svenska kustområden eftersom vattenutbytet mellan kust och hav generellt är betydande. Det kommer dock att ta flera decennier innan betydande minskningar i sammanlagd närsaltstillförsel till Östersjön kan avspeglas i sjunkande näringsämneskoncentrationer. Detta förklaras av Östersjöns som helhet avsnörda läge i förhållande till Atlanten och den resulterande långsamma vattenomsättningen som ytterligare försämrats sedan mitten av 1970-talet då endast ett fåtal storskaliga saltvatteninbrott skett.

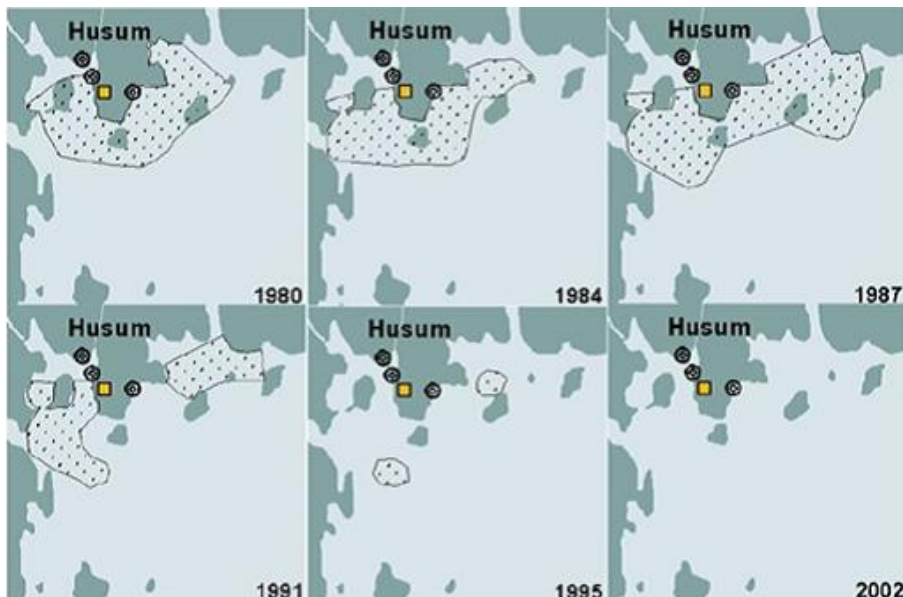
I enskilda fall och i enskilda recipienter finns platsspecifika förhållanden som kan öka eller minska betydelsen av skogsindustriella utsläppsreduktioner. Ett holistiskt synsätt där man ställer nyttan av olika åtgärder mot kostnader och resursförbrukning och beaktar olika samhälleliga miljömål är nödvändigt för att åstadkomma en rationell framtida miljövård.

3.1.2 Sedimentförhållanden och mjukbottenfauna

3.1.2.1 Bakgrund

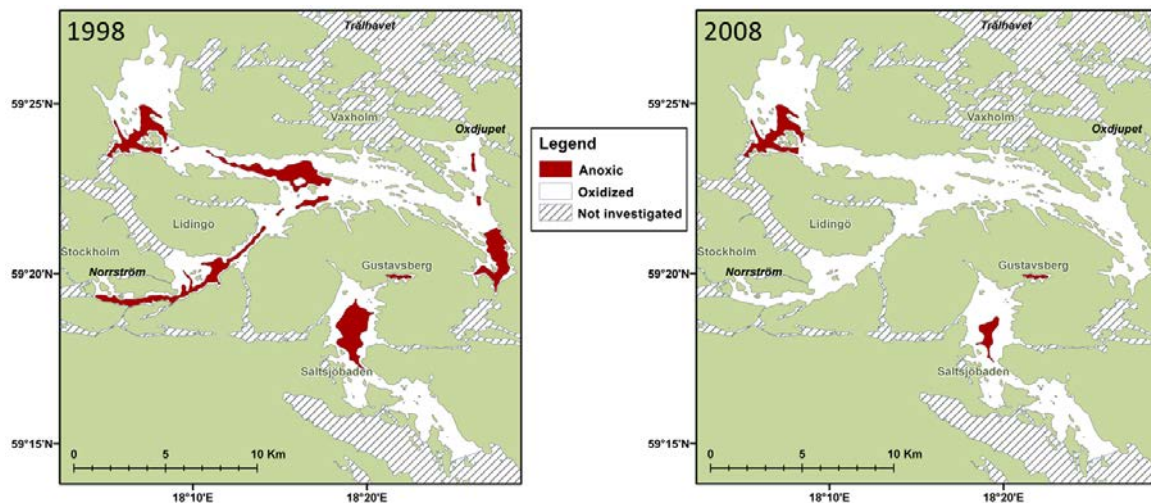
Innan arbetet med att begränsa utsläpp påbörjades var en av de mer påtagliga effekterna av skogsindustriella och andra avloppsvattenutsläpp att de i många fall orsakade en utbredning av bottnar med reducerade förhållanden i ytsedimenten. Orsaken till detta var att tillförseln av organiskt material var så pass stor att den tillgängliga mängden löst syrgas förbrukades vid nedbrytning av materialet. Under dessa betingelser kan flertalet högre organismer inte längre uthärda. På de så kallade "döda" bottnarna breder istället ut sig mattor av bakterier som är anpassade till anaeroba förhållanden, exempelvis *Beggiatoa* spp. Ytsedimenten får en karakteristisk svart färg genom utfällning av järnsulfid och i sedimenten uppstår lamineringar eller varv med omväxlande ljusa och mörka partier som speglar årstidsvariationen i det sedimenterande materialets sammansättning (Renberg, 1986; Jonsson, 1992) när det inte längre finns bottenlevande djur som blandar om i sedimentlagren. Redan tidigt i miljövårdsarbetet konstaterades dock att när utsläpp av syrgasförbrukande ämnen kraftigt reducerades eller upphörde så skedde i många fall en snabb tillfriskning i områden med gynnsam vattenomsättning medan situationen kvarstod i mer instängda recipienter (Landner et al., 1977).

Ett exempel på ett område som snabbt tillfrisknade är Glafsforden i Värmland (Ahling, 1974). Efter att Jössefors sulfitfabrik lade ner produktionen 1969 hade inom ett och ett halvt år syreförhållandena förbättrats avsevärt och under följande år skedde en successiv återhämtning av andra vattenkvalitetsparametrar och planktonsamhällen. Ett annat exempel är Saltkällefjorden i inre delen av Gullmarsfjorden (Rosenberg, 1973). Ett år efter att utsläppen från Munkedals sulfitfabrik upphörde 1966 började återkolonisationen av marina organismer och efter sex år var fjorden nästan helt återställd. Liknande tillfriskningsförlopp har även beskrivits från Idefjorden i Skagerack på gränsen mellan Sverige och Norge (Afzelius, 1996), vilken utgjort primärrecipient för pappers- och massabruket i Halden, och från området utanför Husums fabrik (Fig. 6).



Figur 6 Tidsutveckling gällande utbredning av bottnar med reducerande förhållanden utanför Husums fabrik. Från Lst, 2003.

I Stockholms innerskärgård skedde en markant avlastning i tillförseln av näringsämnen och organiskt material när de kommunala reningsverken moderniserades i början av 1970-talet. Detta resulterade relativt snabbt i en förbättrad vattenkvalitet (Brattberg, 1986) medan någon förbättring av bottenförhållandena inte hade skett så sent som i slutet av 1990-talet (Jonsson et al., 2003). Tio år senare kunde dock konstateras (Karlsson et al., 2010a), att utbredningen av syrefria bottenar minskat väsentligt i areal och att det skett en successiv återkolonisation av bottenlevande djur (Fig. 7). Stockholms innerskärgård utgör således ett exempel på avsevärd förskjutning i tid mellan tidpunkten för åtgärd och responsen i bottensamhällena.



Figur 7 Utbredningen av syrefria bottenar i Stockholms innerskärgård 1998 respektive 2008. Efter Karlsson et al. (2010a).

3.1.2.2 Situationen i studieområdena

Nedan görs en fabriksvis genomgång av situationen i recipienterna till utvalda fabriker med avseende på syreförhållanden. För en mer detaljerad genomgång av recipienterna hänvisas till bakgrundsrapporten (Sandström et al., 2015).

Karlsborgs bruk

Karlsborgs bruks primärrecipient Repskärsfjärden kännetecknas av god vattengenomströmning, dels genom att Kalixälven med en medelvattenföring på närmare 300 m³/s mynnar innanför fabriken, dels genom fjärdens öppenhet mot utanförliggande hav, och dels genom att fjärden saknar djuphålor med förutsättning för stagnation. Syrgasbrist har därför inte varit ett uttalat problem vare sig i vatten eller i sediment i Karlsborgs recipient under senare år (Karlsson et al., 2005a), möjligen med undantag för vårvinterförhållanden före islossning (Grahn, 2003a). Modellberäkningar (Bonde & Wester, 2005) har visat, att fabriken utsläpp av organisk substans är små i förhållanden till övriga flöden av organiskt kol (älv tillrinning, primärproduktion, vattenutbyte med Bottenviken). Bottenfaunan i Repskärsfjärden har tillsammans med sediment undersökts sedan 1970-talet. Undersökningarna har visat att syrekrävande djur sänkades 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. I närområdet till fabriken har årliga undersökningar sedan 1995 visat på minskad förekomst av svavelvätebakterier och svavelvätelukt, samt en för kustområdestypen normal sammansättning av bottenfauna (Karlsson et al., 2005a).

Domsjö fabriker

Redan i slutet av 1940-talet genomfördes recipientundersökningar i Örnköldsviksfjärden i syfte att studera syresituationen (Bruneau, 1956). Det konstaterades då att det skett "en klar förbättring av vattensituationen, men påverkan är trots allt mycket stark" och att "genom att innehålla en del av luten bör situationen kunna bli ytterligare någon nyans ljusare". 1949 var ytvattnet i det närmaste syrefritt, medan undersökningar 1952 visade högre syrevärden i ytvattnet. Fabriken hade under mellanperioden innehållit en del av luten. Sedimentförhållandena pekade på anaeroba bottenar täckta av cellulosa-fibrer av varierande mäktighet i praktiskt taget hela fjärden. Miljöförhållandena var likartade när undersökningar genomfördes på 1970-talet (Lindeström, 1977). Sedan dess har syresituationen förbättrats avsevärt i Örnköldsviksfjärden och någon period med sammanhängande syrgasbrist har ej rapporterats efter 1990 (Grahn & Sandström, 2011). Kartering som gjorts inom fiberbanksprojektet pekar på fortsatt reducerade förhållanden i de fiberrika sedimenten (Apler et al., 2014), medan bottenfaunaundersökningar indikerar en successiv återhämtning och återkolonisation av Örnköldsviksfjärdens bottenar (Grahn & Sandström, 2011).

Östrands massafabrik

Vid bottenfaunaundersökningar utförda under 1970- och början av 1980-talen saknades bottenfauna på relativt stora arealer av närrecipienten Klingerfjärdens mjukbottenar (Ryding et al., 1985), vilket indikerar att det då rådde ansträngda syrgasförhållanden. Systemet har idag återhämtat sig och bottenfauna påträffades vid samtliga stationer som undersöktes i Klingerfjärden inom recipientkontrollen 2012 (Hushållningssällskapet, 2013). Syreförhållandena i bottenvattnet har under lång tid varit goda och har visat en tidstrend mot ökande halter när mätdata insamlade mellan 1976 och 2012 utvärderats statistiskt (Hushållningssällskapet, 2013). Sedimentundersökningar utförda under 2010 (Malmaeus et al., 2012a) påvisade oxiderade förhållanden i ytsedimenten utanför Östrand med undantag för Skönviken väster om fabriken. Vid SGUs fiberbankskartering 2011 (Apler et al., 2014) konstaterades att reducerade ytsediment också förekom i fiberbankar vid Fagerviken, som ligger utefter Klingerfjärdens norra strand.

Iggesunds bruk

Under 1970-talet var, med den utsläppsbild som då rådde, syreförhållandena ansträngda i primärrecipienten Gårdsfjärdens ytvatten (Grahn & Sangfors, 1998). Efter hand som utsläppen minskade har emellertid syresituationen förbättrats och i nuläget råder goda syrgasförhållanden i såväl yt- som bottenvattnet (Grotell, 2010). Sedimentundersökningar utförda av Jonsson (2002) indikerar att det historiskt avsatts laminerade sediment men att förhållandena förbättrats under senare år. En liknande bild kan tecknas från de bottenfaunaundersökningar som genomförts. Från att i början av 1980-talet helt saknat makroskopisk bottenfauna har bottenarna gradvis återkoloniserats (Grahn & Sangfors, 1998) och i nuläget finns ett förhållandevis individrikt och diversifierat bottenfaunasamhälle (Palmkvist & Pettersson, 2008; Malmaeus et al., 2012a) om än dominerat av havsbortsmask (*Marenzelleria* spp.).

Vallviks bruk

Syreförhållandena i Vallviks välventilerade och mot Bottenhavet öppna recipient har under lång tid varit goda (Grahn & Sangfors, 2006a). Bottedynamiskt dominerar transportbottenar och sedimentationen av partikulärt organiskt kol från fabriksutsläppet i närområdet är begränsad (Jonsson, 2011). Generellt har det varit svårt att överhuvudtaget registrera någon påverkan i recipienten av utsläpp från Vallvik. Bottenfaunan uppvisar således en stor variation i art- och individantal mellan år betingat främst av naturliga faktorer och områdets estuariekaraktär som mynningsområde för Ljusnan. Av de arter som påträffats på bottenarna i Ljusnefjärden dominerar vissa år vitmärkla (*Monoporeia affinis*). Denna art har varierat kraftigt i täthet i Ljusnefjärden liksom i andra områden i Bottenhavet. En annan viktig förändring som skett hos bottenfaunan i hela

Östersjön är koloniseringen av havsbortmaskar av släktet *Marenzelleria*. Även i Ljusnefjärden dominerar idag denna mask bottenfaunasamhället.

Norr Sundets bruk

I slutet av 1970-talet täcktes bottenarna i närområdet till Norr Sundets bruk av svart slam (Lundberg & von Post, 1979) som indikerade att det då rådde ansträngda syrgasförhållanden, vilket även manifesterades i en syrgasfri zon i vattnet som sträckte sig ett par km ut i den trattliknande primärrecipienten. Under 1980-talets början reducerades utsläppen av organiskt material kraftigt och sedan slutet av 1980-talet har det varit goda syreförhållanden i vattenmassan (Grahn et al., 2006c). Norr Sundetrecipienten är grund och förhållandevis öppen mot Bottenhavet och saknar därför mjuka depositionsbottnar. De bottenfaunaundersökningar som gjorts har inriktats mot littoralzonens hårdbottnar och visat på en successiv återhämtning och återkolonisation av för kusttypen typiska arter (Grahn et al., 2006c). På bottnar på några kilometers avstånd från fabriken, där det i mitten av 1980-talet påträffades organiskt material i yt sedimenten (Jonsson et al., 1986), visade det sig vid upprepade undersökningar 2009, ett år efter att fabriken lagts ner (Malmaeus et al., 2012a), att materialet transporterats bort och att yt sedimentet utgjordes av äldre leror med ursprung i den senaste istiden. I de inre delarna av viken förekommer emellertid fortfarande relativt stora arealer med fiberrika sediment med hög organisk halt (GVT, 2011; Anna Apler, SGU, pers. komm.), vilket förklarar varför bottenfaunasamhället där domineras av "tåliga" arter (Sperens et al., 2013).

Korsnäsverken

Syreförhållandena längs bottenarna i Yttre fjärden har successivt förbättrats under de senaste decennierna genom att utsläppen av syretärande organisk substans från framförallt produktionen vid Korsnäsverken minskat. Under 1980-talet och tidigare förekom svarta reducerade yt sediment på stora delar av bottenarealen (Walterson & Landner, 1999). Vid en undersökning hösten 2011 (Karlsson et al., 2012) var yt sedimenten vid samtliga undersökta stationer oxiderade. Sedan 1990 har syreförhållandena i Yttre fjärdens bottenvatten varit tillfredställande (Grotell, 2010). De förbättrade syreförhållandena kan även utläsas ur genomförda bottenfaunaundersökningar. Jämfört med situationen 1998 (Hansson & Wijnbladh, 1998) indikerar en bottenfaunaundersökning från 2007 (Hansson, 2007), att syresituationen förbättrats eftersom syrekrävande arter som skorv (*Saduria entomon*), vitmärla (*Monoporeia affinis*) och slammärla (*Corophium volutator*) hittades i större omfattning vid den senare undersökningen. Vid senare års undersökningar (Sperens et al., 2013) har konstaterats, att det föreligger en gradient med ökande betydelse av "tåliga" arter längre in i fjärdsystemet.

Grycksbo pappersbruk

Fram till slutet av 1970-talet var recipienten sjön Grycken periodvis helt syrgasfri till följd av utsläppen av organiskt material från Grycksbo pappersbruk (Lindeström, 1983). Sedan sulfittmassaproduktionen upphörde 1978 har emellertid syreförhållandena i sjön drastiskt förbättrats, men det förekommer fortfarande perioder med ansträngda syrgasförhållanden i bottenvattnet (Tröjbom & Lindeström, 2006). Parallellt har arealen av den bottenyta som täckts av cellulosafiber minskat i utbredning från ca 0,2 km² på 1970-talet (von Post, 1977a) till ungefär hälften i början av 2000-talet (Tröjbom & Lindeström, 2006). Bottenfaunan har successivt återhämtat sig från att sannolikt helt saknats under 1970-talet.

Frövifors bruk

Syrehalten i primärrecipienten Borsån har vid jämförelse mot äldre data (Grahn et al., 1995) stigit under senare år till nivåer som är att beskriva som syrerika (Karlsson & Malmaeus, 2008a). Detta kan huvudsakligen tillskrivas minskade utsläpp av organiskt material från Frövifors bruk.

Periodvis förekommer dock ansträngda syrgasförhållanden i sjön Värings bottenvatten (Karlsson & Malmaeus, 2008a). De sedimentundersökningar som utförts (Malmaeus & Karlsson, 2007b; Malmaeus & Karlsson, 2012) tyder emellertid inte på att perioderna av syrgasbrist är så varaktiga att sedimentytan reduceras. Däremot konstaterades att laminerade sediment avsatts längre bakåt i tiden. Denna bild överensstämmer med vad som kan utläsas från fortlöpande bottenfaunaundersökningar (ELK, 2007), som visat på stabila förhållanden typiska för näringsrika miljöer. Bottenfaunaförhållandena i Hinsebergsviken i närområdet till både brukets och det kommunala reningsverkets utsläpp var ansträngda under 1970-talet. Under 1980- och 1990-talet har dock en markant förbättring i närområdet kunnat konstateras, vilket bl.a. inneburit att mångformigheten hos bottenfaunan ökat. Andelen föroreningstålga 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 i Borsån utförs årliga bottenfaunaprovtagningar. Artsammansättningen visar att syreförhållandena varit goda på båda stationerna under senare år.

Skoghallsverken

De minskade utsläppen under de senaste decennierna har medfört lägre halter av organisk substans i vattnet i recipienten, vilket också har inneburit att siktdjupet ökat. Bottenvattnet i Kattfjorden var syrerikt även vid de högre utsläppsnivåer som rådde decennier tillbaka. Förklaringen till detta är områdets hydrodynamik med ett effektivt vattenutbyte när sydvästvindar pressar in ytvatten från Störvänen, vilket orsakar en motriktad returström (Malmaeus & Karlsson, 2007c). Även längs bottenarna finns en dynamik och genom olika processer såsom erosion, nedbrytning och pålagring, har arealen fiberrika reducerade ytsediment från historiska utsläpp successivt minskat (Lindeström, 1995).

Bottenfaunan har provtagits sedan 1970-talet på tre stationer i Kattfjorden. Stora förändringar i artsammansättning och täthet har skett sedan dess. Biomassan och individantalet av bottendjur i Kattfjorden, som under 1970-talet var mycket stor, minskade kraftigt under 1980-talet vilket förklaras av minskad tillgång på näringsrikt bottensubstrat. Idag finns ett bottenfaunasamhälle som indikerar näringsfattiga förhållanden.

Mönsterås bruk

Mönsterås bruks avloppsvatten avleds via en 7 km lång utsläppstub ut i Kalmarsund där vattenomsättningen är snabb och vattenmassan genom turbulens ofta är homogen mellan yta och botten. Syreförhållandena är goda och ackumulationsbottnar, där partikulärt material från restutsläppet kan sedimentera, förekommer först en bra bit öster om Öland. Dagens utsläpp från Mönsterås har därför ingen betydelse för primärrecipientens syreförhållanden. Bottenfaunan har undersökts årligen sedan 1958 och uppvisat stora variationer mellan olika undersökningstillfällen, vilket kan förklaras av den oregelbundna sedimentation som förekommer på områdets transportbottnar samt andra biologiska och klimatologiska variationer, exempelvis frekvensen av storskaliga saltvatteninbrott till Östersjön.

3.1.3 Makrofyter och litoralfauna

3.1.3.1 Bakgrund

Observationer i Östersjöns kustvatten under 1980-talet indikerade en kraftig reduktion av fastsittande vegetation (Rönnberg et al., 1985). Den stora minskningen av blåstång i Ålandshav och vid finska kusten under 1980-talet förklarades som en reaktion på storskalig övergödning från uppvallande djupvatten från Östersjön. Tångens nedre utbredningsgräns hade förskjutits närmare

ytan, och mängden ettåriga påväxtalger hade ökat. Orsaken ansågs vara ökad växtplanktonproduktion och därmed minskat siktdjup. Höga närsalthalter hade också skapat bättre förutsättningar för de fintrådiga grönalger som växer på tången. Dessa observationer motiverade utveckling av metodik för övervakning av marina makrofytsamhällen, som senare etablerades i nationell och regional miljöövervakning och även tillämpats i ett antal recipientundersökningar.

Tillståndet hos den fastsittande vegetationen med tillhörande påväxtalger anses vara en viktig kvalitetsfaktor för att beskriva förändringar betingade av växtnäringsämnen och eutrofiering i kustzonen. Den samhällsbildande arten blåstång, och i vissa områden även smaltång, är fleråriga fastsittande brunalger som har sin utbredning inom ett begränsat djupintervall på hårda bottenar. Blåstången är en marin alg som i sen tid invandrat i Östersjön och den mest avgörande faktorn för att den skall kunna reproducera sig är salthalten. Studier i Bottenhavet har visat, att arten endast förekommer där salthalten varaktigt överstiger fyra promille.

Tångbältet är Östersjöns mest betydelsefulla delekosystem och skador på tången kan få konsekvenser för andra alger, ryggradslösa djur och fisk. I tångbältet lever en ofta rik fauna av snäckor, musslor, kräftdjur och andra ryggradslösa djur som brukar sammanfattas som litoralfauna. I recipienter anses makrofytsamhället vara mindre känsligt för historisk belastning jämfört med exempelvis mjukbottenfauna och därmed bättre spegla effekter av dagens utsläpp.

Blåstången växer mer eller mindre glest på de flesta mer exponerade stränderna i Bottenhavet, men saknas helt i närheten av älv- och åmynningar. Makrofyter ingår i statusbedömning för kustvatten. Sedan 1980-talet har avsevärda förbättringar skett i Östersjöns makrofytsamhällen. I HAVET 2013/2014 står följande att läsa om resultaten från den nationella miljöövervakningen: "Tillståndet för de vegetationsklädda bottenarna var överlag gott för alla undersökta vattenområden under 2012. Även om kvalitetsindexen i flera områden i Östersjön var något lägre än tidigare år finns flera positiva tecken. Exempelvis var mängden fintrådiga alger, som är ett tecken på övergödning, liten och utbredningen av blåstång fortsätter att öka".

I den genomgång som gjorts av de valda fabrikerna har undersökningar av makrofyter gjorts i flertalet av de kustförlagda recipienterna. I inlandsvattnen saknas information, trots att kvalitetsfaktorn skall ingå vid statusbedömning. De recipienter som undersökts är Östrands massafabrik, Iggesunds bruk, Vallviks bruk, Norrsundets bruk, Korsnäsverken och Mönsterås bruk.

Analysen av effekter av övergödning på makrofyter i skogsindustrirecipienter försvåras i några fall, beroende på att höga kloratutsläpp förekom när man introducerade klordioxidblekning. En genomgång av klorats toxiska potential ges i **kapitel 3.3.2.1**

3.1.3.2 Förhållanden i studieområdena

Östrands massafabrik

En kartläggning av växtsamhällena på grundbottenarna i Sundsvallsbukten gjordes 1989 (Rosemarin, 1990), vilken upprepades 2009 (Länsstyrelsen Västernorrland, 2010). Östrands recipient Skönviken var ett av de undersökta områdena. Vid 1989 års undersökning var artantalet litet i Sundsvallsbukten. Den helt dominerande arten var grönslick. Endast i två områden saknades grönslick, dels i Skönviken, dels utanför avloppsreningsverket Fillan. Den rika förekomsten av grönslick indikerade en förhöjd belastning av fosfor. Blåstång saknades i hela inre Sundsvallsbukten, inklusive Skönviken, beroende på alltför låga salthalter i ytvattnet.

Vid inventeringen 2009 konstaterades liksom 1989 att artantalet i Sundsvallsbukten var litet med få dominerande växtarter. Endast vid en av stationerna i inre Sundsvallsbukten förekom blåstång. Vidare konstaterades att grönalgen *Ulothrix* sp. saknades. Denna algart liksom grönslick indikerar näringsrikedom och förekom på samtliga stationer 1989. Resultatet indikerar alltså en minskad övergödning sedan 1989.

Iggesunds bruk

Inventering av makrovegetation vid Iggesund har utförts bl.a. år 1987 (Notini et al., 1987). Då konstaterades att de yttre delarna av kustområdet hyste stora bestånd av blåstång. Även i skyddade vikar utan sötvattentillförsel fanns 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 recipienten till Iggesunds bruk.

År 2010 gjordes en uppföljande inventering av makrovegetationen på samma stationer som inventerades 1987. Resultaten visade på förbättringar. Siktdjupet hade ökat i hela kustområdet under de drygt 20 år som förflutit mellan undersökningstillfällena, med resultat att de marina algerna expanderat i djupled. Det konstaterades att det var svårt att i recipienten Gårdsfjärden särskilja effekten av sötvatten på makrovegetationen från påverkan av utsläppen från Iggesunds bruk.

Vallviks bruk

Den fastsittande vegetationen i Ljusnefjärden har inventerats vid ett flertal tillfällen (Ånell, 2003; Wallin et al., 2013). 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 förekom endast i de yttre delarna av Ljusnefjärden. På ca 2 km:s avstånd från Ljusnans mynning respektive Vallvik påträffades några enstaka exemplar. Utbredningsområdet begränsas av de lägre salthalter som sötvattentillrinningen från Ljusnan medför.

År 2012 dykinventerades fyra transekter. 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 i yttre Ljusnefjärden förekom bältesbildande tång vilket är helt i linje med resultaten från de växtinventeringar som utfördes under 1980 och 1990-talen. På lokalerna utanför Vallviks bruk och i norra delen av Ljusnefjärden påträffades ingen tång beroende på sötvattenpåverkan. För övrigt har undersökningarna inte visat att utsläppen från Vallviks bruk påverkat makrovegetationen.

Norrsundets bruk

Strandzonens växt- och djursamhällen karterades åren 1984, 1989, 1992 och 1998. Vid den första inventeringen dominerades växtsamhället nära utsläppet av ett fåtal grönalgararter. Längre ut förekom vattenmossa, kransalger, fanerogamer (natearter mm) samt rödalger. Brunalger, främst blåstång, noterades bara på de yttersta stationerna. Någorlunda hög täckningsgrad för blåstång förekom bara på den längst ut belägna stationen vid Kusön. Frånvaron av blåstång i större delen av recipienten ansågs vara en effekt av kloratutsläpp. Vid de uppföljande undersökningarna av fastsittande alger som gjordes i slutet av 1980-talet konstaterades dock, att etablering av blåstång försvåras i de innersta delarna av recipienten p.g.a. låg salthalt och olämpligt bottensubstrat.

Vid undersökningarna 1992 och 1998 konstaterades påtagliga förbättringar i de yttre delarna av recipienten sedan slutet av 1980-talet (Notini, 1999). Utbredningen av blåstång hade ökat och mängden sedimenterbart organiskt material hade minskat eller försvunnit. Avvikelse som indikerade eutrofiering förelåg dock fortfarande i recipienten. En fortsatt uppföljning gjordes 2005 (Grahn et al., 2006). Slutsatsen var att förbättringarna fortsatt och att tångsamhället återhämtat sig avsevärt. Förekomst och täckningsgrad av blåstång hade ökat. 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. Den mest sannolika förklaringen till förbättringen är den ovan nämnda återhämtningen i tångsamhället längs hela kuststräckan. Även rödalger hade expanderat inåt i recipienten. De fastsittande algerna på stenarna i de inre delarna bestod främst av grönalger, rödalger och kiselalger. Biomassan hade också ökat, som en effekt av minskad sedimentation av organiskt material och därmed bättre tillväxt av algerna.

Återhämtning som kan härledas till minskad eutrofiering noterades även för den fauna som lever i vegetationsbältet (Grahn et al., 2006). Ett djursamhälle med relativt hög diversitet hade etablerats 1998 på de grunda bottenarna i närrecipienten. År 1992 dominerade detritusätande och eutrofieringsgynnade organismer som tusensnäckor i den inre delen av recipienten. Dessa saknades i stort sett helt 1998 och 2005. Sammantaget indikerade faunaundersökningarna tydlig återhämtning vilket ansågs bero på förbättrad vattenkvalitet.

- Undersökningar av den fastsittande vegetationen visade på förbättringar av miljösituationen i både recipienten och fjärrområdet mellan 1995 och 2005.
- Blåstång och rödalger hade koloniserat bottenar längre in i recipienten 2005 jämfört med 1995 samtidigt som en större del av bottenarna var täckta.
- Tångtillväxten hade ökat på flera stationer i recipienten 2005 jämfört med tidigare inventeringar, sannolikt beroende på ökat siktdjup i kombination med minskad påslamning av vegetationen.
- Dammsnäckor och tusensnäckor hade minskat påtagligt eller försvunnit i recipienten. Dessa snäckor gynnas av hög belastning av organiskt material.

Korsnäsverken

En dykinventering gjordes 1995 i Gävlebukten på 12 stationer för att studera blåstång och övriga algers utbredning på botten. På åtta av dessa stationer fanns blåstång med en täckningsgrad varierande mellan <1 % till 75 %. Tångens årliga medeltillväxt varierade mellan 17 och 42 mm och var störst längst ut i Gävlebukten.

En uppföljande undersökning gjordes 2005 (Grahn et al., 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 sedan 1995. Blåstång påträffades 2005 på nio av de tolv stationerna. Viss förbättring indikerades av att blåstång fanns på en station där den tidigare saknades samtidigt som tillväxten på de inre stationerna genomgående var högre jämfört med 1995. Att tillväxten i stort sett fördubblats i hela det inre området ansågs i huvudsak beror på att vattenkvaliteten hade förbättrats. En storskalig förbättring av blåstångens utbredning längs Gävleborgskusten bekräftas i inventeringar gjorda av Länsstyrelsen i Gävleborgs län.

Inom mätkampanjen 2009 (Hansson, 2009) inventerades den fastsittande makrovegetationen i Gävle Yttre Fjärd. Samhället dominerades av grönslick nära ytan med ullsleke, borstnate och axslinga på större djup. Skillnaderna mellan de fyra lokaler som inventerats är små och mest

beroende av de lokala förhållandena. Möjligheten att koppla resultaten till utsläppen från Korsnäsverken är begränsade.

Den generella bilden är att växtsamhällets status i Gävlebukten förbättrats samt att förhållandena på de inre stationerna påverkas av sötvatten och viss förhöjd näringsstatus orsakad av tillförseln från Gavleån och Testeboån.

Mönsterås bruk

Under 1980-talet var blåstångsamhället 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 km² stort område närmast avloppstuben (Lindvall & Alm, 1983). Detta visades bero på utsläpp av klorat, en biprodukt från den nya blekningsprocessen. Kloratproblemet ges en mer ingående analys i samband med hanteringen av toxiska effekter i **kapitel 3.3.2.1**

För bedömning av övergödningseffekter kan resultaten av de inventeringar som gjorts sedan slutet av 1980-talet användas, även om kvarvarande skador från den tidigare kloratexponeringen kan störa analysen.

I recipienten till Mönsterås bruk har blåstången haft den lägsta utbredningen längs kuststräckan i länet. Även öster om Öland och utanför Bergkvara har tätheten och utbredningen varit låg. Vid de senaste årens inventeringar konstateras att även om utbredningen fortfarande var dålig har det skett en tydlig förbättring speciellt i det centrala området i recipienten närmast utsläppspunkten från Mönsterås bruk. Under perioden 2001–2012 har antalet stationer med förekomst av tång ökat i närheten av utsläppet och norr om Mönsterås bruk medan ingen större förändring skett i det södra området där ca hälften av stationerna hyst tång under den senaste tioårsperioden.

Tångens skotttillväxt speglar också tillståndet. Under 1987 utjämnades de tidigare tydliga skillnaderna mellan lokaler i tillväxt hos utplanterade tångplantor samtidigt som enstaka plantor hade koloniserat 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. En liknande tillväxtökning kunde registreras i hela södra delen av Östersjön.

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 helt klarlagd, men det förefaller finnas ett samband med periodvis täta populationer av tånggråsugga och märkräftor som betar ner de små plantorna samt algpåväxt på den tång som koloniserar de tidigare skadade områdena.

3.1.4 Fisksamhället

Eutrofiering leder ofta till tydliga förändringar i artsammansättning och täthet hos stationär kustfisk. Generellt sett gynnas karpfiskarna, t ex mört, av måttlig eutrofiering medan laxartad fisk och vid allvarlig övergödning även abborre missgynnas. Liknande samhällsförändringar observerades i tidiga provfisken utanför skogsindustrier (Neuman, 1987).

Provfisken med standardiserad metodik har, med några undantag, gjorts som enstaka undersökningar i skogsindustrirecipienterna. Jämförelser som kan visa återhämtning finns från Karlsborgs bruk, Norrsundets bruk, Korsnäsverken, Mönsterås bruk och Skoghalls bruk.

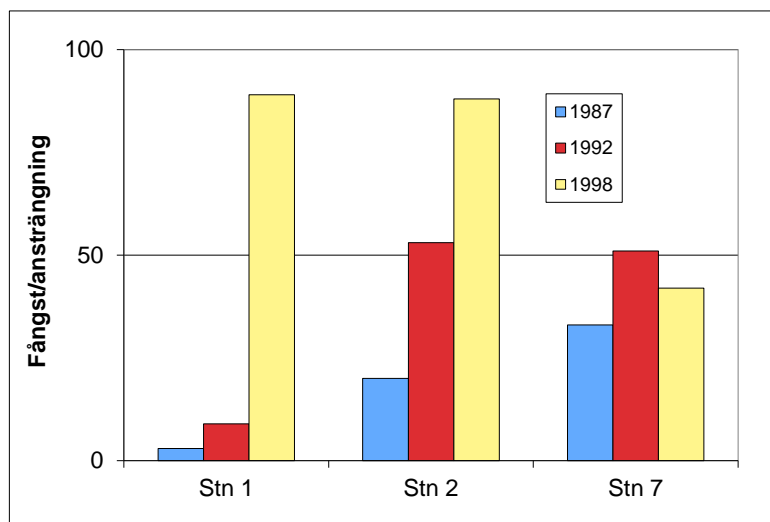
Karlsborgs bruk

Fiskeriverkets Utredningskontor i Luleå genomförde 2004 provfiske i närrecipienten och i ett jämförelseområde sydväst om fabriken (Salonsaari, 2005). Resultaten visade att förhållandena utanför Karlsborg inte avvek nämnvärt från ett naturligt tillstånd. Totalfångsten per ansträngning samt fångsterna av abborre och mört avvek inte signifikant mellan områdena. Signifikant högre fångst noterades dock för gers.

Som indikator för övergödning användes kvoten mellan mört och abborre i fångsterna. En något högre kvot noterades närmast fabriken, även om skillnaden var liten. Kvoten låg nära 1, vilket ofta observeras i kustreferensområden. Avvikelsen var betydligt större vid jämförelse med Rånefjärden och författaren kunde inte utesluta en effekt som härleddes till tidigare belastning av bottenarna. Resultat från tidigare provfisken utanför Karlsborgs bruk (Hansson, 1986; Hasselborg, 1994) visade på förhöjd näringsstatus i recipienten då kvoten mellan mört/abborre var något över 3. En återhämtning har således skett sedan 1980-talet.

Norrsundets bruk

Undersökningar av kustfisksamhället har bedrivits utanför Norrsundets Bruk kontinuerligt sedan 1982 fram till 1998. Provfiskeresultat under 1980-talet visade en allvarlig utarmning av fisksamhället med mycket låga fisktätheter några km ut från fabriken. Lite längre ut fanns en zon med förhöjda tätheter av mört och gers, vilket tolkades som en övergödningseffekt. Denna zon tenderade att förflyttas närmare fabriken i takt med att utsläppen av organiskt material och närnsalter minskade. Det uppföljande provfiske som gjordes 1998 visade, att såväl artantal som täthet (fångst/ansträngning) även nära fabriken var jämförbara med referenslokalerna (Fig. 8) (Sandström & Neuman, 2003). En hög täthet av mört på de innersta lokalerna indikerade dock att närområdet fortfarande var eutrofierat. De utsläppsreducerande åtgärder som gjorts hade alltså lett till en återhämtning av fisksamhället mot ett tillstånd som närmast sig det normala.



Figur 8 Totalfångst/ansträngning vid provfisken utanför Norrsundets bruk 1987, 1992 och 1998. Stn 1 och 2 är belägna inom 4 km från bruket, medan stn. 7 är referens. Fabriken lades ner 2008. Från Sandström & Neuman, 2003.

Korsnäsverken

En undersökning av fisksamhället genomfördes i Gävle Yttre Fjärd utanför Korsnäs under sommaren 1995 (Sangfors, 1995). Vid en jämförelse med en tidigare undersökning 1988 (Neuman &

Karås, 1988b) hade fångsten per ansträngning av de vanligaste arterna mört och abborre ökat avsevärt i recipienten, medan den inte förändrats nämnvärt i referensområdet. Den tidigare tendensen till låga fångster av abborre nära utsläppet kunde inte verifieras vid provfisket 1995. Vid undersökningen 1988 förelåg en tydlig rekryteringsskada för såväl abborre som mört i recipienten. Studier som gjordes 1995 av larvöverlevnad och yngeltäthet (Sandström & Abrahamsson, 1996; Sandström, 1996) indikerade att abborrens rekrytering fungerade normalt, vilket kan ha bidragit till att fångsterna av vuxen fisk ökat i närområdet.

Totalt förelåg en tydlig fångststopp på de två mest exponerade stationerna, vilket tolkades som en eutrofieringseffekt. Artsammansättningen, d.v.s. kvoten mellan mört och abborre samt andelen braxen och björkna i fångsterna, tyder också på att området var organiskt belastat. Att mörten som vuxen kan reagera positivt på eutrofiering, även om dess rekrytering inte fungerar bra, förklaras av att den är mer rörlig än abborren, och att den kan anlockas till områden med särskilt passande födoförhållanden.

Skoghallsverken

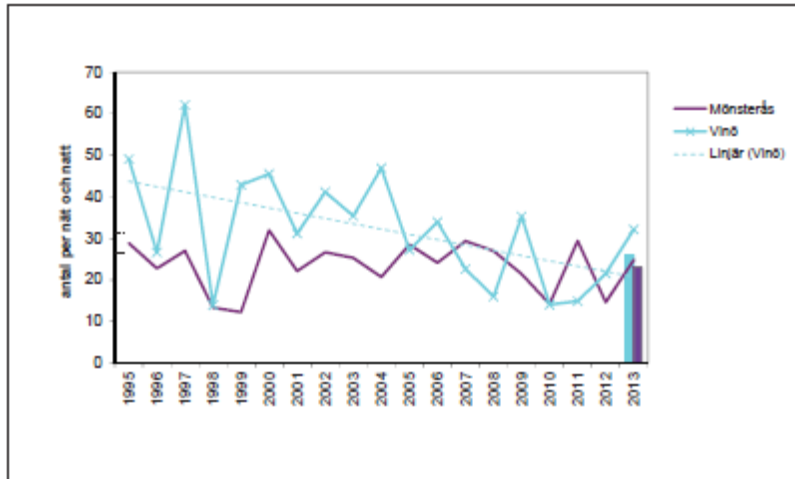
Fiskbeståndens artsammansättning och täthet har studerats 1989, 1997 och 2002 (Grahn, 2003c) genom provfisken i Kattfjorden och på en referensstation belägen på östra sidan av Hammarön. Resultaten visade att fisktätheten år 1989 var högre i närområdet till Skoghallsverken till följd av gödning av utsläppen 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, vilket var högre än i referensområdet. Vid provfiskena 1997 och 2002 hade fångsterna nära fabriken sjunkit jämfört med 1989. Artsammansättningen, med låg andel karpfisk, var nu också jämförbar med den som förekommer i opåverkade områden i Vänern. Detta indikerade att recipientområdet blivit mer näringsfattigt.

Inom ramen för recipientkontrollen i norra Vänern har årliga provfisken också genomförts i Kattfjorden under perioden 1990–2011. Provfisket var mer begränsat än det som genomfördes i brukets egen regi. Enligt de senaste tre provfiskena 2005, 2008 och 2011 hade Kattfjorden en relativt artrik fauna med 7–9 arter. Sammantaget visar provfiskena att tätheten av fisk i brukets recipient minskat betydligt sedan 1990-talet samtidigt som fisksamhället förändrats. Andelen karpfiskar har minskat och fiskindex indikerar nu god status. Den oligotrofiering som skett i Kattfjorden och angränsande vattenområden vilket visas av sjunkande fosforhalt samt minskad algpåväxt och bottenfauna är anledningen till förändringarna i fiskbestånden.

Mönsterås bruk

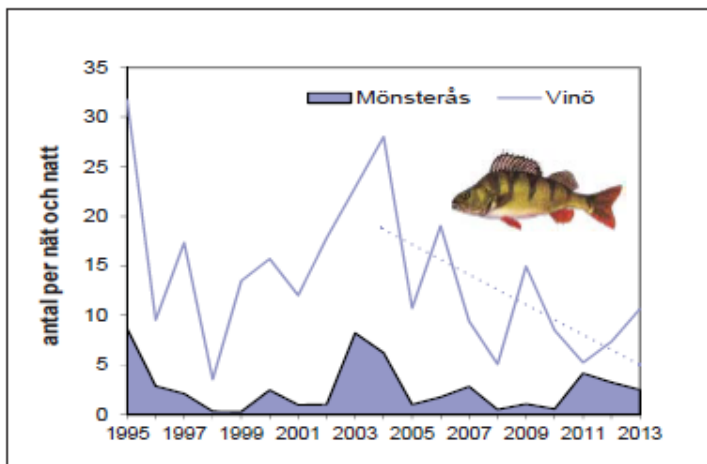
De stationära fiskbestånden i Kalmarsund försvagades kraftigt i början av 1990-talet (Andersson et al., 2000). Produktionen av yngel av flera arter, t ex gädda och abborre, hade minskat i hela området från Emåns mynning ner till Blekingegränsen. Liknande problem noterades vid Gotland, södra Stockholms skärgård och i några områden i Ålands och Åbolands skärgårdar. Den svaga rekryteringen ledde till minskade bestånd av vuxen fisk, vilket dokumenterades i det "statistikfiske" som ingick i kustvattenprogrammet. Nätprovfisken genomfördes i tre delområden, Vällö, Svartö och Ödängla utanför Mönsterås Bruk samt i referensområdet Vinö i Misterhults skärgård under perioden 1995-2013.

I **Figur 9** redovisas fångsten i antal fiskar per nät och natt. Under perioden har fångsten per ansträngning i recipienten varierat mellan 10 och 30 fiskar utan någon tydlig trend. På referensstationen Vinö har fångsten per nätansträngning varierat mellan 15-60 fiskar. Här kan en nedåtgående trend registreras. Under de senaste tio åren har dock fångsten per ansträngning varit likartad i båda områdena.



Figur 9 Medelvärde av fångsten per ansträngning utanför Mönsterås Bruk och på referensstationen Vinö 1995-2013. Från Andersson, 2014.

Fångsten av abborre har varierat stort mellan åren såväl utanför Mönsterås Bruk som vid Vinö (Fig. 10). Fångsterna vid Mönsterås har dock varit betydligt lägre än vid Vinö, vilket kan ha varit en konsekvens av den sviktande rekryteringen. Emellertid samvarierar fångsterna mellan områdena vilket sannolikt beror på att vattentemperaturen varierat likartat i de två områdena.



Figur 10 Fångst per nätansträngning av abborre utanför Mönsterås Bruk och Vinö 1995-2013. Från Andersson, 2014.

Fångsterna av mört minskade påtagligt under perioden 2000-2010 i området utanför Mönsterås medan någon motsvarande trend inte kunde registreras vid Vinö. Orsaken till de minskade fångsterna 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.

Ovanstående redovisning är ett bra exempel på fall där yttre faktorer även slår igenom i en recipientundersökning. De observationer på dynamik och förändring i fiskbestånden som gjorts i Kalmarsund kan inte förklaras av lokal påverkan och saknar koppling till utsläppen från

Mönsterås bruk. Tämligen omfattande forskning har gjorts som inte lett till klara svar på orsakssamband, men som pekar på att mer storskaliga förändringar i havsmiljön kan ha skapat svårföränderliga skiften i samhällsstrukturer.

Övriga bruk

En relativt lång serie provfisker genomfördes 1980-1995 i recipienten till Husums sulfatfabrik (Agerberg & Berglund, 1996). Analyser av återhämtning kan göras på detta material. Under 80-talet observerades tydliga övergödningssymptom i närområdet, uttryckt som höga tätheter av mört. Resultaten av de senare årens provfiske visade, att skillnaderna mellan recipienten och referensområdet i stort sett försvunnit.

Enstaka provfisker har också gjorts vid andra bruk. Resultaten kan inte användas för analys av återhämtning, men de kan visa om övergödningssymptom varit vanliga i fiskesamhällena utanför skogsindustrier.

År 1996 genomförde Fiskeriverket undersökningar av fiskesamhället i Edeboviken, recipient till Hallsta pappersbruk (Sandström et al., 1997b). Skillnaderna mellan recipienten och referensområdet var små, men resultaten antydde en svag eutrofieringseffekt i recipienten.

Vid ett provfiske 1994 i nedre Umeälven (Sandström, 1994) observerades mycket höga tätheter av gers nedströms Obbola Liner Board vilket tolkades som en övergödningseffekt. Fortsatta provfisker 2000 (Pelagia, 2001) visade att fångsterna i recipienten och i en närreferens i en sydlig gren av älven var likartade både vad gäller artsammansättning och täthet samt att tydliga avvikelser förelåg vid jämförelse med fjärrreferensområdet Holmöarna. De höga tätheterna av mört indikerade att hela Umeälvens mynningsområde påverkats av eutrofierande ämnen. Undersökningen visade, att fiskesamhället i fabriken recipient hade återhämtats från övergödning.

En översiktlig undersökning av fiskbestånden genomfördes 1998 i nedre Ångermanälven på tre lokaler belägna i recipienterna till Dynäs och Utansjö fabriker samt en referenslokal i Gaviksfjärden. Provfiskets omfattning var inte tillräcklig för en mer ingående analys av fiskesamhället i respektive områden. Det var dock tydligt, att artsammansättningen hos fiskfaunan i recipienterna var likartad med en dominans för mört, vilket indikerade en lokal eutrofiering.

3.1.5 Sammanfattande utvärdering av gödningseffekter

Återhämtningen efter att utsläppen av syretärande organisk substans reducerats (**Fig.2**) har generellt varit god. I **Tabell 3** sammanfattas syresituationen och bottenförhållandena i de elva studieområdena baserat på situationen under senare tid och historiska förhållanden (i regel 1970-1980-talen). Den övergripande bilden är att det i flertalet recipienter skett en tillfriskning avseende syresituationen jämfört mot historiska nivåer. Syrehalterna i bottenvattnet är idag acceptabla, vilket även återspeglas i bottenfaunasamhällenas utbredning och sammansättning (ELK, 2007, Hansson, 2007; Palmkvist & Pettersson, 2008). Arealen med reducerade botten har generellt krympt och i flera fall sannolikt helt eliminerats (Grahn 2003b., Grotell, 2010; Karlsson et al., 2012). Det är noterbart att i öppna kustrecipienter som vid Karlsborgs bruk, Vallviks bruk och Mönsterås bruk, samt även Skoghallsverken, vars recipient är att betrakta som ett kustområde i Väneren, har det inte varit några uttalade syrgasproblem ens vid de högre utsläppsnivåer av organiskt material som tidigare varit fallet. Förklaringen är goda spridnings- och vattenomsättningsförhållanden. I insjörecipienterna till Grycksbo pappersbruk och Frövifors bruk förekommer låga syrgashalter i bottenvattnet i slutet av stagnationsperioder (sensommar, vårvinter). Detta är normala

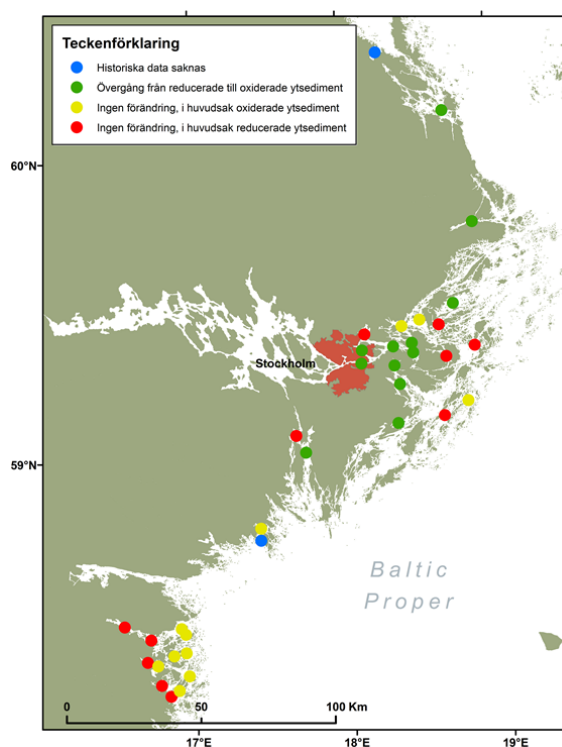
förhållanden i sjöar medan kustområden generellt är mer dynamiska system där det inte byggs upp lika stabila skiktningar mellan yt- och djupvatten (Håkanson, 1999).

Tabell 3 Sammanfattande bedömning av syresituationen och bottenförhållanden i de elva utvalda fabriksrecipienterna.

Fabrik	Historiskt		Senaste decenniet		Referens
	Syrgasbrist i vattnet	Reducerade bottnar/avsaknad av bottenfauna	Syrgasbrist i vattnet	Reducerade bottnar/avsaknad av bottenfauna	
Karlsborg	nej	nej	nej	nej	Grahn (2003a), Karlsson et al. (2005)
Domsjö	ja	ja	nej	ja/nej	Grahn & Sandström (2011), Apler et al. (2014)
Östrand	ja	ja	nej	ja/nej	Ryding et al., (1986), Hushållningssällskapet (2013), Apler et al. (2014)
Iggesund	ja	ja	nej	nej	Grahn & Sangfors (1998), Grotell (2010), Karlsson & Malmaeus (2012a)
Vallvik	nej	nej	nej	nej	Grahn & Sangfors (2006)
Norrundet	ja	ja	nej	nej	Lundberg & von Post (1979), Grahn et al. (2005), Sperens et al. (2013)
Korsnäs	ja	ja	nej	nej	Walterson & Landner (1999), Karlsson et al. (2012)
Grycksbo	ja	ja	Ja	nej	Lindeström (1983), Tröjbom & Lindeström (2006)
Frövi	ja	ja	Ja	nej	Grahn et al. (1995), Karlsson & Malmaeus (2008a)
Skoghall	nej	nej	nej	nej	Lindeström (1995), Grahn (2003b)
Mönsterås	nej	nej	nej	nej	Grahn (1991), Tobiasson (2013)

Sammantaget kan det konstateras att den förbättrade syresituationen i vatten och minskade utbredningen av reducerade bottnar är några av de tydligaste tecknen på hur områden kan tillfriskna när den organiska belastningen minskar. Tillfriskningen av bottnar har också lett till att bottenfauna återkoloniserat och att bottnarnas förmåga att binda fosfor ökat (Karlsson & Malmaeus, 2012; Karlsson et al., 2012). Det bentiska ekosystemet är i flertalet fall således återställt i så motto att det funktionella gruppen mjukbottenfauna är återetablerad, vilket påverkar en rad biogeokemiska processer. Däremot kan artsammansättning, diversitet och individtäthet vara sådana att områdena enligt Vattendirektivet ej bedöms vara i önskvärt tillstånd (se vidare **kapitel 6.2**). Att den nordamerikanska havsborstmasken av släktet *Marenzelleria* etablerat sig och koloniserat bottnar har det goda med sig att de genom sin bioturbation förstärker syresättningen (Norkko et al., 2011). *Marenzelleria spp.* har sitt ursprungsområde i nordamerikanska och sibiriska flodmynningar (Magnusson, 2008), varför det är förväntat att den kan påträffas i höga tätheter i skogsindustrirecipienter som i regel är lokaliserade i anslutning till just älv- eller åmynningar. Sannolikt har den införts till Östersjön med ballastvatten.

Tillfriskningen av tidigare belastade områden har inte bara skett i skogsindustrirecipienter. Stockholms innerskärgård är ett exempel (Karlsson et al., 2010a), men det finns även andra områden längs Svealandskusten där förbättringar skett av redoxförhållandena i sedimenten (Fig. 11). En annan bild gällande syresituationen i Östersjöns kustområden tecknas av Conley et al. (2011) som menar att utbredningen av syrefria zoner i Östersjöns kustområden generellt ökar. Analysen baseras på observationer av ansträngda syrgasförhållanden mellan åren 1955 och 2009. Det är framförallt i danska och finska kustområden som syreförhållandena försämrats medan förbättringar konstateras i Stockholms och Östergötlands skärgårdar. Det kan konstateras att det under denna tidsperiod även skett stora förändringar till det bättre i flertalet av våra studieområden längs Norrlandskusten. Internationellt finns det andra exempel på bottentillfriskning från Donaus estuarium i Svarta havet (Mee, 2006), i floden Merseys mynningsområde i England (Jones, 2006) och från Long Island sundet utanför New York, USA (Parker & O'Reilly, 1991).



Figur 11 Utveckling gällande redox-förhållanden i sediment från Svealands- och Östergötlands kust. Från Karlsson et al., 2010b.

Den förbättring av syresituationen som ägt rum i Östersjöns kustområden gäller dock inte Egentliga Östersjöns utsjöbottnar. Här har utbredningen av döda bottnar snarast ökat under senare år och låg vid slutet av 2014 nära gränsen för vad som är fysikaliskt möjligt d.v.s. att praktiskt taget alla bottnar under salthaltssprångskiktet var syrefria (SMHI, 2013). Detta hänger samman med att frekvensen av saltvatteninbrott från Västerhavet med syrerikt vatten varit mycket låg under de senaste decennierna i kombination med den storskaliga övergödningssituationen i Egentliga Östersjön. Under slutet av 2014 skedde emellertid ett massivt saltvatteninbrott från Nordsjön, vilket förväntas bidra positivt till syresituationen i Östersjöns djupområden under kommande år.

Effekter av den förbättrade vattenkvaliteten kan också ses på den fastsittande makrovegetationen där återhämtning indikeras i samtliga studerade fall där effekter tidigare noterats. Den allmänna

förbättringen av kustvattentillståndet sedan 1980-talet har medfört större siktdjup, vilket gynnat makrovegetationens utbredning i djupled. Detta gäller även för recipienterna, trots att påverkan av tillrinnande sötvatten med bl. a. vattenfärgande humusämnen verkat i motsatt riktning. Arter som blåstång har expanderat längre in mot utsläppen, men utvecklingen bromsas av den låga salthalten. Bedömning av återhämtning av växtsamhällen i utsötade kustmiljöer kan inte göras. Analysen av data från den långa serien av undersökningar utanför Norrsundets bruk visar, att tydliga förbättringar skett sedan 1980-talet. Vid den undersökning som gjordes 2005 konstaterades, att blåstångens täthet, utbredning och tillväxt ökat och att förekomsten expanderat längre in mot utsläppet. Detta kan delvis vara en effekt av minskad kloratexponering, men en mer sannolik förklaring är bättre siktdjup både regionalt och lokalt i utsläppsområdet. Växtsamhället i närrecipienten hade förändrats från ett grönalgdominerat, ensartat samhälle till ett samhälle där rödalger och andra arter tillkommit. Mängden påväxtalger hade också minskat. Kopplingen till åtgärder i bruket för att minska utsläpp av suspenderade ämnen och närsalter är tydlig, även när man betraktar litoralfaunan.

Övergödning har också konsekvenser för fisksamhället. Sedan 1990-talet saknas dock i stort sett provfisken utanför våra skogsindustrier. Fiskbestånden normaliserades under 1990-talet vid i stort sett alla anläggningar och därför bedömdes det inte motiverat med fortsatta provfisken. Under tidigare perioder med stora utsläpp av organiskt material och närsalter reagerade fisksamhället vanligen enligt den gängse teorin: låga tätheter av alla arter vid kraftig övergödning (Norrsundet, Korsnäs), övervikt av vitfisk och höga tätheter vid måttlig övergödning (Skoghall) och ungefär lika stora andelar mörtfiskar och abborre vid liten övergödning (Karlsborg, Hallsta). Enligt de resultat som medger analys av återhämtning minskade eutrofieringseffekterna när utsläppen av organiskt material och närsalter begränsades. Vid Skoghall finns t.o.m. tecken på oligotrofiering då fisktätheterna sjunkit kraftigt. Provfiskeserien från Norrsundet har bidragit till förståelsen av samhällsresponser relativt övergödning. I början av 1980-talet var fisktätheten mycket låg nära bruket. När utsläppen från bruket minskade återställdes fisksamhället i riktning mot vad som ansågs normalt. Även om toxiska effekter förelåg av sådan karaktär under denna tidsperiod att de påverkade rekrytering och mortalitet visar resultaten att övergödningen hade en överordnad betydelse för samhällsstruktur och täthet.

Sammantaget kan beträffande påverkan på vattenkvalitet, bottenförhållanden, utbredning av vegetation och fiskbeståndens sammansättning till följd av utsläpp av gödande ämnen konstateras att:

- Med dagens tekniska standard och reningsteknik förekommer inte längre den tidigare grava påverkan på vattenkvalitet, i form av ljusutsläckning och utarmning av syreförråden i vattenmassan, som påvisats utanför fabriker med instängda recipienter.
- Dagens utsläpp av organiskt material, i huvudsak lösta svårnedbrytbara ligninstrukturer, orsakar sällan syrebrist längs recipienternas botten. Där sådan förekommer kan den i regel tillskrivas historiska utsläpp.
- Utsläpp av näringsämnen kan värderas dels utifrån förhållandena i primärrecipienten, dels utifrån hur mycket de betyder för tillförseln till omgivande hav. Det är mindre vanligt att dagens utsläpp bidrar med mer än 10 % av den sammanlagda näringsämnestillförseln till en recipient. I flertalet fall kan man därför inte förvänta sig att framtida utsläppsreduktioner kommer att påverka vattenkvaliteten nämnvärt.
- I instängda recipienter har det skett en snabb återkoppling mellan minskade fosforutsläpp - minskade fosforkoncentrationer - minskad produktion av växtplankton (i regel mätt som klorofyllhalt) - och ett ökat siktdjup.

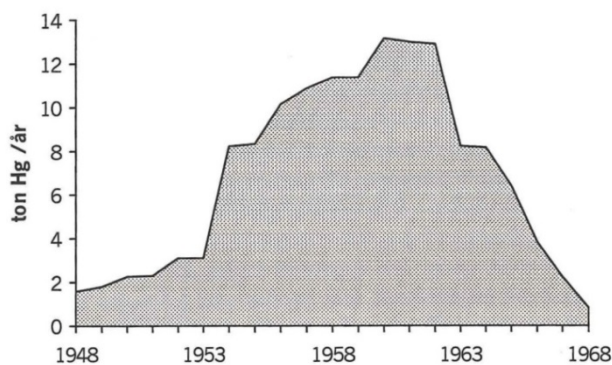
- Reducerad näringsämnestillförsel från skogsindustrin har i förhållande till andra åtgärder inom ett vattenområde ofta en stor potential samtidigt som det generellt är resurskrävande och har en låg kostnadseffektivitet. Konsekvenser för andra miljömål behöver vägas in vid framtida beslut om villkor för utsläpp av gödande ämnen.
- Mjukbottenfaunan har i de flesta fall återkoloniserat botten med tidigare syrebrist, men återhämtningen är långsam i några recipienter. Mängden organiskt material som finns i sedimenten och dess kolkvalitet påverkar bottenfaunans artsammansättning och täthet.
- I Östersjön har invasiva havsborstmaskar av släktet *Marenzelleria* under senare år fått stor utbredning och dominerar ofta bottenfaunasamhället till numerär och i vissa fall även biomassa. Detta gäller i såväl skogsindustrirecipienter som i andra kustområden, speciellt i flodmynningar som är släktets ursprungliga preferensområden. Det är oklart i vilken grad en framtida återkolonisation av mer ursprungliga bottenfaunarter kommer att ske i dessa områden. Lärdomar från andra funktionella grupper, exempelvis zooplankton, visar att dynamiken mellan arter i akvatiska ekosystem är variabel och under ständig förändring.
- Makrovegetationen i recipienterna har i många fall återhämtat sig, sannolikt en konsekvens av i första hand ökat siktdjup och mindre påväxt. Utbredningen av tång och rödalger har generellt ökat i djupled i kustområden som en konsekvens av minskade näringsnivåer. Det är svårt att särskilja en effekt av färg och suspenderat material i fabriksutsläpp från den naturliga grumligheten i flodmynningsområden.
- Fisksamhället har svarat tydligt på minskade utsläpp av gödande ämnen. Den kraftiga dominans av vitfisk som tidigare var vanlig torde vara ett undantag i dagens recipienter.
- Kvarstående påverkan från utsläpp av gödande ämnen kan sammanfattas med:
 - 1) Ett bidrag till den storskaliga tillförseln av näringsämnen till omgivande hav.
 - 2) En fördröjd återhämtning av mjukbottenfaunan i några områden där historiska utsläpp av organiskt material lagrats in i bottenarna.
 - 3) I enstaka fall, genom tillförsel av fosfor, en stimulerad produktion av växtplankton och därtill relaterade effekter på ljusförhållanden, nedslamning, fiskproduktion etc.

3.2 Miljöfarliga ämnen

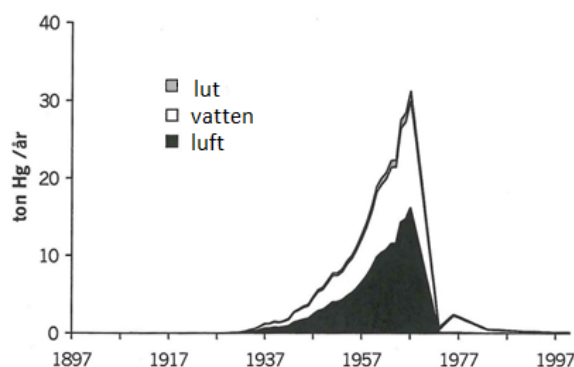
3.2.1 Metaller

3.2.1.1 Kvicksilver

Under perioden från andra världskriget fram till slutet av 1960-talet tillsattes kvicksilverpreparat som pesticid i processen vid många skogsindustrier. Kvicksilver förekom också i varierande grad som förorening i natronluten tills man bytte tillverkningsmetod till kvicksilverfria metoder. De sammanlagda utsläppen från slembekämpning och konservering av våt massa har uppskattas till 150 ton (Hanson, 1969). Utsläppen reducerades kraftigt i slutet av 1960-talet (**Fig. 12**), i takt med att kvicksilver uppmärksammades som ett miljöproblem. Vid några platser längs Sveriges kust och inland har klor-alkalifabriker varit lokaliserade intill cellulosaindustrierna i syfte att producera lut och klorgas till kokning och blekning av kemisk massa. I den processen genererades betydande utsläpp av kvicksilver till luft och till vatten genom restutsläpp av så kallat grafitslam. Kvicksilver förekom även i mindre omfattning som förorening i den producerade natronluten. Svidén (2003) har uppskattat att de sammanlagda kvicksilverutsläppen från klor-alkaliindustrin i Sverige från 1900-talets början till slutet av 1980-talet uppgått till storleksordningen 200 ton vardera till luft respektive vatten. Utsläppen reducerades kraftigt omkring år 1970 (**Fig. 13**).

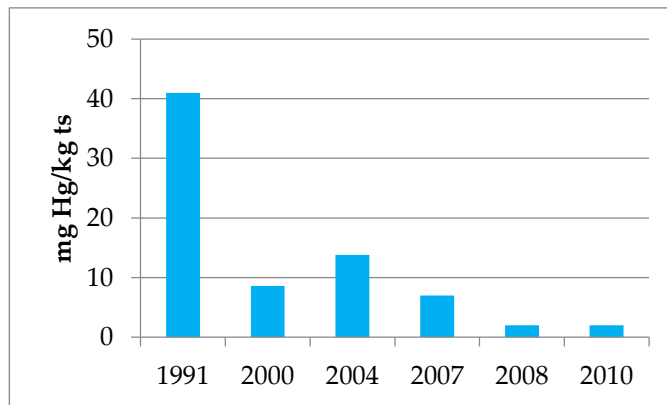


Figur 12 Utsläpp till vatten av kvicksilver från Sveriges cellulosaindustri till följd av slembekämpning och impregnering av massa under tiden 1948-1968. Från Hanson (1969).



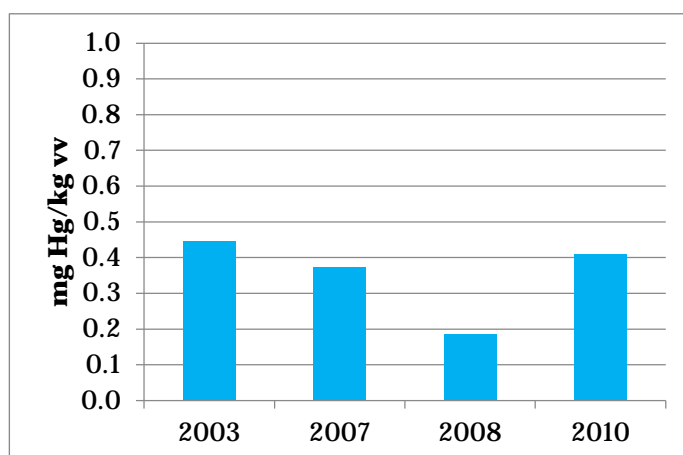
Figur 13 Uppskattade utsläpp av kvicksilver från Sveriges klor-alkaliindustrier under tiden 1897-2000 till luft och vatten samt som förorening i den producerade natronluten (NaOH). Från Svidén (2003).

Kvicksilver med huvudsakligt ursprung i grafitslam från den tidigare klor-alkalifabriken vid Östrand har sedan länge varit en känd miljöförurening i området. Upprepade undersökningar av sedimenten i Skönviken har visat att halterna av kvicksilver i ytsediment från ackumulationsbotten avtagit med tiden (**Fig. 14**), vilket kan förklaras av översedimentering med nytt material. Sedimenttillväxten har uppmätts till cirka 0,5 cm/år (SCA, 2009). Utanför Skönviken strax öster om fabriken, där en ny kaj anlagts, råder andra botten-dynamiska förhållanden genom det mer vågexponerade läget och botten lutning. Här sker inte samma översedimentering genom deposition av finmaterial som längre in i Skönviken och kvicksilverhalterna i sedimenten varierar i högre grad både rumsligt och temporalt (SCA, opubl. data).



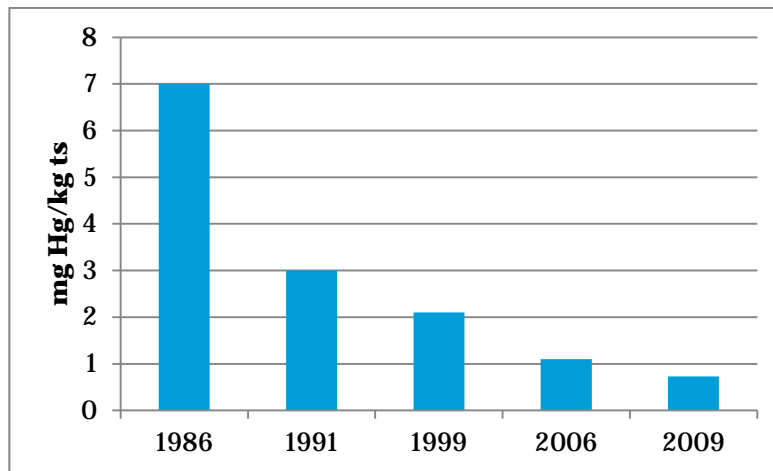
Figur 14 Tidsutveckling för halter av kvicksilver i ytsediment (0-5 cm) från ackumulationsbotten i Skönviken intill Östrands massafabrik. Efter SCA (2011).

För kvicksilverhalter i fisk (abborre) finns en tidserie från 2000-talet (**Fig. 15**) som visat på stabila nivåer runt 0,4 mg/kg vv i fisk av konsumtionsstorlek (tre-hektos) (omräknat från data i SCA, 2011). Kvicksilverhalterna i fisk har under 2000-talet inte minskat i samma grad som i sediment. Noterbart är att trots att halterna i sediment historiskt varit extremt höga så har halterna i fisk inte varit påtagligt förhöjda under 2000-talet eller längre tillbaka (Landner, 1990), vilket kan bero på att det finns en eller flera omgivningsfaktorer som hämmar metyleringen av det oorganiska kvicksilvret i sediment från Skönviken.

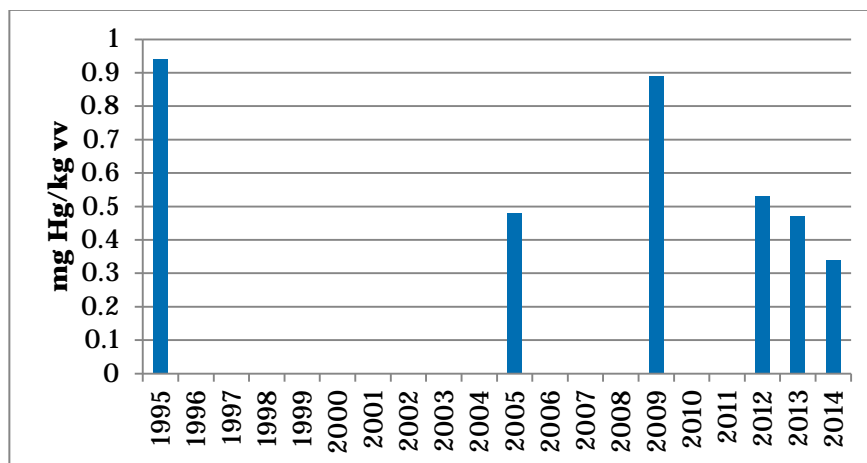


Figur 15 Tidsutveckling för halter av kvicksilver i abborre fångad i närheten av Skönviken. Data från SCA (2011). Halterna är normerade till fisk av tre-hektos storlek enligt Meili et al. (2004).

Även i Gävle har det tidigare legat en klor-alkaliindustri som bidragit med utsläpp av kvicksilver till Yttre fjärden. Sediment- och fiskundersökningar visar på avtagande halter av kvicksilver över tid. (Fig. 16; Fig. 17).



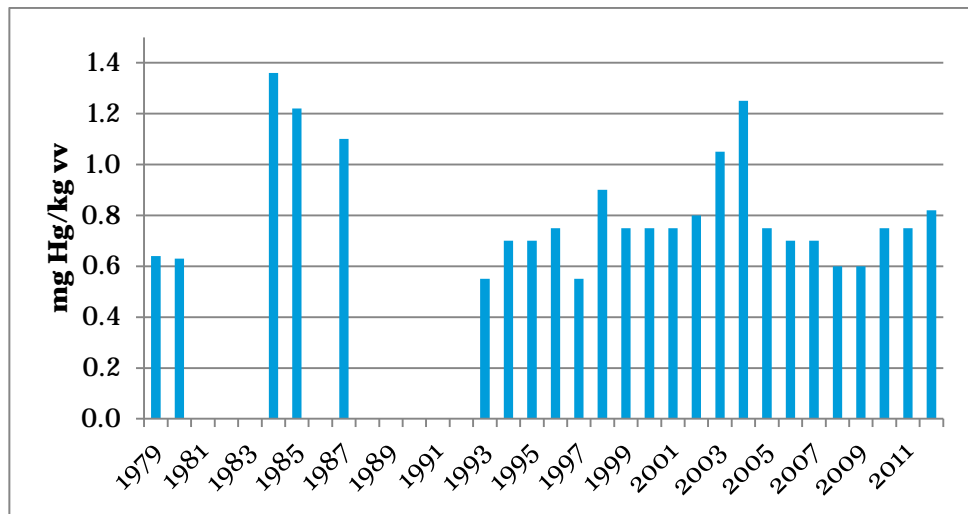
Figur 16 Tidsutveckling för kvicksilverhalten i ytsediment från Gävle yttre fjärd. Data från Hansson (1999), WSP (2006), Lst (2012).



Figur 17 Tidsutveckling för kvicksilverhalten i fisk från Gävle yttre fjärd normerad till trehektosabborre. Data från nationella databasen för miljögifter i biota (www.ivl.se); Danielsson et al. (2014); Karlsson & Sandström (2014).

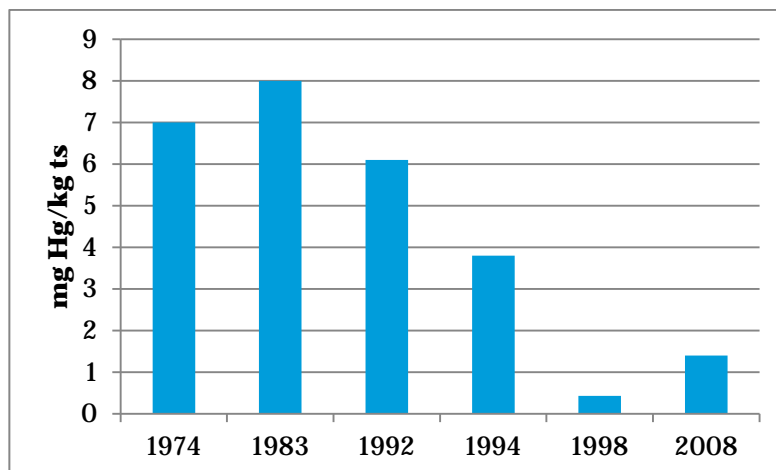
Nyligen genomförda sedimentundersökningar i sjön Grycken, recipient till Grycksbo pappersbruk (GVT, 2014), visar på kvicksilverhalter runt 1 mg/kg ts i ytsediment från ackumulationsbottnar medan halten längre ned i kärnorna låg på cirka 1,5 mg/kg ts. Detta indikerar en avklingning av kvicksilvertillförseln till sjöns ekosystem. I detta fall har kvicksilvret sitt huvudsakliga ursprung i användning som slembekämpningsmedel i produktionen och som förorening av processkemikalier (lut). I Gryckens nordvästra del har det avsatts en fiberbank med förhöjda halter av kvicksilver och andra föroreningar. I fisk från Grycken finns en lång tidserie avseende halter av kvicksilver (Fig. 18) som visar att halterna med viss mellanårsvariation ligger runt 0,7 mg/kg vv i en-kilos gädda. Under 1980-talet steg halterna till uppemot 1,4 mg/kg vv, vilket tolkades som en effekt av förbättrade syrgasförhållanden efter nedläggning av sulfitmassafabriken (Lindeström, 1988;

Regnell & Ewald, 1991). Även 2003 och 2004 översteg kvicksilverhalterna 1 mg/kg vv. Förhöjda kvicksilverhalter i fisk har även registrerats i andra svenska undersökningar från dessa år (Åkerblom et al., 2014) men orsaken till de högre halterna är inte klarlagd.

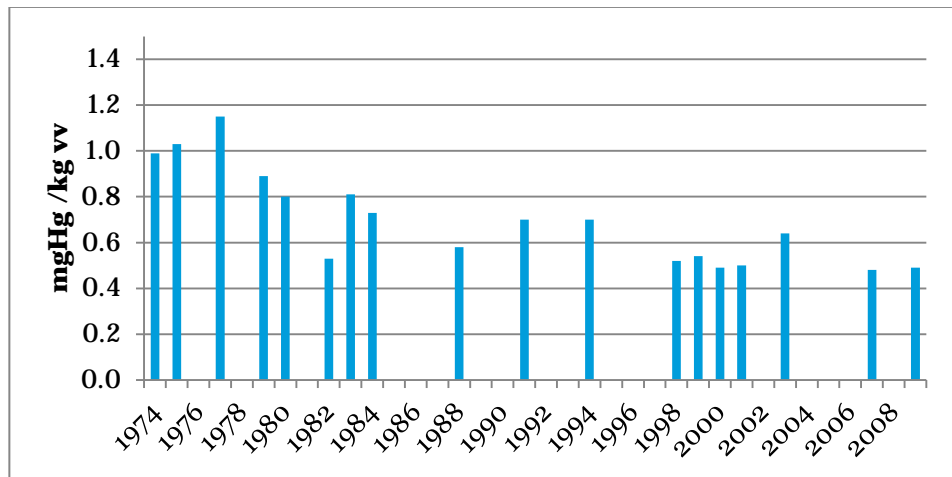


Figur 18 Tidsserie avseende kvicksilverhalt i en-kilos gädda (ekvivalent med tre-hektos abborre) i Grycken 1978-2012. Från GVT (2014).

Kattfjorden vid Vänerens norra strand har sedan 1920-talet varit kvicksilverbelastad genom utsläpp från framförallt en klor-alkalifabrik belägen intill Skoghallsverken. Utsläppen reducerades kraftigt omkring år 1970. **Figur 19** visar haltutvecklingen över tid för kvicksilver i sediment och i **Figur 20** ges motsvarande för fisk. Det kan konstateras att det skett en avklingning av kvicksilverhalterna i både sediment och fisk.

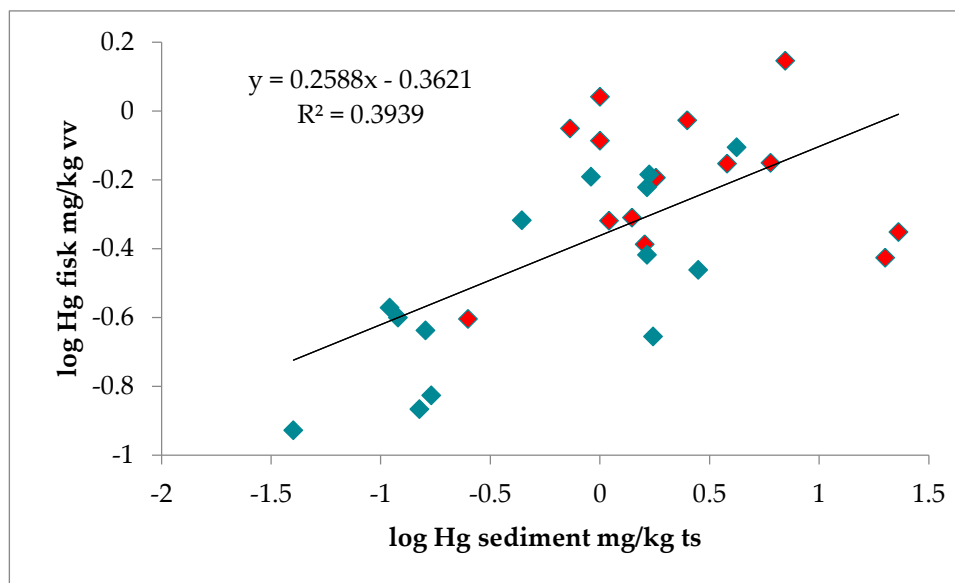


Figur 19 Tidsutveckling för kvicksilverhalter i ytsediment från Kattfjorden. Efter Norborg, 2009.



Figur 20 Tidsutveckling för Hg-halter i fisk (en-kilosgädda ekvivalent med tre-hektos abborre) från Kattfjorden. Efter Sjölin, 2012.

Det synes inte föreligga ett enkelt dos-respons samband mellan Hg-halter i sediment och fisk, vilket åskådliggörs av **Figur 21** där halter från ett större antal områden inkluderande skogsindustrirecipienter och ett antal områden i Östra Svealand (Karlsson & Elving, 2009) redovisas.

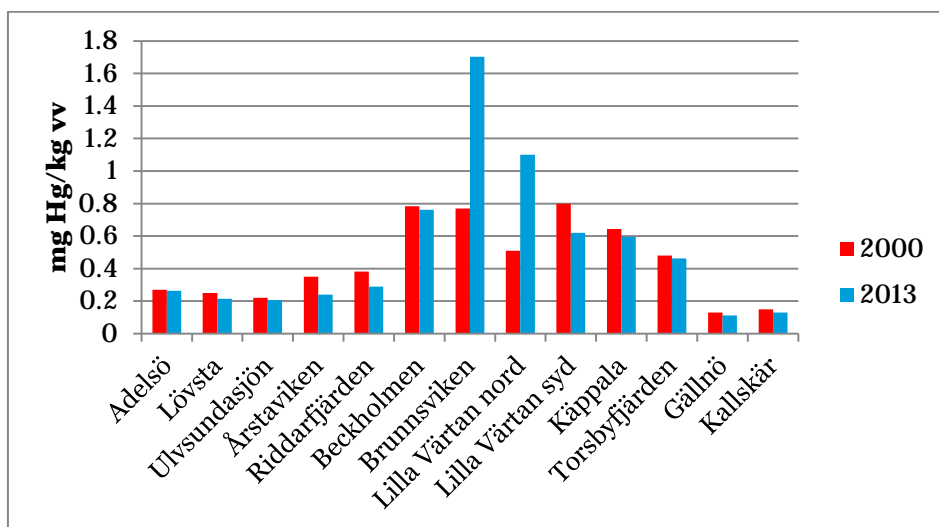


Figur 21 Korrelation mellan logaritmerade halter av Hg i sediment och fisk från aktuella skogsindustrirecipienter (blå) och vattenområden i Östra Svealand (röda). Data från Karlsson & Elving (2009).

Detta illustrerar en viktig princip när det gäller kvicksilvers upptag i organismer; nämligen att det i hög grad är olika omgivningsfaktorer utöver tillförseln som påverkar förutsättningarna för metylering och bioupptag (Munthe et al., 2007). Som tidigare nämnts är syreförhållandena (redoxpotential) en sådan faktor där övergången från reducerade till oxiderade anses gynna metylering men även förekomsten av antagonistiskt verkande metalljoner och potentialen för sulfidbindning påverkar kvicksilvers biotillgänglighet (Regnell et al., 2001). I Skönviken är sedimentytan reducerad, vilket kan vara en förklaring till att förutsättningarna för metylering är

begränsade och kvicksilverhalten i fisk förhållandevis låg (Fig. 15). I andra fall, exempelvis Korsnäsrecipienten, har syresituationen gradvis förbättrats, vilket skulle kunna förklara de förhållandevis höga halterna av kvicksilver i fisken där under 1990- och 2000-talet (Fig. 17), analogt med utvecklingen i Grycken (Fig. 18). Ett område där en liknande hypotes förts fram är Brunnsviken i centrala Stockholm där Hg-halterna i fisk nära på fördubblats under det senaste decenniet (Karlsson & Viktor, 2014.). Det är osannolikt att detta beror en ökad tillförsel av kvicksilver men däremot har man i omgångar försökt att med hjälp av pumpar förbättra vattenutbytet och syreförhållandena i området, vilket kan ha lett till ökad metylering.

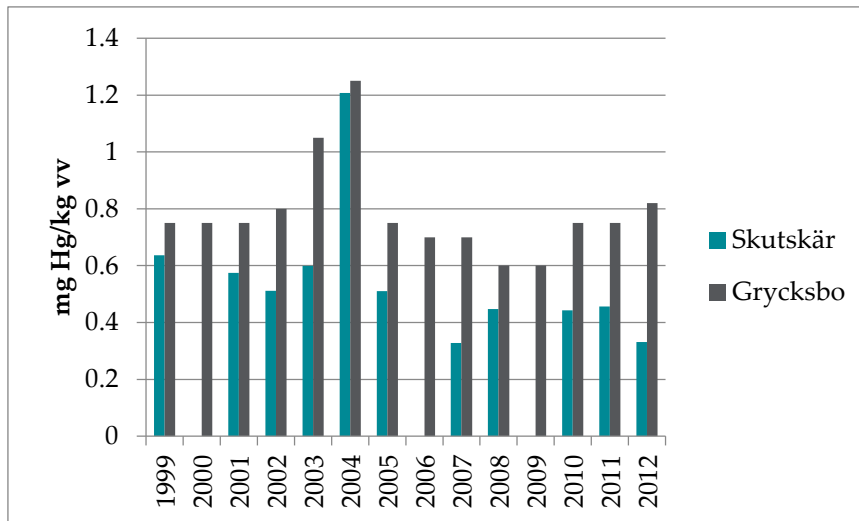
En annan faktor som skulle kunna vara av betydelse är introduktionen av havsborstmask av släktet *Marenzelleria* som på kort tid spridit sig till stora delar av Östersjöns kustnära mjukbottenar. Experimentella studier (Granberg et al., 2008; Josefsson et al., 2010) har visat att denna mask har förmåga att effektivt blanda om (bioturbera) i sedimentlagren och syresätta ned till större djup än vad annan bottenfauna normalt förmår och att detta kan leda till en ökad frigörelse av organiska ämnen. Om detta gäller även för kvicksilver och hur pass ekologiskt relevant det är för verkliga förhållanden i akvatiska ekosystem är inte klarlagt men forskning kring detta pågår bland annat vid Umeå universitet (Tysklind, 2012). I Stockholms innerskärgård skedde under 2000-talet en kraftig expansion av *Marenzelleria* med individtätheter uppemot 5 000 djur/m² (Karlsson et al., 2010b). Detta har dock generellt inte lett till ökande halter av kvicksilver (Fig. 22) eller några andra av de föroreningar som normalt undersöks inom miljöövervakning (Karlsson & Viktor, 2014). Kvicksilverhalten har förvisso ökat i Brunnsviken med det är ett av få områden i innerskärgården som *Marenzelleria* hittills ej koloniserat (Stehn, 2011). Den makroskopiska bottenfaunan i detta område består av enstaka individer av fjädermygglarver (*Chironomider*) och fåborstmaskar (*Oligochaeter*).



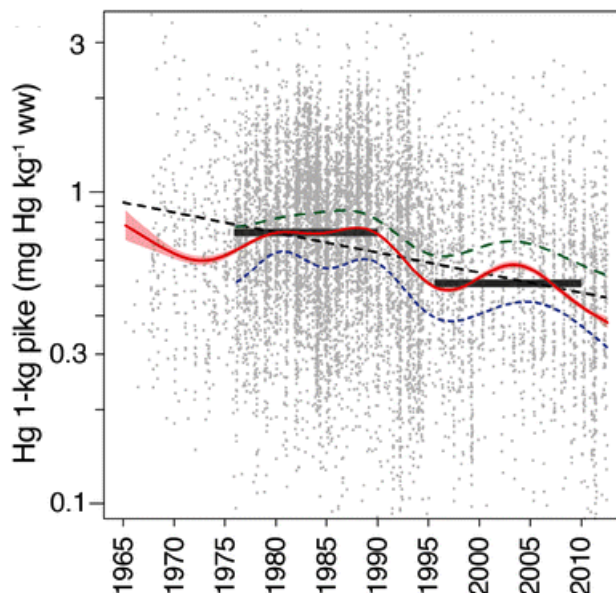
Figur 22 Kvicksilverhalten normerad till tre-hektos abborre i en transekt från Östra Mälaren till Stockholms ytterskärgård. Från Karlsson & Viktor (2014).

Det är även viktigt att peka på att det för kvicksilver finns det en mellanårsvariation som försvårar uttolkningen av data från enstaka år, vilket illustreras av Figur 23 och Figur 24. I början av 2000-talet påbörjades ett arbete med att muddra delar av hamnbassängen vid Skutskärs bruk som innehöll fibersediment med höga halter av kvicksilver. Som framgår av figuren steg kvicksilverhalten i fisk 2004 för att sedan åter sjunka. En tolkning av detta var att muddringen orsakat en mobilisering av kvicksilver till ekosystemet, men som framgår skedde motsvarande

ökning även i Grycken, uppströms i samma vattensystem (Dalälven). I en utvärdering av nationella undersökningar under den senaste femtioårsperioden (Åkerblom et al., 2014.) kan ett liknande förlopp med förhöjda halter runt åren 2003-2004 skönjas (Fig. 24). Haltökningen i fisk utanför Skutskär 2004 skulle således kunna bero på en storskalig naturlig fluktuation. Generellt har kvicksilverhalterna i fisk från svenska inlandsvatten och kustområden visat en avtagande trend under de senaste femtio åren (Fig. 24).

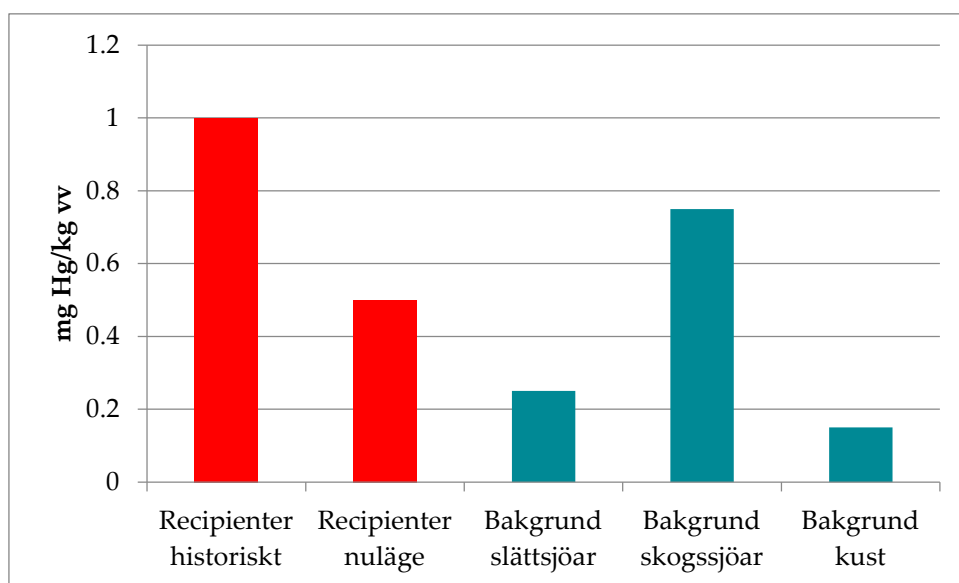


Figur 23 Halter av kvicksilver i fisk (normerat till tre-hektos abborre/en-kilos gädda) i recipienterna till Skutskär, data från Grahn (2013) respektive Grycksbo 1999-2012 data från GVT (2014). 2004 noteras en haltförhöjning i bägge systemen.



Figur 24 Normerade kvicksilverhalter i en-kilos gädda 1965-2012 från svenska insjöar baserat på analyser fisk från drygt 10 000 fångstillfällen. Den röda linjen visar tidsutvecklingen analyserad med en icke-parametrisk metod (GAM) medan den svarta streckade linjen visar en linjär regressionsmodell. De gröna och blå streckade linjerna indikerar skillnaden mellan kalkade (gröna) och icke kalkade (blå) sjöar. De svarta heldragna linjerna visar medelvärdet för perioden 1976-1990 (0,74 mg/kg vv) respektive 1998-2012 (0,52 mg/kg vv). Från Åkerblom et al. (2014).

Sammanfattningsvis kan konstateras att skogsindustrin och därtill associerad klor-alkaliindustri historiskt varit en betydande källa till kvicksilvers förekomst i den svenska miljön. Den successiva utfasning av användningen som framförallt ägde rum under 1960- och 1970-talet har resulterat i sjunkande halter i skogsindustrins recipienter, vilken följts genom övervakning i sediment och fisk. Av de totala mängder av kvicksilver som tillförs miljön är det en bråkdel som metyleras och blir biotillgängligt. Metyleringsprocessen påverkas av olika omgivningsfaktorer varför kopplingen mellan halter och mängder i sediment och upptag i organismer inte kan förklaras enbart med ett dos-responssamband. Typiskt har halter i gädda och abborre av konsumtionsstorlek i kvicksilverbelastade skogsindustrirecipienter minskat från nivåer på 1970- och 1980-talet runt 1 mg/kg vv till idag cirka 0,5 mg/kg vv. Detta kan jämföras mot ett typiskt bakgrundsvärde i näringsrika sjöar på cirka 0,25 mg/kg vv och i av punktkällor opåverkade kustområden cirka 0,15 mg/kg vv medan fisk från skogssjöar typiskt håller halter runt 0,75 mg/kg vv (Fig. 25).



Figur 25 Generaliserad bild av haltutveckling i fisk (en-kilos gädda/tre-hektos abborre) i kvicksilverbelastade recipienter jämfört mot bakgrundsvärden i olika vattenmiljöer. Data från nationella databasen för miljögifter i biota 2000-2014 (www.ivl.se).

Sedimentologiska processer såsom fastläggning genom överlagring och borttransport genom erosion bör framöver leda till fortsatt sjunkande halter i miljön utanför fabrikerna, men olika omgivningsfaktorer, exempelvis ändrade redoxförhållanden och bioturbationsmönster skulle, åtminstone tillfälligt, kunna leda till ökande halter. Betydande mängder av kvicksilver finns upplagrade i recipienternas botten; det är därför viktigt att, trots den generellt positiva utvecklingen som kan konstateras från denna utvärdering, även framledes följa kvicksilverhalternas utveckling i olika matriser i recipienterna.

3.2.1.2 Övriga metaller

Nedanstående bedömning avser spårämnesmetaller som traditionellt mäts inom miljöövervakningen (arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink). Dessa metaller har sitt huvudsakliga ursprung i vedråvaran, till skillnad från kvicksilver som behandlats i föregående avsnitt av rapporten. Jordmänen och den atmosfäriska depositionen vid trädens växtplats avgör vilka metaller som inlagras i veden. Undersökningar av ett stort antal skogsindustriella avloppsvatten har visat att metaller i allmänhet förekommer i låga halter i avloppsvatten från processen. Hantering av stora mängder ved ger dock signifikanta utsläpp (Tab. 4). Historiskt har tillverkning av svavelsyra genom rostning av svavelkis för sulfitmassaproduktion och därigenom bildad, så kallad kisaska, varit en källa till metallförorening i anslutning till fabriker som använt sig av denna process. Tidigare utsläpp av kisaska och läckage från områden där kisaska använts som utfyllnadsmaterial påträffas idag som förhöjda halter av metaller i sediment (Apler et al., 2014).

Tabell 4 Genomsnittliga årliga metallutsläpp till vatten (2002-2012) från aktuella fabriker

Utsläpp kg/år	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Karlsborg	7	11	53	57	45	11	1246
Domsjö	4	16	71	137	84	28	2287
Östrand	30	31	90	578	108	42	2974
Iggesund	33	12	157	159	123	44	2122
Vallvik	0,8	13	106	218	68	109	1144
Norrsundet	30	6	24	37	26	17	788
Korsnäs	93	27	238	337	155	98	3901
Grycksbo	0,6	0,4	0,6	20	11	0,8	26
Frövi	14	12	36	39	34	43	1172
Skoghäll	28	13	169	284	108	40	2442
Mönsterås	17	9	35	72	65	45	3211

Biologiska skogsindustriella reningsanläggningar är i allmänhet inte effektiva när det gäller att reducera metallhalter i utgående processavloppsvatten. I Sverige är utsläppen av metaller från skogsindustrin normalt heller inte reglerade av villkor. Åtgärder för att begränsa utsläppet av kadmium har emellertid börjat diskuteras då det finns nationella miljömål att begränsa spridningen av kadmium. Vid Gruvöns bruk har man utvecklat en metod att behandla elfilterstoftet och därvid fälla ut kadmium. När slammet från elfilterstoftet blandas med grönlutsslam bildas kadmiumsulfid som är en stabil förening med låg löslighet och god stabilitet mot lakning i sur miljö. Uppföljningar visar att ca 80 % av det kadmium som ingår i uttaget elfilterstoft avskiljs. Skoghallsverken har installerat ett liknande reningskoncept.

Omfattande studier av metallutsläpp från skogsindustrier har konstaterat att dessa utsläpp inte medför någon allmän förhöjning av metallhalter i organismer i mottagande recipient, även om utsläppen ofta kan påvisas i sediment (Lindeström & Sangfors, 1992). Det har uttolkats som att metallerna i de skogsindustriella avloppsvattnen är hårt bundna till organiskt material och därmed har en relativt låg biotillgänglighet.

Ett exempel på detta kan hämtas från recipienten till Frövifors bruk (Karlsson, 2002). Fabriken har en långtgående biologisk rening av sitt avloppsvatten i en långtidsluftad aktiv slamanläggning kompletterat med kemiskt polersteg. Avskiljningen av metaller är dock begränsad. Primärrecipient är vattendraget Arbogaån med en medelvattenföring på ca 15 m³/s. Således är utspädningsförhållandena begränsade och en förhöjning av metallhalter i vattenmassan

nedströms utsläppspunkten kan registreras. Fortlöpande undersökningar av bl.a. vattenmossa och bottenlevande djur har emellertid inte visat på något accentuerat metallupptag i organismer nedströms fabriken. Det faktum att metallhalterna i vattenmossa nedströms fabriken var lägre jämfört med uppströms tyder snarare på att massbruksavloppet i sig minskar metallers biotillgänglighet genom att organiskt material från utsläppet komplexbinder en del av metallerna och/eller att salterna i utsläppet konkurrerar med metalljonerna om att tas upp i mossan.

Ett annat exempel kan hämtas från Iggesunds bruk vars primärrecipient Gårdsfjärden är en avsnörd kustvik i södra Bottenhavet med begränsade utspädningsförhållanden. 2009 undersöktes halter av metaller i abborre från recipienten och ett referensområde (Grotell, 2010). Metallhalterna var inte förhöjda i fisken som fångats utanför bruket. Vid tidpunkten för undersökningen renades utsläppet från Iggesunds bruk i en luftad damm utan någon nämnvärd avskiljning av metaller.

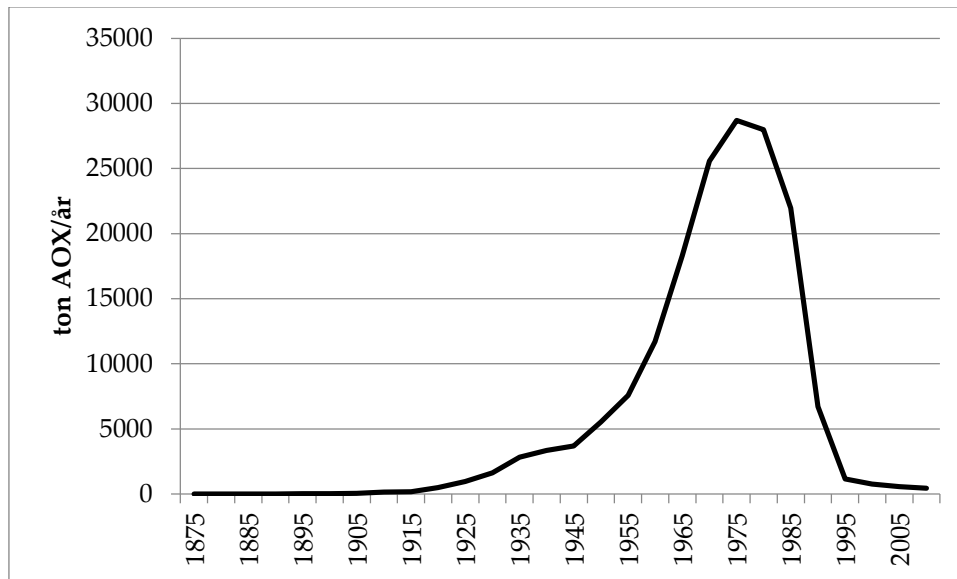
Ytterligare ett exempel på där frågeställningen kring metallutsläpp studerats utgör recipienten till Billingsfors bruk, sjön Laxsjön i Dalsland (Karlsson, 2004). Undersökningar av bottenlevande djur (Lindeström & Sangfors, 1992) och vildlevande fisk (Grotell & Sangfors, 1997) indikerar att brukets utsläpp av metaller inte leder till förhöjda halter i organismer i recipienten trots att denna är att betrakta som oligotrof (näringsfattig) och därmed extra känslig för extern tillförsel, eftersom den samlade mängden biomassa är liten (Skei et al., 2001). Kadmiumhalten var något förhöjd i abborrlever medan halterna i bottenfauna och vattenmossa var högre i uppströms liggande referensområde.

Sammantaget kan konstateras att massproduktion medför ett restutsläpp av metaller i proportion till mängden massaved som hanteras i processen och vedens innehåll av metaller, vilket i sin tur beror på trädens växtplats. Det finns inga indikationer på att dagens utsläpp av metaller från massaproduktion ger upphov till oönskade miljöeffekter i form av påverkan på eller ett generellt ökat upptag av metaller i organismer. Det är emellertid av fortsatt vikt att övervaka områden med höga metallhalter i sedimenten för att säkerställa att det inte sker någon mobilisering till vattenmassan och organismer i de bentiska ekosystemen.

3.2.2 Klororganiska ämnen

3.2.2.1 Summaparametrar

Direkta mätningar av klorerade organiska ämnen i skogsindustriella avloppsvatten och mottagande vattenmiljöer började utföras i slutet av 1970-talet. Detta har skett genom mätningar av TOCl (totalt organiskt bundet klor) och senare av AOX (absorberbar organisk halogen). Uppskattningar av AOX utsläpp från massbruken dessförinnan baseras på uppgifter om klorförbrukningen (Norrström & Karlsson, 2015). Koncentration av AOX ger dock inte någon information om sammansättningen av det klorerade organiska materialet. Kemiska karakteriseringar har visat att kloreringsgraden av enskilda molekyler har minskat kraftigt under den stegvisa ersättningen av klor med klordioxid i bleksekvenserna (Mörck et al., 1992). Analyser som genomförts på ett stort antal avloppsvatten från sulfatmassablekerier har visat att efter införandet av ECF-blekning förekommer endast mono- och diklorerade fenolära föreningar medan drygt hälften av de klorerade fenolära föreningarna i avloppsvatten från klorblekning var tri- och tetraklorerade. Mono- och diklorerade föreningar bryts snabbt ner i biologiska reningsanläggningar och i recipienter (SSVL 1995). I **Figur 26** ges en uppskattning av den svenska skogsindustrins totala utsläpp av AOX över tid.



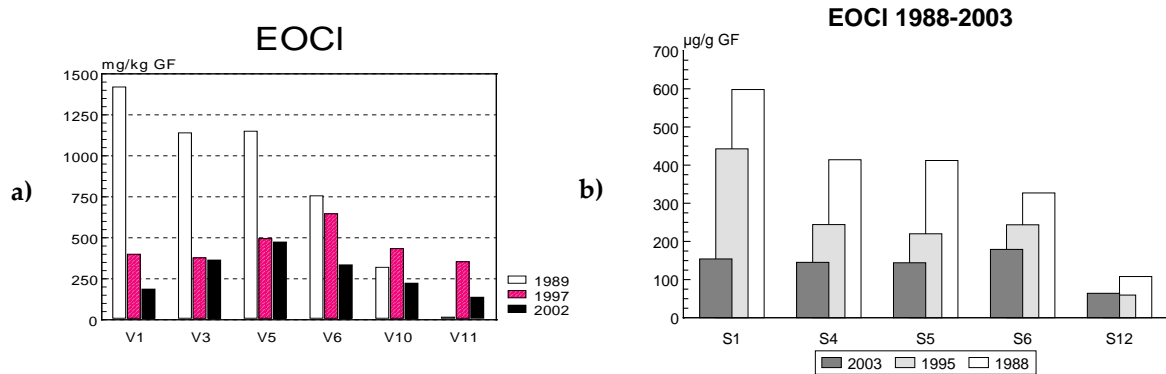
Figur 26 Utsläpp av AOX från tillverkning av massa och papper 1880 till idag. För perioden 1880 till cirka 1980 beräknade utsläpp, från 1980 baserat på mätdata från Naturvårdsverket och Skogsindustrierna. Från Jerkeman & Norrström (manuskript).

Flera studier har visat att ytvatten naturligt innehåller klorerat organiskt material som ett resultat av mikrobiella aktiviteter och olika abiotiska processer bland annat vulkanism, skogsbränder och kemiska reaktioner i atmosfären (Dahlman et al., 1993; Gribble, 1992; 1996; Grimvall et al., 1994; Landner et al., 1995). Den naturliga bildningen av klororganiskt material varierar från plats till plats, men det är uppenbart att evolutionen har pågått i miljöer som innehåller en mängd naturligt klorerade föreningar.

Landner et al., (1995) studerade den naturliga produktionen av klorerade föreningar i jord, vatten och luft. Det totala förrådet av AOX i svensk mark uppskattades till 5,2 megaton klor respektive i sediment till 2,2 megaton klor. Två tänkbara mekanismer för klorering av humus har identifierats. Den första bygger på en observation att ett enzym i vissa jordbakterier, i närvaro av klorid och väteperoxid, kan klorera organiskt material (Asplund et al., 1993). Den andra mekanismen som identifierats är att ligninbrytande svampar kan producera lågmolekylära organiska klorföreningar som sedan ingår i humus (de Jong et al., 1992). Cirka 2 500 naturligt bildade halogenerade ämnen har identifierats (Gribble, 1996). De klorfenoler som idag bildas vid ECF-blekning är i regel mindre klorerade än de föreningar som naturligt bildas (Dahlman et al., 1993). Asplund (1992) har beräknat den årliga flodburna transporten av AOX i Sverige till cirka 5000 ton/år, vilket kan jämföras med maximala utsläppen från massaindustrin runt 1970 på cirka 30 000 ton/år och dagens utsläppsnivåer på cirka 500 ton/år (**Fig. 26**).

I sediment har klorerade föreningar ofta mätts som EOCl (extraherbart organiskt bundet klor). EOCl liknar AOX i den meningen att det är en summarparameter, praktisk och ganska enkel att analysera men den ger ingen information om vilka klorerade ämnen som faktiskt finns i provet. Ett naturligt bakgrundsvärde för EOCl i ytsediment i sjöar och kustnära områden i Sverige har bedömts ligga på nivån 10-30 µg/g GF (Håkanson et al., 1988). I de öppna delarna av Östersjön har studier visat på bakgrundshalter av EOCl på cirka 3-20 µg/g GF (SEPA, 1993). I recipienter till fabriker som producerat blekt massa genom att använda elementärt klor förekommer ofta förhöjda nivåer av EOCl i sediment i karakteristiska mönster, med de högsta halterna närmast fabriken och avtagande halter med ökande avstånd (Håkanson et al., 1988). De kraftigt reducerade utsläppen av

klorerat material under 1990-talet (**Fig. 26**) har manifesterats i successivt minskande halter av EOCI i sedimenten. **Figur 27** visar utvecklingen från slutet av 1980-talet fram till början av 2000-talet för halter av EOCI i ytsediment (0-2 cm sedimentdjup) i norra Vänern, recipient för bland annat Skoghalls och Gruvöns bruk, och Yttre Oslofjorden, recipient för den numera nedlagda Tofte sulfatmassafabrik. Under den undersökta perioden reducerades utsläppen av AOX med cirka 95 % vid de tre bruken.



Figur 27 EOCI-halt (mg/kg GF= µg/g GF, GF=LOI) i ytsediment från recipienter till massfabriker med blekeri i a) Vänern (Värmlandssjön) 1989-2002, avståndet till industrin ökar från V1 till V11, b) Yttre Oslofjorden 1988-2003, avståndet till industrin ökar från S1 till S12. Från Grahn, 2003; 2004.

Minskningen av EOCI-innehållet i ytsediment över tid är ett resultat av en kombination av nedbrytning och översedimentering. Studier har visat en årlig nedbrytning av EOCI med nivån 10-15% under aeroba förhållanden (SEPA, 1993). Nedbrytningshastigheten för huvuddelen av det tidigare restutsläppet av klorerat material är således väsentligt högre än för de mer persistenta och specifika klorföreningar som diskuteras i följande avsnitt. Såvitt känt är har inga analyser av EOCI i svenska sediment utförts sedan 2005, då det genomfördes bottenundersökningar i Kattfjorden i Vänern inför dragningen av en landanslutningskabel från en sjöförlagd vindkraftpark (Malmaeus & Karlsson, 2005). Vid detta undersökningstillfälle, där olika botten typer undersöktes, varierade halten i ytsediment mellan 10 och 200 mg/kg GF, respektive i djupare sedimentlager mellan 30 och 900 mg/kg GF. Detta kan jämföras mot halten i samma område i slutet av 1980-talet på närmare 1 500 mg/kg GF i ytsedimentet (stn. V1, **Fig. 27**).

3.2.2.2 Fenolära ämnen

Ett omfattande identifieringsarbete av de olika blekerilutarnas innehåll av främst lågmolekylära substanser utfördes av STFI under 1970-talet. Den ökade kunskapen och analysinstrumenteringens snabba utveckling ledde till att en mängd av de lågmolekylära komponenterna kunde identifieras. Bland de grupper som identifierades riktades intresset mot klorfenolära substanser som till sin struktur liknade växtbekämpningsmedel baserade på triklorfenoxiättiksyra. I avlutarna identifierades olika isomerer av di, tri och tetra klorfenol samt di, tri och tetraklorguajakol samt olika varianter av hydroxybensoesyror. Vilka störningar som dessa lågmolekylära komponenter kunde bidra till i skogsindustrirecipienter var vid denna tidpunkt dåligt undersökt. Kanadensiska undersökningar av enskilda ämnen isolerade ur blekeriavlutar visade att tetraklorguajakolen uppvisade den kraftigaste akuta toxiciteten mot fisk med ett LC 50 (96 h) värde på 0,32 mg/l (Leach & Thakore, 1973) Av övriga undersökta föreningar gav även mono och diklorerade

dehydroabietinsyror samt 3,4,5-triklorguajakol akuta toxiska effekter i koncentrationsintervallet 0,6-0,75 mg/l. Dessa fyra substanser samt 9,10-epoxistearinsyra utgjorde 90 % av den akuta toxiciteten mot fisk från ett alkalisteg. (Leach & Thakore, 1975).

De lågmolekylära substanser vars ursprung kunde kopplas direkt till ligninstrukturer visade sig även bioackumuleras i fisk. Substansernas fettlöslighet var direkt kopplat till hur många klor som ringstrukturen innehöll. Både laboratoriestudier och fångst av vild fisk visade på BCF värden (anrikningsfaktorer) på 1800 för 3,4,5-triklorguajakol och 300 för tetraklorguajakol. Vidare studier av lågmolekylära substanser indikerade att en bakteriell omvandling via metylering av guajakoler till veratroler skedde ute i recipienten. Dessa neutrala substanser, med upp till fyra klor på ringstrukturen om dess ursprung var tetraklorguajakol, visade sig vara minst lika toxiska som ursprungssubstanserna och visades kunna ge upphov till ryggsträngskrökningar och ödembildning hos nykläckta yngel (Neilson et al., 1984). En ytterligare faktor som gjorde dessa omvandlingsprodukter oönskade var att deras fettlöslighet ökade med en tiopotens och att deras bioackumuleringspotential i vattenlevande organismer var lika hög som vissa PCB- kongener samt DDT och dess nedbrytningsprodukter.

Vid samtal med fritids- och yrkesfiskare framkommer att nuvarande fångster innehåller ytterst få skadade och/eller deformerade fiskar i recipienter till bruken. Om fatala skador uppstår dör fiskarna och de äts upp eller bryts ned snabbt och återfinns troligen inte i någon fångst. Skulle däremot subletala effekter kvarstå i recipienter som belastats med organiska klorföreningar som omvandlats till mer lipofila stukturer som även ger morfologiska skador borde rimligtvis även en förhöjd deformationsfrekvens kvarstå och synas på de lokala fiskpopulationerna. Klorfenolära ämnen binds i hög grad till partikulärt material och lagras in i sedimenten i anslutning till bruken. Så länge dessa sediment är strikt anaeroba sker en begränsad nedbrytning/omvandling av ursprungssubstanserna. En oxidering genom förbättrade syreförhållanden i vattenmassan följt av bioturbation av sedimentlevande djur skulle kunna starta en omvandlingsprocess av t.ex. guajakoler till veratroler. Huruvida denna process är möjlig och vilka eventuella störningar den skulle ge upphov vid de recipientförhållanden som generellt råder i dagsläget är inte undersökt.

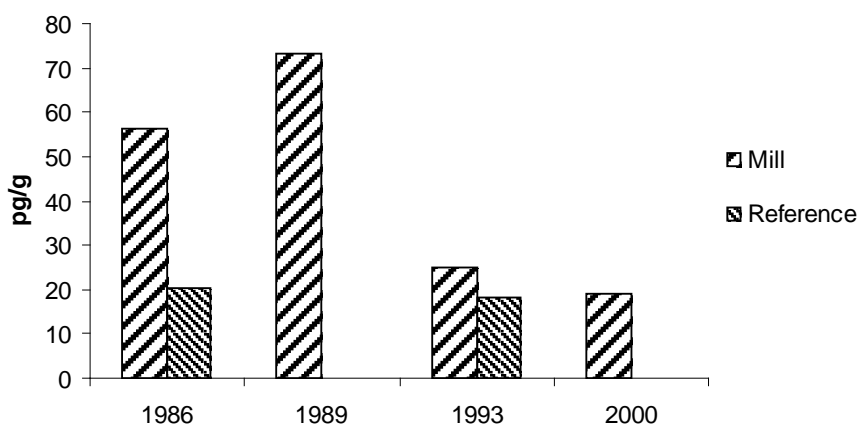
3.2.2.3 Dioxiner och furaner

Ett uppmärksammat miljöproblem i Östersjön, Väneren och Vättern är förekomsten av klorerade dioxiner och furaner (PCDD/Fs) i fet fisk, som bland annat begränsar möjligheten att saluföra arter som lax, öring, röding, sik och strömming på den europeiska marknaden. Vid en jämförelse mellan olika delar av Östersjön finner man de högsta halterna av PCDD/Fs i strömming i södra Bottenhavet även om de visar en avtagande tidstrend jämfört mot historiska nivåer (Nyberg et al., 2012). Vid undersökningar av havsörnsägg insamlade i egentliga Östersjön respektive södra Bottenhavet förelåg emellertid inga signifikanta skillnader i PCDD/F-innehåll mellan områdena (Nordlöf et al., 2012). Idag är den största källan till nytillskott av PCDD/Fs i Östersjön atmosfärisk deposition med ursprung i förbränningsprocesser (Naturvårdsverket, 2013). Det går inte att med säkerhet ange orsaken till de höga halterna i södra Bottenhavet, men sannolikt beror de på historisk belastning (Håkanson et al., 1988) i kombination med speciella ekologiska, geologiska och hydrologiska betingelser såsom strömmingens födoval, biologisk utspädning, landhöjning och coriolisdrivna kustströmmar (Malmaeus & Karlsson, 2008).

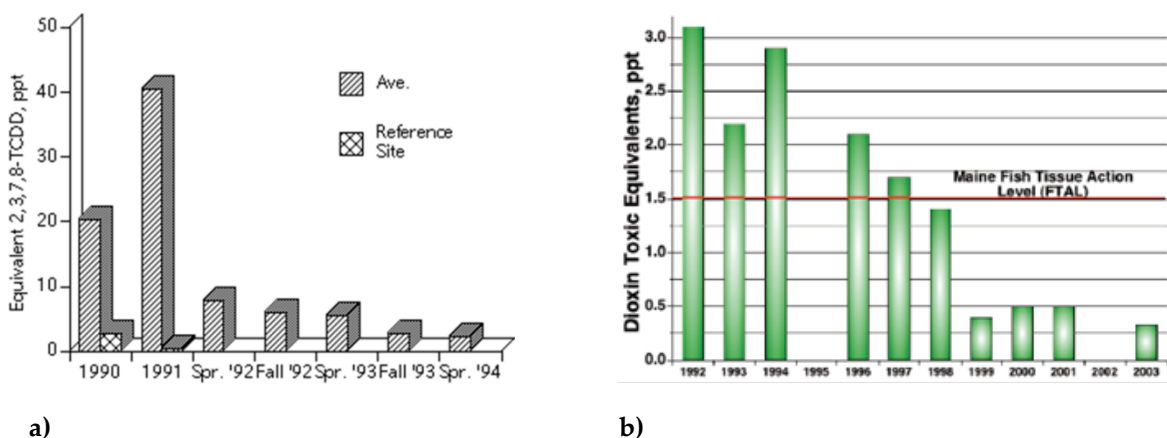
På 1980-talet upptäcktes förhöjda halter av PCDD/Fs i sediment och biota utanför svenska massablekier (Södergren, 1989; Jonsson et al., 1993), vilket ledde till processförändringar i bleksekvenserna och att elementärt klor i början av 1990-talet fasades ut som blekningskemikalie. Efter införandet av klorgasfri blekning av massan och andra processförändringar, vilket väsentligt reducerade utsläppen av klorerat material (**Fig. 26**) ansågs dioxinproblematiken löst då påvisbara halter i avloppsvattnet ej längre kunde detekteras. Under senare år har emellertid undersökningar i

sediment (Sundqvist et al., 2007) och abborre (Olsson et al., 2005) antytt att halterna fortfarande är förhöjda i dessa matriser nära massafabrikerna. Det skulle kunna förklaras av att historiska utsläpp lagrade i sediment fortfarande omsätts i de bentiska ekosystemen eftersom inga av de mätningar som genomförts i fabriksavlopp med aktiv och passiv provtagning under senare år kunnat visa på annat än marginella utsläpp (Malmaeus & Norrström, 2007; Broman et al., 2008).

Utanför Värö Bruk, vars avloppsvatten avleds till Kattegatt har halterna av PCDD/Fs i miljön följts över tid genom analyser av halter i hepatopancreas (organ motsvarande lever och bukspottkörtel) hos vildlevande krabba (Fig. 28). Haltutvecklingen visar en avtagande trend över tid. Liknande mönster har också kunnat skönjas utanför nordamerikanska fabriker (Fig. 29) som i likhet med den svenska skogsindustrin övergav klorgas som blekningskemikalie i början av 1990-talet (Pryke et al., 1995; Pryke & Barden, 2006; Hatfield, 2007).



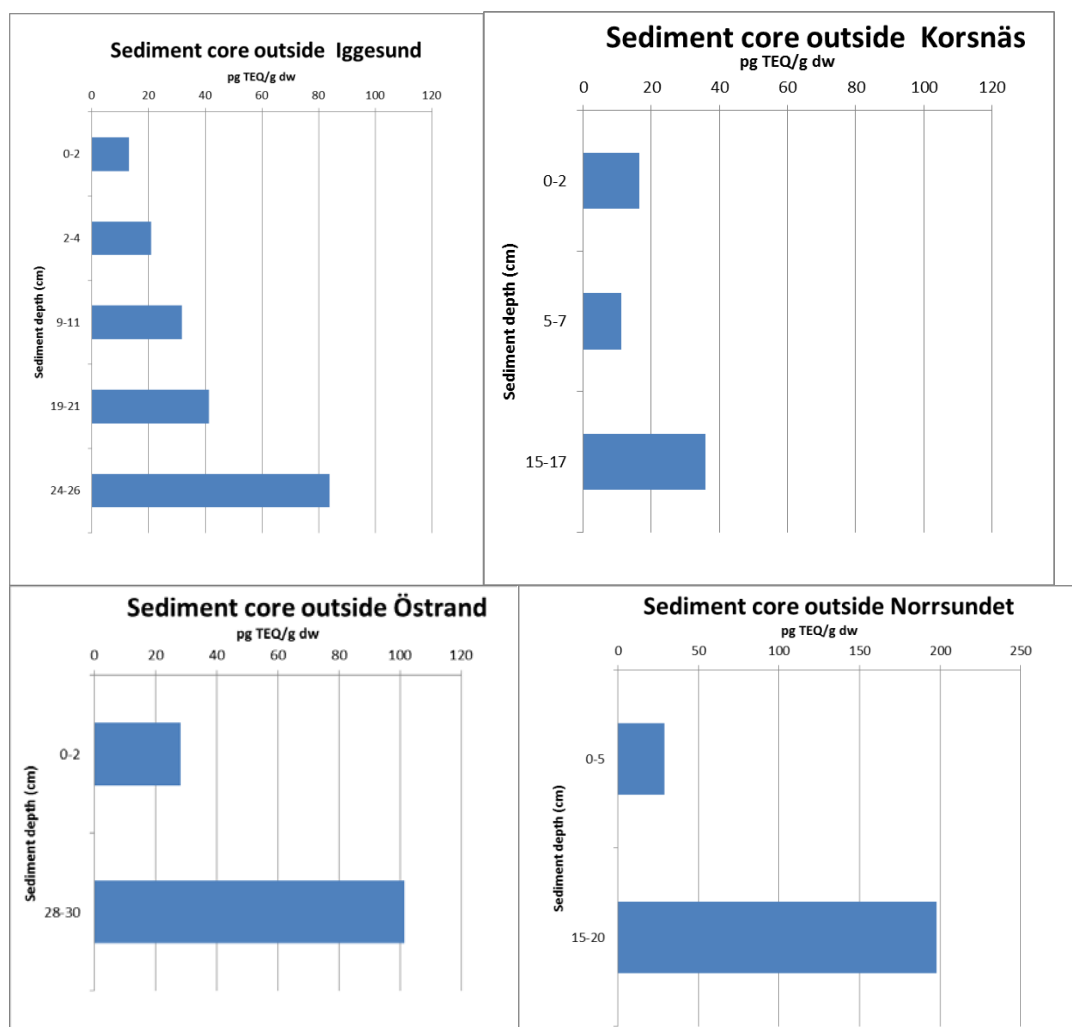
Figur 28 Koncentrationer av dioxiner (pg TEQ/g vv) i krabba (hepatopancreas) i Kattegatt 1986-2000. Från Malmaeus et al., 2012a.



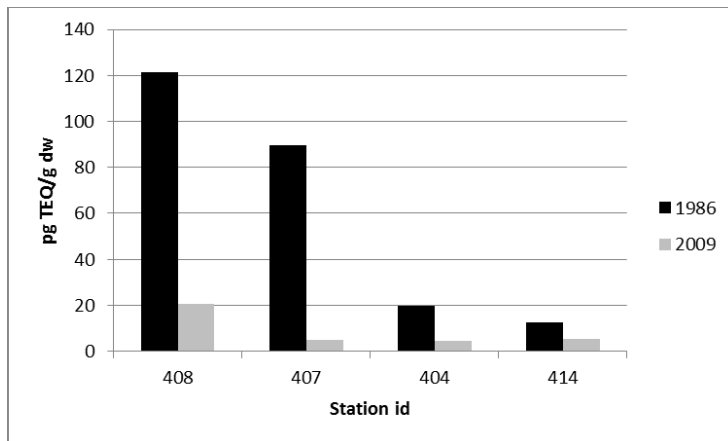
Figur 29 a) PCDD/F-halter (pg TEQ/g) i sik från Wapiti River nedströms sulfatmassabruk i British Columbia, Kanada. Från Pryke et al., 1995 och b) PCDD/F- halter (pg TEQ/g) i vit sugkarp nedströms sulfatmassabruk i Maine, USA. Från Pryke & Barden, 2006. Övergång från klorblekning till ECF-blekning skedde runt 1990.

2009-2011 genomfördes undersökningar i vatten, sediment och biologiskt material utanför ett antal skogsindustrirecipienter längs Bottenhavskusten (Malmaeus et al., 2012a). Övergripande slutsatser från dessa undersökningar var att:

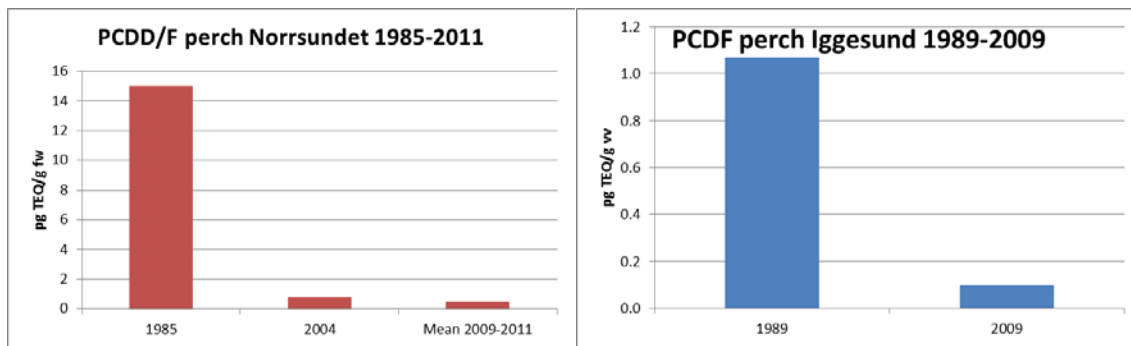
- Den långsiktiga trenden är att PCDD/F-halten sjunker i sediment och fisk (Fig. 30-33), en viktig process som förklarar detta, utöver att den direkta tillförseln upphört, är överlagring av nytt sedimentmaterial som successivt begraver tidigare utsläpp.
- Det finns inget som tyder på att historiska eller pågående utsläpp från skogsindustrin är av betydelse för den storskaliga kontamineringsituationen i fet Östersjöfisk, som lax och strömming, vars samlade dioxininnehåll (TEQ) domineras av bidrag från kongenen 23478-PeCDF. Denna kongen härrör från förbränning, tillförs genom atmosfärisk deposition och ökar inte i betydelse in mot industrierna.
- Historiska utsläpp av PCDD/Fs som lagrats i sediment tycks lokalt kunna påverka halterna i fisk då det finns en stark korrelation mellan halter i sediment och fisk (Fig. 33).



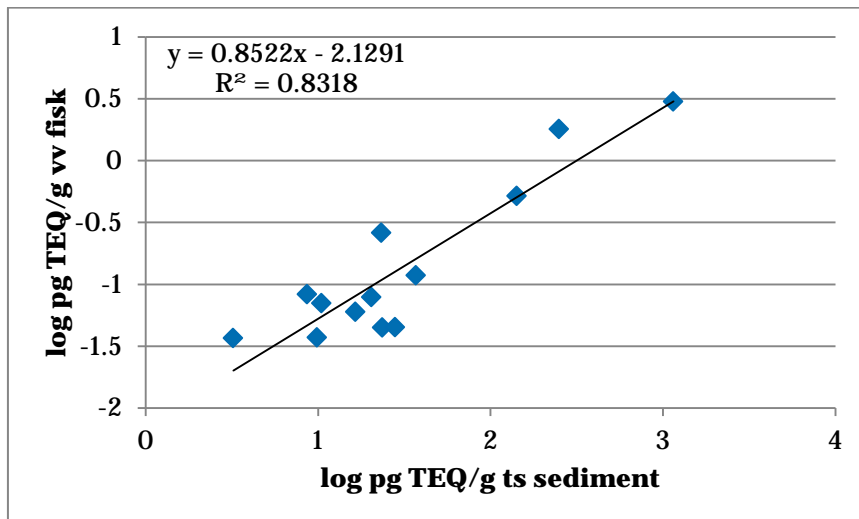
Figur 30 PCDD/F-halter (pg TEQ/ g ts) i sedimentkärnor utanför Iggesunds bruk, Korsnäsverken, Östrandets massafabrik och Norrsundets bruk (annan skala). Från Karlsson & Malmaeus, 2012b.



Figur 31 PCDD/Fs-halter i ytsediment på olika avstånd från Iggesunds bruk (408 1 km- 414 30km). Uppmätta halter 1986 (Jonsson et al., 1993) jämförda mot 2009. Från Karlsson & Malmaeus, 2012b.

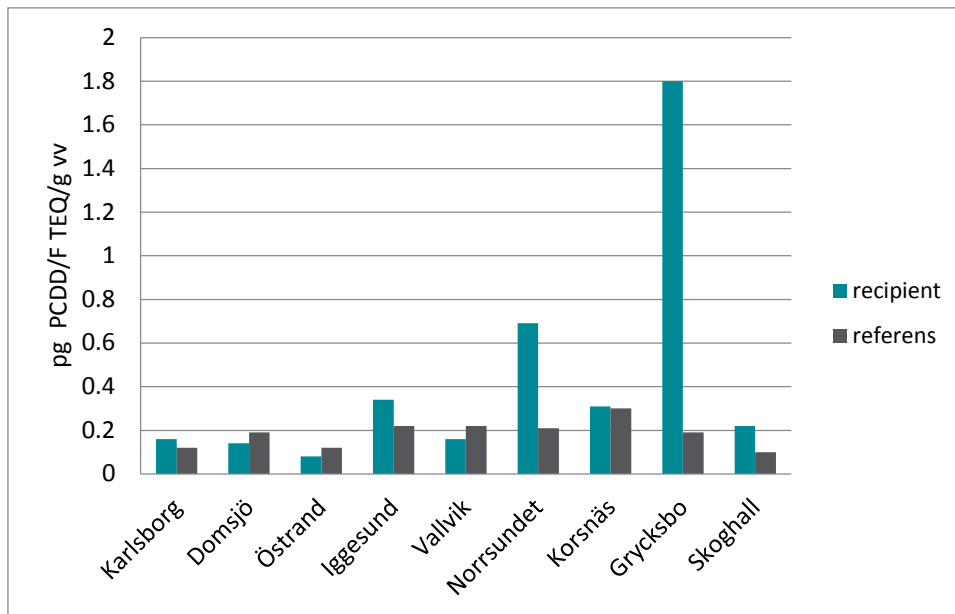


Figur 32 Tidsutveckling avseende PCDD/F-halter i abborre från Norrsundet och Iggesundsrecipienten. Halter 1985 från Södergren (1989). Halter 1989 från Lundgren et al. (1991). Halter 2004 från Olsson et al. (2005). Halter 2009 från Karlsson & Malmaeus, 2012b, fw = vv.



Figur 33 Korrelation mellan logaritmerade halter av PCDD/Fs i fisk (abborre) och sediment från ett antal primärrecipienter till skogsindustrier och klor-alkalifabriker. Modifierad från Malmaeus et al., 2012a.

I **Figur 34** redovisas halter av PCDD/Fs i fisk (abborre) från ett antal recipienter till fabriker med blekeri jämförda mot närliggande referensområden. Det kan konstateras att PCDD/F-halterna i recipienterna i några fall är i nivå med och i några fall är förhöjda gentemot referensområdena. Grycksbo och primärrecipienten Grycken sticker ut med påtagligt förhöjda halter gentemot övriga områden. Detta finns flera faktorer som kan förklara detta bland annat att produktionen av massa, så länge den var i drift fram till 1978, var stor i förhållande till recipientens storlek och vattengenomströmning, att kemikalieåtervinningen var låg eftersom produktionen huvudsakligen skedde med sulfitprocessen, att det råder stationära bottendynamiska förhållanden (liten sedimenttillväxt, resuspension och erosion) samt att recipienten är humös och näringsfattig varför den biologiska utspädningen är begränsad.



Figur 34 PCDD/F-halter i abborre från recipienter till fabriker med blekeri jämförda mot närliggande referensområden. Data från Olsson, opubl.; Malmaeus et al., 2012a; GVT, 2014.

Sammantaget kan konstateras att produktion av blekt kemisk massa historiskt varit en källa till utsläpp av PCDD/Fs som lokalt lett till förhöjda halter i organismer. Utsläppen reducerades kraftigt i samband med övergång till moderna blekningsmetoder i slutet av 1980- och början av 1990-talet, vilket manifesterats i sjunkande halter i sediment och fisk. Fortfarande förekommer lokalt förhöjda halter i recipienter men dessa kommer sannolikt minska ytterligare framöver genom olika sedimentologiska processer. Den storskaliga haltförhöjning som idag påvisas i fet fisk från Östersjön, Vättern och Vänern kan inte kopplas till utsläpp från cellulosaindustri. Trots den generellt positiva bilden av en pågående avklingning, efter det att recipienterna avlastats från tillförsel av PCDD/Fs innebär det faktum att, det fortfarande förekommer förhöjda halter i vissa recipienter, att fortsatt vaksamhet gällande eventuell negativ påverkan på organismer är motiverad.

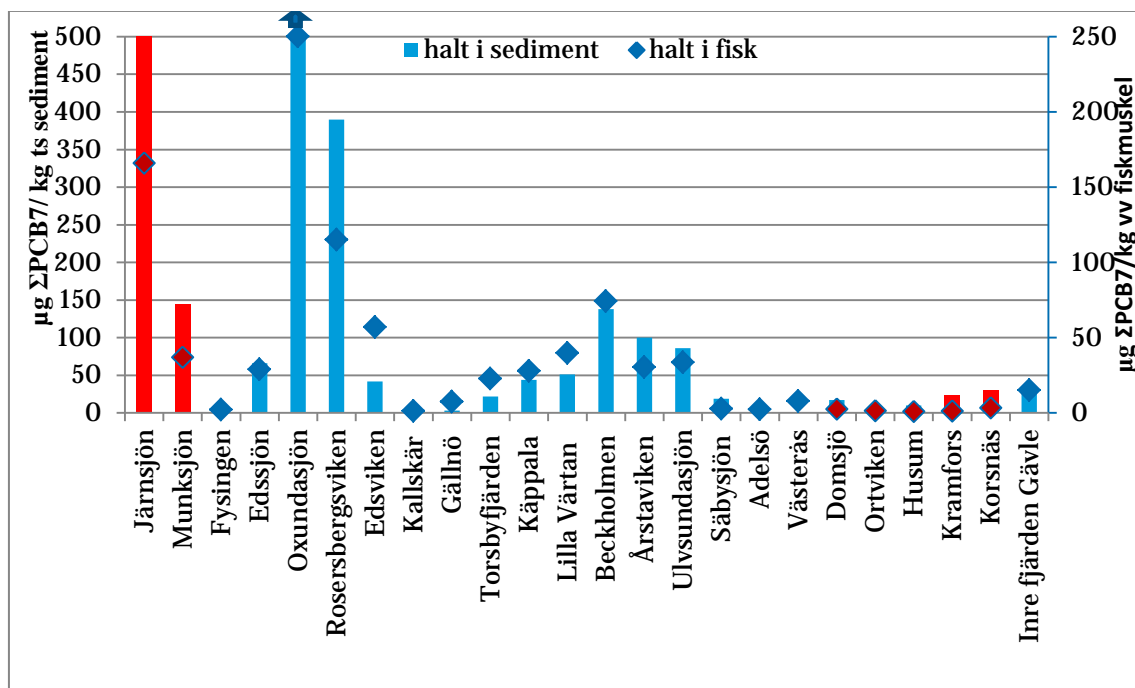
3.2.2.4 PCB och klorerade pesticider

PCB har, såvitt känt är, inte använts som hjälp- eller tillsatskemikalie vid pappers- och massaframställning. Däremot har PCB förekommit som förorening i trycksvärta från vissa typer av returpapper och därigenom har det vid några pappersbruk som använt returpapper som råvara skett betydande utsläpp av PCB. I några fall har sanering av PCB-haltiga massor genomförts,

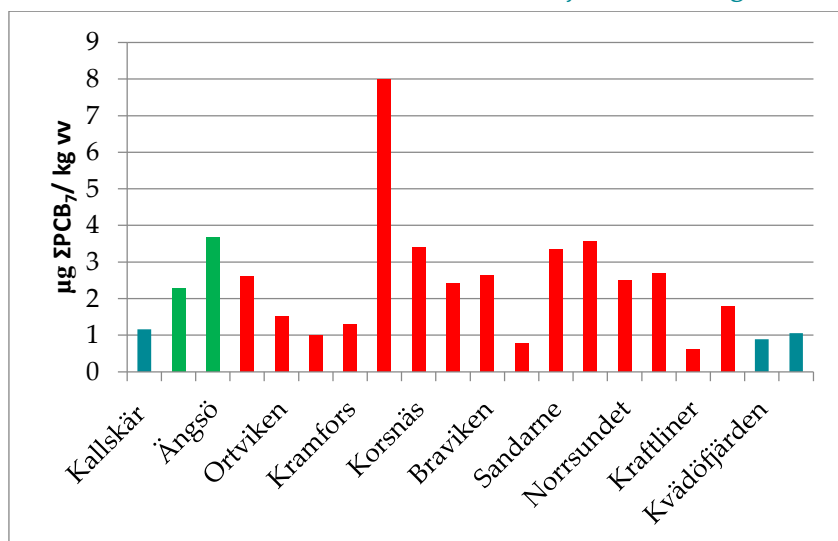
exempelvis ijärnsjön nedströms Nyboholms pappersbruk (NV, 1999) och i Örserumsviken nedströms Westerviks pappersbruk (Palm Cousins et al., 2007). Erfarenheter från Munksjön, primärrecipient till Munksjö pappersbruk, där inga saneringsåtgärder genomförts, tyder på att avklingningen av PCB-halter i sediment och biota går långsamt (Lindeström, 2002). PCB har haft en omfattande användning i samhället som tillsats i hydraul- och transformatorolja och fogmassor i byggnadskonstruktioner. En möjlig förklaring till förhöjda halter recipienter är därför närheten till urbaniserade områden och givetvis också att det förekommit en hantering av PCB-haltiga oljor i hamnar, ställverk etc. i anslutning till industrierna.

Det är däremot svårare att förstå att DDT och andra klorerade pesticider förekommer i förhöjda halter nedströms bruk, där ämnena inte förekommit i processen. En förklaringshypotes som lades fram under Miljö/Cellulosa-projektet är den så kallade timglaseffekten (Jonsson et al., 1986). Bruket antas fungera som en tratt där massaved som mottagit atmosfärisk deposition av olika föroreningar över ett stort uppväxtområde ansamlas. Även om koncentrationen av föroreningar i veden i sig är låg, så leder det stora virkesflödet till att signifikanta mängder av föroreningar följer med processvattnet för att därefter spridas utåt i recipienten genom en successivt vidgande tratt. Med dagens reningsteknik i skogsindustrin med lägre fiberförluster och hög avskiljning av partikulärt material i externa reningsanläggningar är det sannolikt, att förekomsten av dessa typer av föroreningar minskat i restutsläppet. En annan förklaring till att fiberrika sediment kan innehålla förhöjda halter av icke skogsindustrispecifika föroreningar är att fibermaterialet genom sin struktur och textur fungerar som en komplexbindningsyta för i recipientvattnet förekommande lösta och suspenderade föroreningar från olika källor (Hampus von Post, pers. komm.). En tredje hypotes som förts fram är att DDT, som mellan 1950 och 1975 användes i stor omfattning för att förhindra angrepp av snytbaggar i timmervältorna i skogen, följde med som en förorening i barken när virket senare transporterades in till sågverk och massaindustrier (Torbjörn Holmgren, pers. komm.).

I **Figur 35** jämförs halter av PCB (summa PCB₇) i sediment och fisk (abborre) mellan ett antal områden längs Sveriges kust och i inlandsvatten. Det kan konstateras att de halter som uppmäts i närheten av skogsindustrier (till höger i figuren) inte kan anses påtagligt förhöjda i jämförelse med andra belastade områden i Sverige. Halterna i järnsjön (längst till vänster i figuren) speglar förhållanden före sanering av fibersediment med ursprung i verksamheten vid Nyboholms bruk (NV, 1999b). Även i Munksjön, som belastats av utsläpp från Munksjö pappersbruk och annan industriell verksamhet i Huskvarna är halterna av PCB höga (Lindeström, 2002). De är dock mycket små i jämförelse med de PCB-halter som nyligen uppmäts i Oxundasjön i närheten av Upplands Väsby tätort (Karlsson et al., 2014), där halterna i sediment typiskt ligger på cirka 2 000 µg ΣPCB-7/kg ts och i fisk på cirka 500 µg ΣPCB-7/ kg vv. I **Figur 36** jämförs PCB-halter i abborre i ett antal skogsindustrirecipienter med halterna i några bakgrundsområden, d.v.s. områden där det inte sker någon direkttillförsel från industrier eller tätorter. I några fall är halterna högre i recipienterna, i några fall lägre. Det finns en förhållandevis stor osäkerhet i mätdata som legat till grund för **Figur 36** beroende på att halter för enskilda kongener ligger i närheten av och vissa fall under rapporteringsgränsen för konventionella kemiska analyser (Karlsson & Viktor, 2014).



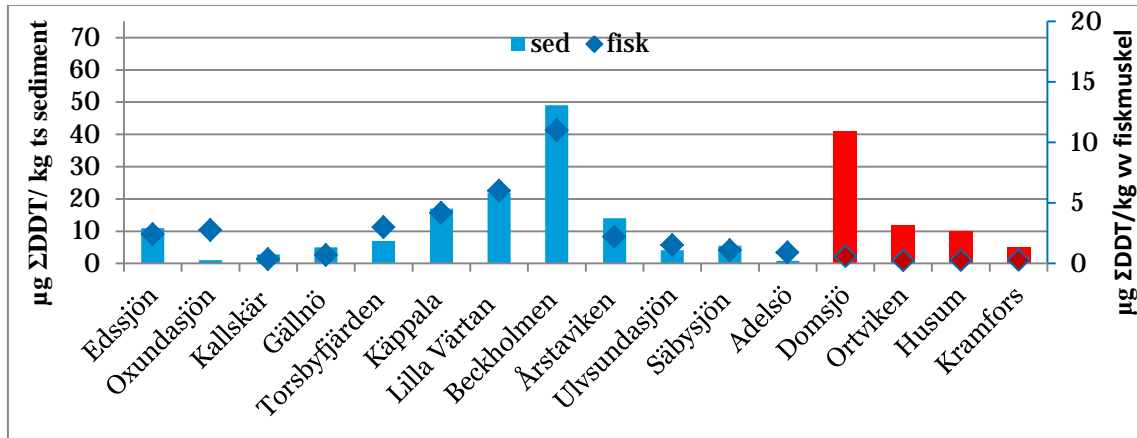
Figur 35 Halter av ΣPCB_7 i sediment och fisk (abborre) från olika platser längs Sveriges kust och inlandsvatten. Skogsindustrirecipienter är rödmarkerade övriga är blå. Data från NV, 1999; Lindström 2002; Gustavsson & Danielsson, 2011; Apler et al., 2014; Karlsson & Sandström, 2014; Karlsson & Viktor, 2014; Karlsson et al., 2014; Jonsson, 2015 samt samordnad nationell miljöövervakning (www.ivl.se).



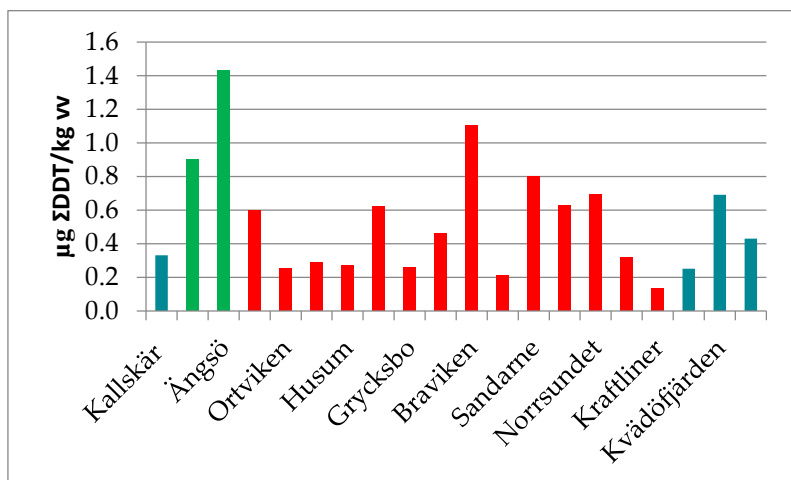
Figur 36 Halter av ΣPCB_7 i abborre i ett antal skogsindustrirecipienter (röda) jämförda mot bakgrundsområden i Östersjön (blå) och Mälaren (gröna). Data från Gustavsson & Danielsson, 2011; Karlsson & Sandström, 2014; Karlsson & Viktor, 2014 och samordnad nationell miljöövervakning (www.ivl.se).

I Figur 37 jämförs halter av DDT (summa av DDT och dess nedbrytningsprodukter) i sediment och fisk (abborre) från ett antal områden i östra Svealand och Västernorrland. De höga halterna i recipienten till Domsjö fabriker, Örnsköldsviksfjärden, har sannolikt sin förklaring i att det i

området legat en kemisk industri som under 1940-talet tillverkade bland annat DDT. I **Figur 38** jämförs DDT-halter i abborre i ett antal skogsindustrirecipienter med några bakgrundsområden, d.v.s. områden där det inte skett någon direkttillförsel från industrier eller tätorter. I några fall är halterna högre i recipienterna, i några fall lägre. Det finns en förhållandevis stor osäkerhet i mätdata som legat till grund för **Figur 38** beroende på att halter för enskilda kongener ligger i närheten av och vissa fall under rapporteringsgränsen för konventionella kemiska analyser (Karlsson & Viktor, 2014).

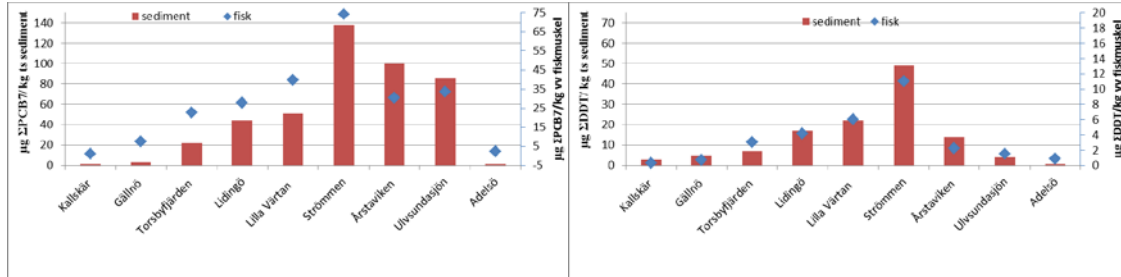


Figur 37 Halter av DDT (Σ DDT) i sediment och fisk (abborre) från olika platser i östra Svealand och Västernorrland. Skogsindustrirecipienter är rödmarkerade övriga är blå. Data från Gustavsson & Danielsson, 2011; Apler et al., 2014; Karlsson & Viktor, 2014; Jonsson, 2015.



Figur 38 Halter av Σ DDT i abborre i ett antal skogsindustrirecipienter (röda) jämförda mot bakgrundsområden i Östersjön (blå) och Mälaren (gröna). Data från Gustavsson & Danielsson, 2011; Karlsson & Sandström, 2014; Karlsson & Viktor, 2014 och samordnad nationell miljöövervakning (www.ivl.se).

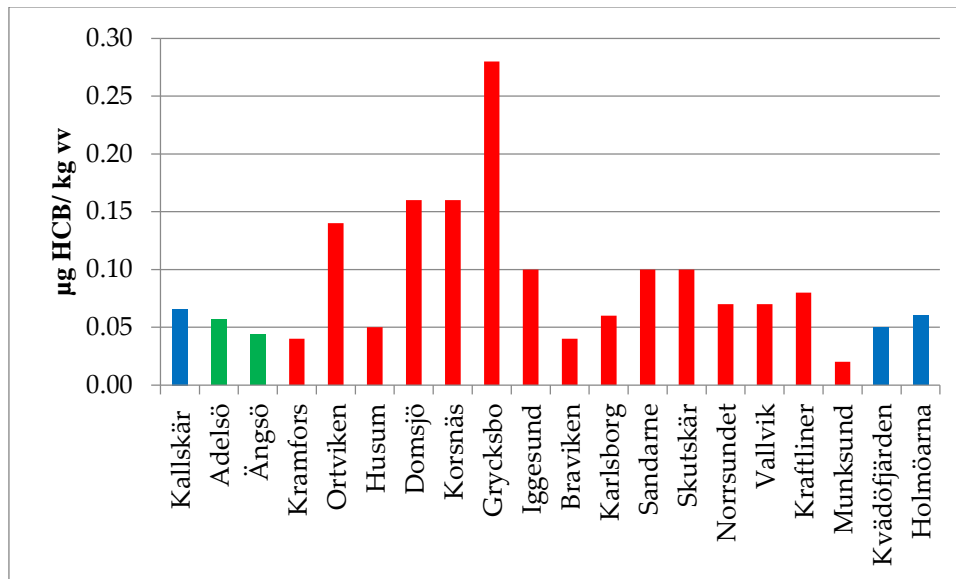
För att illustrera att graden av urbanisering troligtvis är en generell viktig faktor när det gäller att förklara förekomsten av PCB och DDT längs Sveriges kust, visas i **Figur 39** halter av PCB och DDT i sediment och fisk i en transekt från Stockholms ytterskärgård över centrala staden och vidare västerut i Mälaren.



Figur 39 Halter av ΣPCB_7 och ΣDDT i sediment (Jonsson, 2015) och fisk (Karlsson & Viktor, 2014) i en transekt från Stockholms yttre skärgård till östra Mälaren.

Efter att användningen av kvicksilver för slembekämpning och impregnering av våt massa förbjöds i slutet av 1960-talet användes pentaklorfenol (PCP) som ersättningskemikalie fram till att även användningen av detta ämne förbjöds 1978. PCP har även använts vid dopkning och tryckimpregnering av virke samt som ogräsmiddel, insektsmedel och för bekämpning av algpåväxt. Tekniska PCP-produkter var ofta förorenade av klorerade dioxiner och furaner och förekomsten av PCDD/Fs i Östersjösediment och biota har till del kopplats till PCP-användning (Assefa, 2015). Förekomsten av PCP i den svenska miljön har undersökts av Palm et al. (2002). Mätningarna omfattade luft, deposition, mark, vatten, sediment, slam och biota samt avgång från mark till luft. De uppmätta halterna av PCP i miljön var låga i jämförelse med internationellt uppsatta miljökvalitetskriterier. Högre halter påvisades vid vissa av de potentiella punktkällorna, men även dessa låg i allmänhet under generella riktvärden. Såvitt känt är har därefter inga omfattande undersökningar av PCPs förekomst i skogsindustrirecipienter eller eljest i den svenska miljön genomförts. Under 1970-talet konstaterades att di-, tri- och tetraklorfenolära substanser förekom i restutsläppet från blekerier. Substanserna hade likhet med växtskyddsmedel baserade på trifenoxyättiksyra, exempelvis Agent Orange och Hormoslyr. Förekomsten och effekterna av dessa ämnen diskuteras vidare i kapitlet klorfenolära ämnen.

Hexaklorbensen (HCB) utvecklades ursprungligen som ett svampbekämpningsmedel men har också använts i produktionen av aluminium och gummi. Användningen är sedan 1980 förbjuden i Sverige. HCB kan även bildas oavsiktligt vid kemikalieproduktion. Ett exempel, där HCB bildats är klor-alkaliprocessen. HCB påträffas därför där grafitslam avsatts i recipienter, bland annat i Skönviken (SCA, 2011). I **Figur 40** jämförs HCB-halter i abborre i ett antal skogsindustrirecipienter med några bakgrundsområden, d.v.s. områden där det inte skett någon direkttillförsel från industrier eller tätorter. I några fall är halterna högre i recipienterna, i några fall lägre. Att relativt höga halter uppmättes vid Korsnäsverken och Domsjö fabriker skulle kunna förklaras av att det legat klor-alkalifabriker vid dessa recipienter. Den förhållandevis höga halten vid Ortvikens skulle möjligen kunna förklaras med närheten till klor-alkalifabriken vid Östrand och aluminiumsmältverket i Kubikenborg. I Grycksbo pappersbruks recipient Grycken uppmättes de högsta halterna av både HCB och PCB. Detta skulle till del kunna förklaras av att recipienten är näringsfattig och det därmed finns en relativt liten biomassa som den samlade mängden föroreningar fördelas på. En annan faktor som troligtvis är viktig i sammanhanget är den begränsade vattenomsättningen.



Figur 40 Halter av HCB i abborre i ett antal skogsindustrirecipienter (röda) jämförda mot bakgrundsområden i Östersjön (blå) och Mälaren (gröna). Data från Gustavsson & Danielsson, 2011; Karlsson & Sandström, 2014; Karlsson & Viktor, 2014 och samordnad nationell miljöövervakning (www.ivl.se).

Sammanfattningsvis kan när det gäller PCB och andra syntetiskt framställda klororganiska föreningar konstateras att dessa ämnen, relativt referensområden utan påverkan av industrier och tätorter, ofta förekommer i förhöjda halter i sediment men att detta generellt inte lett till påtagligt förhöjda halter i fisk i skogsindustrins recipienter. Att halterna är förhöjda trots att ämnena inte använts i tillverkningsprocessen finns det flera plausibla förklaringar till, bland annat:

- Att de följt med massaveden eller returpapper in i processen.
- Att bruken är urbana miljöer, ofta med egna hamnar där exempelvis PCB använts i transformatorer, kondensatorer, hydrauloljor, fogmassor och i färg.
- Att bruken ofta ligger intill älvmyrningar där det skett en transport från tätorter i uppströms liggande avrinningsområden eller att det skett utsläpp från andra verksamheter i närheten av fabrikena.

3.2.3 Extraktivämen

Extraktivämen i ved består av många kemiskt skilda ämnesgrupper som alifatiska kolväten, syror, vaxer, fetter, terpenier m fl. och förekomsten varierar i olika trädslag (Lindgren & Norin, 1969). Vissa extraktivämen, främst hartssyror, steroler och triterpenier, har sedan slutet av 1980-talet rönt uppmärksamhet genom att det framkom indikationer på att de kan orsaka toxisk/hormonell effekt på fisk vid långtidsexponering. Långt tidigare var det känt att speciellt hartssyror var akut toxiska i halter på något eller några mg/l och bl. a. Vallin (1935) utförde experimentella undersökningar på fisk med skogsindustriella avloppsvatten och analyserade hartssyror kolorimetrisk.

Extraktivämen är således naturligt förekommande och deras funktioner i växter är diversa men flera ämnen fungerar som skydd mot bland annat svampangrepp. Hartssyror är tricykliska

föreningar och förekommer endast i barrträd eftersom lövträden saknar hartskanaler. De dominerande hartssyror är främst dehydroabietinsyra och abietinsyra vilket ofta avspeglas i avloppsvattnen från skogsindustrier med barrvedsmassaproduktion (SSVL 1995). Steroler förekommer i både växter och djur och är viktiga komponenter i cellmembraner för att upprätthålla stabilitet och permeabilitet samt även reglera membranbundna enzyms aktivitet (Grunwald, 1980). All ved och bark innehåller steroler och de vanligast förekommande är sitosterol, sitostanol och campesterol och benämns ofta fytosteroler.

Beroende på olika kok- och blekprocesser, råvaror, externrening och övrig teknisk standard varierar halterna av extraktivämen. Den s.k. bruna sidan, d v s icke-blekeriavlopp, innehåller de högsta halterna liksom svartlutspill och renseriavloppsvatten. Hartssyror har länge varit kända som toxiska gentemot fisk (Ebeling, 1931; Vallin, 1935; Hagman, 1936) och steroler har i försök gett upphov till förändringar av reproduktionen (t ex MacLatchy & Van Der Kraak, 1995; Lehtinen et al., 1999). I kemiska karakteriseringar av utsläppen fram till slutet av 1980-talet analyserades normalt inte extraktivämen annat än i undantagsfall och kunskapen om dessa ämnen är därför inte lika omfattande som den kring klororganiska föreningar.

Hartssyror, steroler och andra triterpenoler räknas till extraktivämen. Vid bearbetning av trädråvaran i en massafabrik separeras dessa ämnen, som kan komma från både ved och bark (LaFleur, 1996), från cellulosan och extraheras till processavloppen (Sierra-Alvarez & Lettinga, 1990). Hartssyror, steroler och andra triterpenoler bildas alla kemiskt från terpenener, men de skiljer sig åt genom att hartssyror tillhör gruppen diterpenener medan steroler och andra triterpenoler tillhör gruppen triterpenener (Eagleson, 1993).

Hartssyror kan bl. a. framkalla skador på levern och gulsot hos exponerade fiskar, troligen på grund av att hartssyror inhiberar sekretion av konjugerad bilirubin från plasma (Mattsoff & Oikari, 1987). Hartssyror är också akuttoxiska och kan påverka nervceller så att beteendestörningar uppstår. Vidare kan hartssyror påverka njurmembran, men inte inducera MFO-systemet (Hewitt et al, 1996). Däremot kan nedbrytningsprodukter aktivera MFO-systemet, vilket kan vara orsaken till den inducering man tidigare sett på exponerad fisk i bassängförsök och i några recipienter.

Steroler, särskilt betasitosterol, kan orsaka maskulinisering av honor av mosquitofisk, som uppvisat ett hanligt reproduktivt beteende och utvecklade gonopodier. Betasitosterol kan även minska halterna av reproduktionssteroider i plasma och inducera vitellogeninbildning hos hanar, d v s en östrogen effekt (Munkittrick et al., 1994). Betasitosterol kan även inhibera UDP-GT-aktivitet och påverka leverglykogenhalten i levern. En minskad halt av reproduktionssteroider är en påverkan som dokumenterats i recipienter och steroler är därför en av kandidaterna till störningen. Den störning på hormonbalansen som vissa steroler uppenbarligen kan orsaka kan möjligen förklara en del av de kvarstående reproduktionsstörningarna i några recipienter.

Steroler ingår i ämnesgruppen steroider (Grunwald, 1980), dit till exempel kolesterol och 14B-estradiol (reproduktionssteroid hos vertebrater) hör. De förekommer i både löv- och barrved med den oftast dominerande formen sitosterol. Betulinol och lupeol är exempel på andra triterpenoler, som är kemiskt närbesläktade med sterolerna och förekommer i bland annat björkved och björkbark (SSVL, 1995).

Steroler har minst två funktioner i växter, (1) som prekursorer i bildandet av andra steroider och (2) som membrankomponent. Som komponent i membraner har steroler en viss stabiliserande effekt och har del i membranets permeabilitet (Grunwald, 1980). Fytosteroler kan mikrobiellt konverteras till steroider (Marsheck et al., 1972; Conner et al., 1976) och har också visat sig ha en reducerande effekt på kolesterolnivåer (Ling & Jones, 1995). Då tripenoler kemiskt står steroler

nära kan de tänkas ha liknande egenskaper som dessa. Bland andra anses betulinol vara ett ämne med potentiell östrogen effekt (Mellanen et al., 1996).

Hartssyror har visats vara ansvariga för mellan 60 och 90 % av den akuta toxiciteten i utsläpp från en mekanisk massafabrik med barråvara. Följande LC50-värden för regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*) i statisk bioassay har rapporterats för olika hartssyror: dehydroabietinsyra 1,1 mg/l, palmitinsyra 0,5 mg/l, abietinsyra 0,7 mg/l, isopimarsyra 0,4 mg/l och pimarsyra 0,8 mg/l. Den totala koncentrationen av hartssyror i avloppsvattnet varierade mellan 12-62 mg/l (Leach & Thakore, 1976).

LC50 i statisk bioassay för dehydroabietinsyra exponerad för *O. mykiss* rapporteras till 1,03-1,74 ppm, för Coho salmon (*O. kisutch*) 1,38-1,76 ppm och för Sockeye (*O. nerka*) 1,38-2,14 ppm (Davis & Hoos, 1975).

För laxfisk har det rapporterats LC50-värden mellan 0,2 och 2,14 mg/l för olika hartssyror. Östrogen aktivitet har påvisats i svartlut. Den exakta orsaken är inte känd men steroler (B-sitosterol) misstänks vara delar av orsaken (Zacharewski et al., 1995). Injektioner av oxiderad respektive ej oxiderad betasitosterol i både honor och hanar av guldfisk resulterade i minskade halter av reproduktionssteroider i plasma. Effekten kan bero på minskad kolesteroltillgång i gonaden. Betasitosterol hade dock ingen effekt på gonadstorlek och MFO-systemet. (MacLachy & Van Der Kraak, 1995).

De reproduktionsstörningar som fisk exponerad för avloppsvatten från blekt och oblekt sulfatmassaproduktion uppvisar, är bland andra reducerade nivåer av steroider, t ex 17 β -estradiol, och minskad gonadstorlek (Munkittrick et al., 1994). Försenad könsmognad och mindre uttalade sekundära könskaraktärer har också observerats, liksom en inducering av MFO-systemet. Av dessa störningar kan steroler, särskilt betasitosterol, vara orsaken till de reducerade halterna av reproduktionssteroider och det anses finnas ett relativt klart samband. Något annat klart samband kan inte ses mellan exponering av steroler och triterpenoler och effekter på fisk.

I en finsk undersökning (Kaplin et al., 1997) studerades reduktionsgraden och nedbrytningen av ett flertal enskilda fett- och hartssyror samt steroler i en aktivslamanläggning från ett TMP- och tidningspappersbruk. Reduktionsgraden för summan av samtliga hartssyror var 98 %, men nedbrytningsgraden var 86 %, d v s 12 % adsorberades till slamfasen. Nedbrytningsgraden varierade också mellan enskilda hartssyror och för t ex palustrinsyra var nedbrytningen 28 % och för pimarsyra 71 %. Reduktionsgraden för fettsyror var 93-95% och för steroler 91-94% men nedbrytningen uppgick till 54-78% respektive 31-66%. Således var reduktionsgraden över den biologiska reningsanläggningen hög och i nivå med de pilotförsök med aktivslamanläggningar som genomförts i Sverige. Den uppmätta reduktionen av dessa ämnen i reningsanläggningen innebär således inte att extraktivämnena helt bryts ner utan delvis adsorberas till slamfasen.

Betydelsen av denna mekanism, d v s adsorption av extraktivämnena till partiklar, varav en del följer med det utgående avloppsvattnet, har studerats av forskare vid Paprican (O'Connor et al., 1997). 21 biologiskt behandlade avloppsvatten testades från 12 olika sulfatfabriker med blekeri med avseende på effekter på reproduktionen hos *Ceriodaphnia* sp. De vatten som visade tydlig effekt på kräftdjurens fortplantning innehöll större mängd suspenderade ämnen. Effekterna berodde på att djuren åt av de suspenderade partiklarna vilka främst bestod av bakterieaggregat från reningsanläggningarna.

I ett arbete har växtsteroler studerats i avloppsvatten från 22 amerikanska fabriker varvid haltförändringarna studerades före och efter biologisk behandling i luftade dammar respektive

aktivslamanläggningar (Cook et al., 1996). I regel reducerade biologisk behandling växtsteroler i nivån 60-80% med undantag för stigmasterol där det noterades att halterna ökade i luftade dammar. För övriga steroler kunde ingen skillnad beläggas vad gäller reduktionsgraden mellan de två typerna av reningsanläggningar.

I ett finskt arbete (Mikkelsen & Paasivirta, 1997) utfördes en detaljerad kemisk analys av komponenter i totalavloppsvatten från produktion av blekt barrvedssulfatmassa med dels en TCF-, dels en ECF-sekvens, varvid avloppsvattnen analyserades både före och efter AS-behandling. Sammanlagt ca 200 enskilda ämnen bestämde med GC/MS-analys, varvid även koncentrationerna fastställdes. Det visade sig att koncentrationen av 52 av de ca 200 komponenterna i avloppsvattnet ökade i samband med AS-behandlingen, även om summakoncentrationen för samtliga komponenter minskade med 74-78%.

En nyckelfråga i sammanhanget är om det kunnat visas att det i AS-anläggningar och andra biologiska reningsystem föreligger sådana betingelser att metaboliter kan bildas, vilka är potentiellt toxiska eller i annat avseende har hög biologisk aktivitet. Några undersökningar har visat att så kan vara fallet.

En kunskapsöversikt har redovisats av Stuthridge et al. (1997) där hartssyror anses vara viktiga. I mikrobiellt aktiva miljöer kan det ske dels en nedbrytning, dels en omvandling av hartssyror, antingen via en "saturation pathway" till fichtelit, eller via en "aromatisation pathway" t.ex. till reten. Omvandlingsprodukterna är neutrala och har hög lipofilitet. Exempelvis ligger log Kow-värdet för abietinsyra på ca sex, medan det för bioomvandlingsprodukten fichtelit ligger på nära 15. För att utröna i vilken grad sådana lipofila metaboliter bildas i biologiska reningsanläggningar och/eller i recipienternas sediment, togs prover vid tio olika fabriker. Det konstaterades att betydligt större mängder neutrala metaboliter av hartssyror förekom i såväl utsläppen som i slammet från luftade dammar än vad som var fallet i motsvarande utsläpp från AS-anläggningar. I sedimenten i recipienter som mottar utsläpp från AS-behandling påträffades dock stora mängder av samma metaboliter. Även omvandlingsprodukter av växtsteroler förekom i utsläppen från båda typerna av reningsanläggningar. Biotransformation och bildning av lipofila metaboliter i reningsanläggningarna krävde strikt anaeroba förhållanden, medan sådan bildning kunde ske i sedimenten (i recipienterna) under både anaeroba och aeroba förhållanden. De aromatiska föreningarna (t ex reten) var mera persistenta än de mättade. Undersökning av gamla sediment från reningsanläggningarna bekräftade dels förekomsten av lipofila metaboliter, dels att de hade en hög grad av persistens.

Andra forskare, (Brumley et al., 1997) har studerat fördelningen av omvandlingsprodukterna i recipienterna och i biota. Dessa ämnen påträffades i sedimenten nedströms utsläpp från massafabriker (i halter upp till 2 000 µg/g), men det var oklart huruvida de på grund av sin höga affinitet till sedimentpartiklar kas tas upp i fisk. Därför exponerades regnbåge för dels kontaminerade sediment, dels extrakt av sådana sediment. Biotillgängligheten visade sig vara hög, men graden av bioackumulering var lägre än vad som kunde förutsägas av deras lipofilitet, sannolikt beroende på att det även fördelades till suspenderade partiklar i vattnet. Störst mängd inlagrades i fiskarnas lever, medan mindre andelar återfanns i muskulatur och galla.

Effekterna på fisk som exponeras för kända halter av reten har studerats i två arbeten vid Queen's University i Kanada. I det första arbetet (Fragoso et al., 1997) visades att kontrollerad exponering av regnbåge för reten resulterade i EROD-induktion vid halter över 10 µg/l. Maximal induktion erhöles redan efter 24 timmars exponering och den förhöjda aktiviteten låg kvar efter 32 dygn. Det andra arbetet (Billiard et al., 1997) syftade till att belysa huruvida reten, på grund av sin kraftiga induktion av MFO-systemet och starka bindningsaffinitet till Ah-receptorn, kan framkalla effekter

hos fisklarver. Därför exponerades fisklarver i långtidsförsök för reten. Resultaten av försöken visade att larver av sebrafisk drabbades av "blue sac disease", gulesäcksödemliknande symptom, medan larver av regnbåge visade hög frekvens av fenröta och skador på gällocken. Således kunde det konstateras att långvarig exponering för reten framkallade kraftiga skador hos fisklarverna.

De ovan redovisade äldre forskningsresultaten leder till slutsatsen att det kan bildas bioaktiva metaboliter av extraktivämnena, med förmåga att framkalla skador på fisk, i biologiska reningsanläggningar och i recipienter till skogsindustrier även i Sverige. På 1990-talet togs några stickprover på sediment från en luftad damm vid en svensk fabrik för analys av reten. I detta fall kunde inte reten detekteras. 2014 uttogs prover på galla från abborre i Örnköldsviksfjärden och utanförhögande fjärdar då reproduktionsskador uppträder längst in i Örnköldsviksfjärden. Inte heller i dessa prover kunde reten detekteras (O. Grahn, opubl. data).

I en sammanställning och utvärdering av hormonella effekter på fisk (Pait & Nelson, 2002) har man identifierat verksamheter som orsakar störst skada på reproduktion hos fisk. Bland dessa anses skogsindustriella avloppsvatten orsaka antiösterogen och troligen även antiandrogen effekt medan kommunala reningsverk orsakar östrogen effekt. Även i denna litteratursammanställning förs betasitosterol fram som effektorsakande ämne genom att produktionen av könshormoner undertrycks genom inhibition av enzymssystem som är involverade i bildning av könshormoner från kolesterol. Effekterna utgörs av minskade halter av könshormoner minskat gonadsomatiskt index och maskulinisering av honfiskar. Man konstaterar att i ett stort antal undersökningar i USA och Nordeuropa har dessa och andra biokemiska och morfologiska effekter dokumenterats hos vildfiskpopulationer. Undersökningar i Sverige inkluderande två generationer sebrafisk har emellertid visat att totalavlopp från ett antal olika bruk med hög teknisk standard efter biologisk behandling inte ger några signifikanta endokrina störningar som skeva könskvoter eller förhöjd vitellogeninnivå indikerande en feminisering av hanfiskar (Bengtsson et al., 2009).

I ett arbete av Mahmood & Hall (2008) gjorde man en kvantifiering av växtsteroler i skogsindustriella avloppsvatten. Analyser utfördes av obehandlat och biologiskt behandlat avloppsvatten. Tidigare har det varit svårigheter med analys av steroler men med hjälp av modifierad analysteknik ansåg man sig kunna analysera ett stort antal steroler. Resultaten visade att i obehandlat avloppsvatten uppgick den totala sterolhalten till 800 ± 190 µg/l och biologiskt behandlat till 211 ± 90 µg/l.

Ovanstående genomgång visar, vilket är känt sedan länge, att hartssyror uppvisar akut toxicitet gentemot fisk i haltnivåer på något eller några mg/l. I avloppsvatten från dagens fabriker ligger halterna betydligt lägre än dessa nivåer. Att vissa nedbrytningsprodukter av hartssyror och steroler kan orsaka toxiska/hormonella effekter är mindre känt men det torde inte råda några tvivel om att vissa steroler kan påverka hormonstatusen och reproduktionen hos fisk. Vid ett flertal svenska fabriker har det tidigare förekommit reproduktionsskador men en god återhämtning har skett genom minskade utsläpp. Fortfarande registrerats dock sådana störningar vid några fabriker. Det är inte osannolikt att dessa skador är betingade av ämnen som förekommer i sediment från tidigare utsläpp i recipienterna och således inte ämnen som förekommer i dagens avloppsvatten. Huruvida de effektorsakande ämnena kan hänföras till gruppen extraktivämnena och/eller deras metaboliter är inte belagt men utifrån resultaten i litteraturen kan detta inte uteslutas.

Även om ett stort antal undersökningar genomförts inom området vilka ökat kunskapsnivån saknas dock en samlad bild om förekomst och effekter av bioaktiva extraktivämnena och deras metaboliter och kopplingen till eventuella reproduktionsstörningar hos fisk.

3.2.4 Komplexbildare

Ett stort antal studier, både i Sverige och utomlands, har ägnats åt frågan om användning och utsläpp av komplexbildarna DTPA (dietylentriamino-pentaättiksyra) och EDTA (etylendiaminotetraättiksyra) har någon påverkan på miljön. Inte minst inom SSVLs forskningsprogram har ett flertal studier genomförts sedan 1970-talet. Komplexbildare används förutom inom skogsindustrin även inom metallindustri, kemisk industri och jordbruk samt som tillsatser i livsmedel, läkemedel mm. Användningen av komplexbildare har ökat inom skogsindustrin främst genom ökad produktion av TCF-blekt kemisk massa samt vid tillverkning av livsmedelskartong, fotografiska papper samt tidnings- och journalpapper från TMP-massa.

Komplexbildarna har till uppgift att inaktivera Mn(II), Fe(III) m.fl. metaller som härrör från veden för att förhindra katalytisk oxidation av väteperoxid (H_2O_2). Vanligen tillsätts ca 1-2 kg EDTA/DTPA per ton massa räknat som ren syra (Landner, 1998). För att undvika lukt och smak på livsmedel används komplexbildare också vid produktion av livsmedelskartong. Största delen av komplexbildarna går ut med avloppsvattnet i form av vattenlösliga komplex med flervärda metalljoner, där Fe(III) är bland de starkaste och den vanligast förekommande metalljonen i avloppsvattnet. EDTA eller DTPA föreligger huvudsakligen som Fe(III)-komplex i utsläppet. Endast obetydlig omvandling till andra metallkomplex kan förväntas ske i recipienten.

I slutet av 1980- och början av 1990-talet analyserades halterna av DTPA och EDTA i några svenska recipienter till skogsindustrier som använde komplexbildare. De högsta halterna som uppmättes i utsläppsområdena var 1,4 mg/l respektive 0,35 mg/l (Lindeström & Kind, 1988; Lindeström, 1994). Vid en undersökning 1995-96 utanför Aspa Bruk analyserades halterna av DTPA i Sörviken som är närrecipient till bruket och ute i öppna delen av norra Vättern såväl under sommaren såväl som under vintern (Remberger & Svenson, 1997). I bottenvattnet nära bruket var DTPA-halten 1,1 mg/l medan mynningsområdet i Sörviken hade en halt av 0,07 mg/l. Halterna i bottenvatten sommardid låg på nivån 0,2 mg/l medan halterna inte var detekterbara ($< 0,002 \mu\text{g/l}$) i ytvattenprover i närrecipienten.

För att studera om betingelser för bionedbrytning av DTPA och EDTA finns eller inte i en viss reningsanläggning har man analyserat prover av ingående och utgående vatten från respektive anläggning. Ingen eller ringa reduktion ($< 30\%$) av EDTA-halten i avloppsvattnet visades. Vid flera tillfällen har man däremot funnit att den doserade mängden av såväl DTPA som EDTA reduceras i själva processen med 20-40 %. Vad som orsakar reduktionen är dock inte känt. I Finland har man studerat bionedbrytning av DTPA och EDTA i såväl konventionella skogsindustriella aktivslam-anläggningar (Sillanpää, 1996) som i en aktivslamanläggning där pH-värdet hade höjts till nivån 8-9 (Virtapohja, 1997). Reduktionsgraden för EDTA varierade mellan 10-30 % vid konventionella anläggningar men ökade till 50 % vid pH 8-9.

Reduktionsgraden för DTPA mättes vid två fabriker och resultaten visade att vid en TMP-anläggning uppgick den till 54 % och vid en sulfatfabrik var den 68 %. Sillanpää (1996) konstaterade att EDTA tycks vara mer persistent än DTPA vid biologisk behandling. Erfarenheter från några svenska fabriker under 1990-talet visade att reduktionsgraden av EDTA över den biologiska reningen varierade mellan 20-90 % vid några fabriker med aktivslamanläggningar. Det finns anledning att förmoda att betingelserna i reningsanläggningen i hög grad styr nedbrytningen. Tillgången på kväve har sannolikt betydelse på så sätt att anläggningar som drivs med överskott på kväve har mindre reduktionsgrad jämfört med anläggningar där tillgången på kväve är mer begränsad. I en studie rörande komplexbildare och miljömärkning av pappersprodukter har Staffas et al (2015) redovisat en genomgång av förutsättningarna för biologisk nedbrytning. Undersökningar vid svenska anläggningar har visat att EDTA avlägsnas till

80-95 % i biologiska reningsanläggningar vid optimala driftsbetingelser. DTPA reduceras inte i lika hög grad men bryts ner fotokemiskt.

Ett flertal undersökningar har gjorts för att visa i vilken mån komplexbildare binds till sediment i utsläppsområdet (Bolton et al., 1993; Svenson & Kaj, 1994; Allard et al., 1996). Dessa författare kom till slutsatsen att de studerade komplexen i mycket liten utsträckning adsorberas till sedimentfasen. Under 1970- och 1980-talen hystes farhågor från myndigheternas sida att komplexbildarna skulle kunna lösgöra eller mobilisera metaller från kontaminerade sediment varför ett antal undersökningar genomfördes. Vid försök med EDTA och fria metaller i de koncentrationer som kan tänkas förekomma i recipienter har man funnit att det inte sker någon signifikant ökad rörlighet av tungmetaller (Wolf & Gilbert, 1992). Flera studier har därefter entydigt visat att metallmobilisering av kvantitativ betydelse inte sker. Ett stort antal studier har även utförts för att utröna i vilken utsträckning komplexbildare påverkar bioackumulering och toxicitet av olika metaller. Uppgifterna i litteraturen är samstämmiga, nämligen att DTPA och andra starka komplexbildare vid närvaro av metaller reducerar såväl bioackumulering som toxicitet av tungmetaller (Landner, 1998). Starkt polära vattenlösliga föreningar som DTPA och EDTA kan inte förväntas bioackumuleras genom fördelning till kroppsfettet hos vattenlevande organismer (Wolf & Gilbert, 1992). I tester med den Nordamerikanska fisken "bluegill" har man funnit att bioackumuleringsfaktorn för EDTA är 1, d v s ingen bioackumulering sker i fisk (Bishop & Maki, 1980). Tester för DTPA saknas men kan antas vara likvärdiga. Jackson & Morgan (1978) liksom flera andra författare har funnit att EDTA och andra komplexbildare inte har förmåga att tränga igenom cellmembranen hos marina alger eller ryggradslösa djur. Således ackumuleras inte komplexbildarna i vattenlevande organismer.

Ett flertal undersökningar har visat att den akvatiska, akuta toxiciteten av Fe(III) DTPA/EDTA är låg (Lindeström, 1994). van Dam et al. (1995) undersökte dödligheten hos *Daphnia carinata* vid exponering för fri DTPA i ett välbuffrat medium med pH 7,63 och total hårdhet på 20 mg/l CaCO₃. Dödligheten ökade från 6 % i kontrollen till 39 % vid en DTPA halt på 100 mg/l. LC₅₀ var således >100 mg/l. Förlin & Lindeström (1988) exponerade juvenil regnbåge under 23 dygn i akvarier med genomströmmande vatten från Dalälven för DTPA i koncentrationerna 0,08, 0,3, 1,0 och 4,1 mg/l. Vid försökets slut konstaterades att DTPA-exponeringen inte påverkade fiskarnas leversomatiska index (LSI) eller aktiviteten av leverenzymerna alkoholdehydrogenas och EROD. Däremot skedde en statistiskt signifikant hämning av aktiviteten hos leverenzymet cytokromoxidas efter exponering för den högsta koncentrationen. DTPA kan alltså påverka fisklevercellernas energiomsättning vid långvarig exponering för ≥ 4 mg/l (Förlin & Lindeström, 1988). Vid försöket tillsattes fri komplexbildare d v s inte metallkomplex. I recipienter med utsläpp av komplexbildare föreligger komplexbildarna uteslutande som järn- eller mangankomplex varför påverkan på cytokromoxidas sannolikt var ett resultat av brist på tillgänglig koppar vilket inte är fallet i naturliga vattensystem. Komplexbildarna kan således bidra till att avgifta tungmetaller om de föreligger i förhöjda koncentrationer samtidigt som essentiella metaller kan undandras från den normala ämnesomsättningen i organismerna och orsaka bristsymptom. Komplexbildarnas "toxiska" effekter som beskrivits i litteraturen vid kontrollerade tester på laboratoriet torde vara ett resultat av att livsnödvändiga spårämnen binds upp i komplexbildarna varvid spårämnesbrist uppträder. Denna mekanism har belagts i ett antal laboratorietester men inte påvisats vid fältundersökningar eftersom fria metalljoner sällan förekommer i naturvatten.

Trots att inget vetenskapligt stöd kunde presenteras att komplexbildarna orsakar miljöeffekter i recipienterna har Miljödomstolarna ålagt flera fabriker att utreda miljöpåverkan av och förutsättningarna för att minska utsläppen av komplexbildare. Därefter har villkor meddelats som innebär att förbrukningen får uppgå till nivån 1-2 kg per ton massa räknat som 100 %-ig syra. Domstolarna har därefter inte krävt några ytterligare utredningar kring komplexbildarnas

eventuella miljöfarlighet utan accepterar användning efter fastställande av villkor. Man intar dock en viss försiktig hållning vad gäller utsläppsnivån mot bakgrund av den marginella ökning av kväveutsläppen som sker. Användningen av komplexbildare har också aktualiserats i samband med miljömärkning av pappersprodukter och det har bland annat framförts krav på att komplexbildare inte får användas i mängder överstigande 0,05 kg/ton produkt. Beräkningar i Staffas et al. (2015) visar också att risken för exponering av komplexbildare vid användning av pappersprodukter i samband med för livsmedelskonsumtion ligger långt under antagna risknivåer samt att det inte finns några starka miljömässiga skäl för restriktioner vid användning av komplexbildare.

3.2.5 Fibersediment

3.2.5.1 Bakgrund

Många av de ämnen som identifierats som potentiellt miljöstörande har en affinitet till partiklar (Håkanson, 1999), vilket får till följd att de sedimenterar och till del kan återfinnas i de finkorniga sediment som kontinuerligt avsätts på sjö- och havsbottnar (Håkanson & Jansson, 1983). En del av de föroreningar som historiskt släpps ut från cellulosaindustrin har deponerats i primärrecipienterna (Jonsson et al., 1986; Malmaeus et al., 2012a) men det finns också exempel på en regional och även mer långväga transport av ämnen som förekommit i restutsläppet (Håkanson et al., 1988; Wulff et al., 1993; Grahn, 2003). De bottendynamiska förhållandena, dvs. fördelningen mellan erosions-, transport- och ackumulationsbottnar (Håkanson & Jansson, 1983) är avgörande för om ett utsläpp fastläggs i primärrecipienten eller transporteras längre bort från utsläppskällan. I några fall har, när det gäller bland annat klorerat organiskt material (EOCl), identifierats ett typiskt lobmönster med avtagande halter med ökande avstånd från industrin och högst halter i det fiberrika material som avsatts närmast fabrikena (Jonsson et al., 1986).

Förekomsten av fibersediment utanför cellulosaindustrier och möjligheterna att återvinna materialet undersöktes grundligt under 1970- och 1980-talen (Bergström et al., 1975; Bergström et al., 1976; von Post, 1977b; Lundberg & von Post, 1979; Boman & Bergström, 1985; von Post, 1988). Fiberbankar med ursprung i restutsläpp före det att sedimenteringsbassänger började anläggas på 1960-talet hade på många håll byggts upp i primärrecipienterna till fabrikena. Där primärrecipienterna utgjorts av strömmande vattendrag eller var exponerade mot öppet hav hade emellertid fibermaterialet med tiden ofta transporterats bort. Det visades att nedbrytning av fibermaterialet sker anaerobt i anslutning till recipientens botten och aerobt i fiberbankarnas ytskikt. Nedbrytningen bedömdes ske relativt långsamt men tycktes kunna variera beroende på typen av produktion vid bruken (Lundberg & von Post, 1979).

Det konstaterades tidigt att det fiberrika sedimentet ofta var kontaminerat av kvicksilver som använts som en tillsatskemikalie i processen. När användningen av kvicksilver reglerades i slutet av 1960-talet användes i vissa fall under några år även pentaklorfenol för konservering av våt massa. En annan upptäckt var att vid några pappersbruk som hade haft returpappershantering förekom förhöjda halter av PCB (NV, 1999b, Palm Cousins et al., 2007). Orsaken var att det under en period tillverkades kopieringspapper innehållande PCB. Vid sulfitfabriker bildades ett restmaterial benämnt kisaska som bland annat innehöll olika metaller som även det i vissa fall påträffats tillsammans med fibrer i närområdet till fabrikena.

I ett antal områden har det med stöd av statliga medel genomförts saneringar genom att fiberbankarna avlägsnats genom muddring. Några av de mest omfattande är Örserumsviken vid Westerviks pappersbruk (sanering vid två olika tillfällen med fokus på kvicksilver första gången

och PCB andra gången (Eriksson et al., 1981; Palm Cousins et al., 2007), Järnsjön i Emån (NV, 1999), och Svartsjöarna nedströms Pauliströms pappersbruk (Hultsfreds kommun, 2011). Motsvarande åtgärder med egen finansiering har skett vid t.ex. Iggesunds bruk, Korsnäsverken och Skutskärs bruk.

Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) genomförde under 2010 och 2011 en kartläggning av förekomsten av fiberhaltiga sediment i Västernorrlands läns kustområden. I projektet utvecklades en klassificering där fiberhaltiga sediment delas in i två grupper, fiberbankar och fiberrika sediment. "Fiberbankar består uteslutande av cellulosafibrer. Fiberrika sediment, till största delen leror, är sediment som är utblandade med cellulosafibrer eller träfibrer. Koncentrationen av fibrer i de fiberrika sedimenten skiljer sig avsevärt åt beroende på plats och miljö. Fibrerna kan också vara av olika fraktionsstorlekar, från mycket små trådliknande till något grövre bitar där träråvaran kan identifieras" (Apler et al., 2014). SGU har under 2015 fortsatt att kartlägga förekomsten av fiberhaltiga sediment längs Norrlandskusten (Häubner, 2014).

SGUs kartering av Västernorrlands län omfattade 22 områden (Apler et al., 2014). I 14 av de undersökta områdena påträffades fiberrika sediment som i vissa fall var förorenade med PCB, DDT, kvicksilver och andra metaller. Att landhöjningen i denna trakt är förhållandevis hög (8-10 mm/år) har pekats ut som en möjlig riskfaktor för spridning av föroreningar genom att bottnar som tidigare legat under vågbasen successivt lyfts upp och utsätts för vågerosion (Jonsson et al., 1986). Vid Umeå universitet pågår sedan 2013 ett forskningsprojekt där man studerar förutsättningarna för miljögifter att reaktiveras från fiberrika sediment, bl. a. genom invasion av havsborstmask (*Marenzelleria* spp.). SGU, SLU och Uppsala universitet m.fl. studerar i ett annat projekt spridning av förorenade, fiberhaltiga sediment till Bottenhavet, bland annat i anslutning till lutningsbetingade transportbottnar där sedimentkred förekommer (Snowball & Apler, 2015). Förekomsten av förhöjda halter av PCB och DDT i havsörnsägg från Västernorrlandskusten i relation till misslyckade häckningar (Helander, 2013) är ett annat område där riktade forskningsinsatser pågår för att klarlägga ett eventuellt orsakssamband till fibersediment.

3.2.5.2 Förhållanden i studieområden

I det följande görs en fabriksvis genomgång av situationen i recipienterna till utvalda fabriker med avseende på fibersediment.

Karlsborgs bruk

Primärrecipienten Repskärsfjärden är grund och med stor topografisk öppenhet mot Bottenviken. Bottendynamiskt dominerar erosions- och transportprocesser, vilket medfört att huvuddelen av historiska utsläpp av fiberrikt material sannolikt transporterats bort. De sedimentundersökningar som genomförts (Karlsson et al., 2005b) tyder inte på att det skulle finnas sammanhängande fiberbankar utanför fabriken, men här och var påträffas sediment med inslag av bark och fiber.

Domsjö fabriker

Örnsköldsviksfjärden och intilliggande vattenområden ingick i SGUs kartering inom ramen för fiberbanksprojektet. I fjärdens sydvästra del, längs med Domsjö industriområde, klassificerades ca 0,5 km² som fiberbank medan fiberrika sediment påträffades i större delen av fjärden. Sedimentdynamiskt är stora delar av Örnsköldsviksfjärden att beteckna som ett depositionsområde med en sedimenttillväxt mellan 0,6 och 1 cm/år (Apler et al., 2014).

Östrands massafabrik

Förekomsten av fiberbankar i Klingerfjärden undersöktes i fiberbanksprojektet (Apler et al., 2014). Utanför Östrands kaj och i Skönviken väster om fabriken återfanns fiberbankar (ca 10 ha) och fiberrika sediment.

Iggesunds bruk

Vid undersökningar genomförda 1977 (Lundberg & von Post, 1979) konstaterades att delar av Iggesundsfjärden, Byfjärden och Sörbotten, d.v.s. områdena innanför Gårdsfjärden, var täckta av fiberrika sediment med inslag av spet (okokt flis). Mängden fibersediment uppskattades till ca 500 000 m³. Områdena närmast fabriken muddrades under 1980-talet. I Gårdsfjärden tyder de sedimentundersökningar som genomförts under senare år (Jonsson, 2002; Malmaeus et al., 2012a) på att fibersediment huvudsakligen förekommer i djupare liggande sedimentlager som överlagrats med recent sedimenterat material. SGU karterade under 2015 området och konstaterade att fibersediment alltså förekommer i närområdet till fabriken (S. Josefsson, pers. komm.).

Vallviks bruk

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

Norrsundets bruk

Undersökningar utförda 1977 (Lundberg & von Post, 1979) visade att bottenarna närmast utanför Norrsundets bruk täcktes av svart slam som bedömdes vara mesa. Området bedömdes därför ointressant ur fiberåtervinningssynpunkt. 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.

Korsnäsverken

På 1970-talet var den invallade hamnbassängen utanför Korsnäs 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 nutida förekomst av fiberbankar i recipienten

Grycksbo pappersbruk

I recipienten till Grycksbo pappersbruk, sjön Grycken, finns en sedan länge dokumenterad fiberbank, vars utbredning 1970 bedömdes till ca 20 ha med en mäktighet upp till 3,5 m. Senare undersökningar under 1970- och 1980-talet har visat på en liknande utbredning. 2012 konstaterades likaledes fiberbankens existens, men dess utbredning kartlades inte närmare (GVT, 2014). Fiberbanken ligger på grunda botten där erosions- och transportprocesser påverkar sedimenten.

Frövifors bruk

Vid en sedimentundersökning i Varingen 2011 (Malmaeus & Karlsson, 2012) konstaterades att i Vibyviken där Borsån mynnar påträffades fiberrika sediment enbart i djupare liggande sedimentlager. Detta tolkades som att det skett en överlagring med nytt sedimentande material som transporterats via Borsån.

Skoghallsverken

I Kattfjorden är utbredningen av fiberbankar väldokumenterad. Från att i början av 1970-talet täckt en yta på cirka 200 ha har arealen successivt minskat. 1994 var det mindre än 20 ha bottenyta som täcktes av fiberrika sediment (Lindeström, 1995). Vid senare års sedimentundersökningar har det ej rapporterats om förekomst av fiber i ytliga sediment (Norborg, 2009). Att utbredningen minskat beror sannolikt på en kombination av nedbrytning, översedimentering samt erosion och borttransport från grundområden.

Mönsterås bruk

Utsläppen från Mönsterås bruk tillförs Kalmarsund, ett område som karakteriseras av starka strömmar och avsaknad av depositionsbottnar. Produktionen vid Mönsterås startade 1958 och det har såvitt känt är inte byggts upp några fiberbankar i primärrecipienten.

3.2.5.3 Sammanfattning

I **Tabell 5** sammanfattas fiberbanksförekomsten i de elva studieområdena. Fiberbankar bedöms förekomma i fyra av de elva studieområdena.

Tabell 5 Fiberbanksförekomst i studieområdena.

Fabrik	Fiberbanksförekomst	Dominerande process för eliminering
Karlsborg	Nej	erosion/borttransport
Domsjö	Ja	
Östrand	Ja	
Iggesund	Ja	
Vallvik	Nej	erosion/borttransport
Norrsundet	Ja	
Korsnäs	Nej	muddring
Grycksbo	Ja	
Frövi	Nej	Överlagring/nedbrytning
Skoghall	Nej	erosion/borttransport, överlagring
Mönsterås	Nej	erosion/borttransport

Sammanfattningsvis kan det konstateras att utbredningen av fiberbankar och fiberrika sediment minskat i omfattning utanför svenska skogsindustrier jämfört med förhållandena på 1970-talet efter att fiberförlusterna från processerna minskat och rening med sedimentationsbassänger införts på de flesta bruk och fiberutsläppen därigenom reducerats kraftigt. Minskningen av fiberbanksutbredningen har också andra orsaker som erosion/borttransport i kombination med nedbrytning. I vissa fall har det dessutom skett en översedimentering med nytt material. I några fall har även fiberbankar avlägsnats genom muddring. Här och var, företrädesvis i lugna avsnörda miljöer, där påverkan från vågor och ström är liten förekommer dock fortfarande förhållandevis mäktiga fiberbankar och fiberrika sediment, vilket exempelvis visats genom fiberbanksprojektet i Västernorrland (Apler et al., 2014).

Fibersediment är ofta förorenade av kvicksilver, i synnerhet om en klor-alkali fabrik varit lokaliserad i närheten, men även andra metaller och olika klororganiska ämnen förekommer i

förhöjda halter. Vanligen föreligger en gradient med högre halter av föroreningar en bit ned i lagren av cellulosafibrer. Generellt kan dock sägas att halter av föroreningar i fisk i många områden är förvånansvärt låga (Gustavsson & Danielsson, 2011; Malmaeus et al., 2012a; Danielsson et al., 2014) i relation till de höga halter som uppmätts i sedimenten (Apler et al., 2014). En möjlig förklaring till detta är att den areella utbredningen av fibersediment är begränsad i förhållande till de ekosystem som fisken uppehåller sig i och söker sin föda från. I de fall där överlagring skett har miljögifterna förvisso inte försvunnit ur miljön, men deras ekologiska påverkan har väsentligen upphört för överskådlig tid. Det finns dock skäl att iakttä försiktighet i samband med eventuell framtida muddring eller byggnation i kontaminerade områden.

På grundare bottenar kan erosion och resuspension leda till att fiberrikt material och föroreningar flyttas mot djupare liggande sedimentationsbottenar. I områden med landhöjning sker en successiv förskjutning av vågbasen med följd att erosionstrycket ökar. Å andra sidan pekar en majoritet av de modeller som simulerat effekten av den globala uppvärmningen (IPCC, 2013) mot en framtida vattenståndshöjning i världshaven som skulle kunna motverka effekten av landhöjningen i Östersjön. En annan farhåga är att en ökande utbredning av bottenlevande djur, exempelvis *Marenzelleria* spp., och därmed ökad bioturbation (omblandning) av sedimentlagren skulle kunna leda till en mobilisering av föroreningar till ekosystemen. Då det nyligen initierats flera stora forskningsprojekt för att studera föroreningssituationen och eventuella miljörisiker i anslutning till fibersediment kommer kunskapsläget avseende dessa frågeställningar att öka framöver.

3.2.6 Sammanfattande utvärdering av miljöfarliga ämnen

Skogsindustrin har historiskt varit en betydande källa till utsläpp av miljöfarliga ämnen. I takt med att samhället upptäckt att olika ämnen/ämnesgrupper har för miljön oönskade egenskaper har dessa successivt fasats ut. Ibland har processkemikalier ersatts av andra föreningar som även de efterhand visat sig vara potentiellt miljöstörande och behövt ersättas med andra föreningar alternativt att man genomfört processförändringar. Exempelvis ersattes kvicksilver när användningen förbjöds 1969 med pentaklorfenol som impregneringsmedel i våt massa innan det också blev förbjudet 1978. Det har även förekommit att ämnen med oönskade miljöegenskaper oavsiktligt bildats i processen. Exempel på detta är klorerade dioxiner och furaner som kunde bildas vid blekning med elementärt klor och klorat som bildas vid blekning med klordioxid. Syntetiskt framställda ämnen kan i vissa fall även ha följt med råvaran genom processen och följt med restutsläppet till recipient. Ett exempel är PCB som användes som tillsats i vissa former av trycksvärta och därmed kunde följa med returpapper in till pappersbruk som använt sig av det som råvara. Spårämnesmetaller och vedegna extraktivämnen är exempel på ämnen som naturligt förekommer i massaveden och som följer med restutsläppet efter att cellulosan utvunnits. I **Tabell 6** ges en generaliserad sammanställning av vilka huvudsakliga miljöfarliga ämnen/ämnesgrupper som förekommit/förekommer i skogsindustriella utsläpp till vatten, under vilken tidsperiod utsläppen huvudsakligen skett, vilka kända miljöeffekter de givit upphov till och vilka kvarvarande effekter/potentiell miljöpåverkan som föreligger.

Tabell 6 Generaliserad sammanställning av miljöfarliga ämnen som förekommit/förekommer i restutsläppet vid tillverkning av massa och papper, under vilken tidsperiod utsläppen huvudsakligen ägt rum, vilka effekter de givit upphov till och vilka kvarstående effekter som föreligger.

Ämne/Ämnesgrupp	Tidsperiod för utsläpp	Effekt	Kvarvarande påverkan på organismer
Kvicksilver	1940-1970	Förhöjda Hg-halter i fisk	Avtagande, men i vissa fall fortfarande förhöjda halter i fisk i primärrecipienter
Övriga spårämnesmetaller	1875-pågår*	Inga registrerade effekter	-
Dioxiner och furaner	1920-1985	Förhöjda PCDD/F-halter i fisk, eventuellt bidragande till subletal toxicitet hos fisk	Avtagande, men i vissa fall fortfarande förhöjda halter i fisk i primärrecipienter
Klorfenolära ämnen	1920-1990**	Akuttoxicitet och eventuellt bidragande till subletal toxicitet hos fisk	Såvitt känt ingen påverkan; flertalet föreningar är reaktiva och lättnedbrytbara; oklart om mer persistenta föreningar fortfarande förekommer sedimentbundet i miljön
PCB, klorerade pesticider	1940-1980***	Inga registrerade effekter, kan ha bidragit till subletal toxicitet hos fisk	Halter i fisk på samma nivå som i bakgrundsområden; oklart om de idag bidrar till subletal toxicitet
Klorat	1980-pågår	Toxiskt gentemot brunalger, ledde till utslagning av blåstång i Kalmarsund	Inga registrerade effekter efter vidtagna processförändringar och reningstekniska åtgärder
Komplexbildare	1970-pågår	Inga registrerade effekter	-
Extraktivämnen	1875-pågår****	Akuttoxicitet och eventuellt bidragande till subletal toxicitet på fisk	Eventuellt bidragande till kvarvarande subletala effekter på fisk i primärrecipienter

* Kisaska, en restprodukt vid tillverkning av svavelsyra till sulfitprocessen med högt innehåll av metaller, deponerades i eller i anslutning till vattenrecipienter t.o.m. 1970; därefter enbart vedrelaterade utsläpp.

** Efter övergången från klor- till klordioxidblekning cirka 1990 bildas enbart mono- och diklorerade klorfenoler, vilka är lättnedbrytbara och har låg toxicitet.

*** Ämnen som ej använts aktivt i processen utan tillförts med inkommande råvara eller genom användning av utrustning på fabriksområdena (transformatorer, hydraulik, byggnadskonstruktioner m.m.).

**** Kraftigt reducerat mellan 1970 och 2000 efter successiva processförändringar, bl.a. slutningar, återtag av barkpressvatten och kondensat, spillsystem, extern rening och nedläggning av sulfitlinjer.

Genom bioturbation (d.v.s. sedimentomblandning orsakad av bottenfauna) kan förorenat material i ytsediment omblandas med underliggande preindustriella sediment och nytt sedimentande material, vilket leder till att snabba förändringar i föroreningsbelastning suddas ut. Detta leder också till att bioturberade sediment är svåra att använda i miljökontrollen för beskrivning av tidsutvecklingen, eftersom det kan ta många år innan en eventuell belastningsminskning ger sig till känna i form av minskande ytsedimenthalter. Omvänt gäller att avklingningen av en historisk kontaminering sker snabbare i laminerade sediment som avsätts i recipienter med ansträngda syreförhållanden och därmed ingen eller obetydlig bioturbation (Jonsson et al., 2000).

En hypotes som förts fram är att en återkolonisation och ökad bioturbation av bottenlevande djur i kan leda till en ökad frisättning av historiskt deponerade föroreningar i fibersediment utanför skogsindustrin (Tysklind, 2012; Snowball & Apler, 2015). I detta sammanhang har även betydelsen av de i Östersjön invaderande arterna av havsborstmusk av släktet *Marenzelleria* lyfts fram, eftersom dessa har förmåga att gräva djupare gångar i sedimenten jämfört med andra ursprungliga arter av mjukbottenfauna. Det finns även experimentellt stöd för att *Marenzelleria* har potential att

orsaka en ökad frigörelse av organiska ämnen till vattenmassan (Granberg et al., 2008; Josefsson et al., 2011).

Utfallet av den genomgång av miljöförhållandena i ett antal recipienter som nu gjorts tyder emellertid inte på att risken för en sådan utveckling är påtaglig. I flera recipienter, varav de till Korsnäsverken samt Norrsundets och Iggesunds bruk utgör de tydligaste exemplen, har en återkolonisation och kraftigt ökad utbredning av mjukbottenfauna följts av att halter av miljöfarliga ämnen avtagit i sediment och organismer, samt toxiska effekter minskat i omfattning. Att den toxiska effektbildningen alltså är tydlig bland annat utanför Norrsundet och Domsjö fabriker visar dock att historiskt kontaminerade sediment sannolikt kan bidra till toxicitet bland organismer i ovanförliggande vattenmassa.

Liknande observationer, som ovan nämnts för skogsindustrirecipienter, har gjorts i andra historiskt belastade områden, exempelvis vattnen runt centrala Stockholm. Här har en expansion av bottenfauna, bl.a. *Marenzelleria*, (Karlsson et al., 2010a) skett samtidigt som halterna av miljöfarliga ämnen minskat i sediment (Jonsson, 2015) och i fisk (Karlsson & Viktor, 2014). Även experimentella studier, där kemiska och biologiska processer i sediment från Stockholmsrecipienten specifikt studerats (Sundelin & Eriksson, 2001; Sundelin & Eriksson Wiklund, 2003), har kommit till slutsatsen att förbättrade syreförhållanden inte leder till en ökad risk för frigörelse av miljöfarliga ämnen. Å andra sidan visar årliga undersökningar i det nationella referensområdet Kvädofjärden i Tjusts skärgård att det sedan 2005 skett en ökning av "gamla" utfasade miljögifter i abborre parallellt med en kraftig ökning av mjukbottenfauna, inte minst *Marenzelleria*. Samtidigt visar abborren i området alltför signifikanta hälsoeffekter. Detta indikerar att fisken exponeras för miljögifter som frigjorts från bottensedimenten (Hanson et al., 2015; Hanson et al., 2016).

Att förändrade bioturbationsmönster skulle kunna vara en faktor som fördröjer återhämtningsförloppet i skogsindustrins recipienter är utifrån ovanstående observationer uppenbart, vilket också var en av hypoteserna när föreliggande projekt initierades. Utfallet av genomförda undersökningar tyder dock inte på att återhämtningsförloppet generellt har fördröjts i recipienterna genom en ökad bioturbation. Ett sådant scenario kan dock inte helt uteslutas. Det är därför angeläget att ha en fortsatt vaksamhet och miljökontroll av de föroreningar som finns upplagrade i primärrecipienternas sediment och hur förbättrade syreförhållanden och ökad utbredning av bottenfauna påverkar övriga delar av ekosystemet. Att det fortfarande förekommer toxiska effekter på fisk till exempel utanför Norrsundet även efter att fabriken lagts ned tyder på att sedimentbundna föroreningar från historiska utsläpp är av betydelse. Det är också av vikt att de diskussioner som påbörjats gällande det generella behovet av sanering av fibersediment (Häubner, 2014; Zillén et al., 2016) förs i ljuset av vetenskapligt grundade faktaunderlag gällande kopplingen mellan halter av miljöfarliga ämnen, exponeringsgrad och toxiska effekter hos organismer.

Följande slutsatser kan dras efter genomgången av miljöfarliga ämnen

- Halterna av kvicksilver har från tidigare höga nivåer generellt minskat i sediment och fisk i tidigare kvicksilverbelastade recipienter. I jämförelse med bakgrundsområden förekommer fortfarande förhöjda halter.
- Spårämnesmetaller förekommer i förhöjda halter i sediment i primärrecipienter. De har sitt huvudsakliga ursprung i massavedens metallinnehåll. Vid sulfitbruk har även förekommit utsläpp av kisaska med högt metallinnehåll. Det saknas tecken på att skogsindustrins metallutsläpp generellt lett till förhöjda halter i organismer eller andra oönskade effekter.

- Förekomsten av dioxiner och furaner har minskat kraftigt i jämförelse med när elementärt klor användes vid blekning av massan, men förhöjda halter förekommer fortfarande i sediment och fisk i några primärrecipienter. Däremot saknas koppling till de storskaliga haltförhöjningarna av dioxinlika ämnen i fet fisk från Östersjön, Väneren och Vättern, vilka förklaras av atmosfärisk deposition av kongener med huvudsakligt ursprung i förbränningsprocesser.
- Utsläppen av klorfenolära ämnen reducerades kraftigt under 1980- och början av 1990-talet genom utfasning av klorblekning och andra processerna åtgärder. Idag bildas vid ECF-blekning enbart mono- och diklorerade föreningar, vilka är lättnedbrytbara och har låg toxicitet. Det saknas kunskap om förekomsten av klorerade ligninstrukturer i sediment från historiska utsläpp och hur dessa eventuellt påverkas av ändrade redoxförhållanden.
- PCB, DDT och andra klorerade pesticider har inte använts aktivt i tillverkningsprocessen men kan ha följt med som kontaminering av råvara eller använts i fabrikenas infrastruktur på samma sätt som i övriga samhället. Halterna av PCB och DDT är generellt högre i fiberrika sediment utanför skogsindustrin än i bakgrundslokaler, medan halterna i fisk generellt är på samma nivå som i bakgrundslokaler.
- Klorat bildas som en restprodukt vid blekning med klordioxid. Klorat är toxiskt för växter och alger, framförallt brunalger. Skador på blåstångsamhället utanför fabriker i södra Östersjön förekom i början av 1980-talet. En viss påverkan av kloratutsläpp kan även ha förekommit i södra Bottenhavet. Genom att kloratreduktion införts vid alla fabriker föreligger ingen framtida risk för effekter av klorat.
- Användningen av komplexbildare (EDTA och DTPA) som tillsatskemikalier har ökat sedan klorblekning togs bort. Det finns inga tecken på att komplexbildare givit upphov till negativa effekter i recipienter.
- För vissa vedegna extraktivämnen, främst hartssyror, steroler och triterpener, finns indikationer på att de kan orsaka toxisk/hormonell effekt på fisk vid långtidsexponering. Det är även väl känt att speciellt hartssyror är akuttoxiska i höga koncentrationer. Utsläppen av extraktivämnen har reducerats kraftigt genom processerna åtgärder. Även om ett stort antal undersökningar genomförts saknas en samlad bild av effekter av bioaktiva extraktivämnen och deras metaboliter samt kopplingen till eventuella reproduktionsstörningar hos fisk.
- Utvecklingen med minskande halter av miljöfarliga ämnen i sediment och organismer i belastade recipienter har skett parallellt med förbättrade syreförhållanden och ökad utbredning av bottenfauna.
- Halter av miljöfarliga ämnen i recipienternas sediment och organismer, samt omfattningen av toxiska effekter har efter vidtagna processförändringar generellt minskat tydligt, vilket visar på en inneboende förmåga hos akvatiska ekosystem att motstå stress och kunna återhämta sig när störningen upphört, så kallad resiliens. Fortfarande förekommer emellertid i några recipienter, i förhållande till bakgrundsområden, förhöjda halter av miljöfarliga ämnen i sediment och fisk. Att det även förekommer toxiska effekter på fisk i några områden som inte kan förklaras av pågående utsläpp tyder på att historiskt kontaminerade sediment är en viktig faktor att beakta. Förändringar i sedimentblandningen genom ökad eller minskad utbredning av olika arter/släkten kan potentiellt påverka återhämtningsförloppet även om andra sedimentologiska processer förefaller ha större betydelse i skogsindustrins recipienter.

3.3 Toxicitet

3.3.1 Tester av akut och kronisk toxicitet

3.3.1.1 Bakgrund toxicitetstester

Biologiska tester har under de senaste 50 åren använts för att bedöma eventuella miljöeffekter av kemiska ämnen eller komplexa avloppsvatten. Testerna har huvudsakligen utgjorts av standardiserade korttidstester av akut toxicitet där det sökta mätetalet vanligen är medianeffektkoncentration (EC_{50}) eller medianletalkoncentrationen (LC_{50}). Ofta eftersträvas även bestämning av den lägsta koncentration som framkallar en statistiskt signifikant effekt LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) samt av den högsta koncentration som inte framkallar någon statistiskt signifikant effekt NOEC (No Observed Effect Concentration).

Korttidstester med alger, kräftdjur och fisk har främst utförts för att bedöma avloppsvattens akuta toxicitet. Vanligtvis nyttjades någon av grönalgerna (*Selenastrum* eller *Scenedesmus*), kräftdjuret *Daphnia magna* och fiskarterna regnbåge (*Onchorhynchus mykiss*) och sebrafisk (*Danio rerio*) vid karakteriseringarna. Dessa standardiserade testsystem är snabba och relativt billiga. Med den goda precisionen med hög reproducerbarhet har det medfört att 100-tals tester har kunnat utföras för att studera utfallet av processinternas ändringar och olika externreningsalternativ (SSVL, 1982; Granmo et al., 1983; Dave et al., 1987). Reproduktionstester med fisk utvecklades av IVL på 1970-talet och dessa har kombinerats med korttidstester för att få robusta testsystem med hög repeterbarhet och reproducerbarhet (Neilson et al., 1984). Tillsammans har resultaten från olika tester på laboratoriet ofta varit vägledande för enskilda skogsindustrier vid val av framtida produktionssätt och utformningen av externreningsalternativ. När det gäller tester av skogsindustriella avloppsvatten har SSVL och enskilda skogsindustrier även tillämpat långtidstester som beskriver kronisk toxicitet i form av effekter i modellekosystem och i bassängförsök med fisk. Dessa försök utfördes främst i syfte att beskriva effektbildens då olika tekniska process- och reningskoncept tillämpades.

Med hänsyn till den komplexitet som präglar skogsindustriella avloppsvatten visade det sig vara omöjligt att förutsäga resulterande miljöeffekter med hjälp av klassiska ekotoxikologiska tester, nämligen att först isolera de potentiellt skadliga substanserna och därefter karakterisera deras egenskaper. Grundat på insikten om den svaga kopplingen mellan akuttoxicitet i försök och subletaleffekter i fält gjordes därför i början av 1980-talet ett strategival avseende metodik för att påvisa effekter av skogsindustriella utsläpp. Den vägledande principen var att experimentella studier så långt som möjligt skall göras som långtidsförsök med arter som är anpassade till den miljö som förekommer i recipienterna samt att dessa arter skall exponeras för realistiska koncentrationer av förekommande ämnen/avloppsvatten. En viktig del i strategin var också att testresultaten skulle kunna verifieras i fält med samma eller närstående arter och med samma mätvariabler (SSVL, 1995; Grahn et al., 2000).

3.3.1.2 Toxicitetstester utförda i laboratorium

Under 1970-talet började industri och myndigheter inse att utsläppen från skogsindustrin behövde bedömas på annat sätt än med enbart kemiska analyser. I främst Kanada och USA hade forskningen avseende de biologiska effekterna av skogsindustriellt avloppsvatten startat och de utnyttjade främst LC_{50} -tester (medianletalkoncentrationer) där dödlighet hos försöksfiskar som exponeras i akvarier med olika spädningar studeras. Under de första åren gällde det främst att testa avloppsvatten från olika processer och rangordna resultaten. När det fanns ett någorlunda

heltäckande underlag avseende de toxiska effekterna på fisk så ställdes frågan: Hur kan vi minska det toxiska bidraget från de skogsindustriella processerna?

I slutet av 1970-talet utfördes forskning bland annat vid Svenska Träforskningsinstitutet och IVL om, vilka reningsmetoder som kunde appliceras på främst blekeriavloppsvatten från sulfatblekning. Det branschgemensamma SSVL projektet – Miljövänlig tillverkning av blekt massa möjliggjorde att ett flertal olika aspekter rörande blekeriavloppsvattens effekter i akvatisk miljö kunde studeras (SSVL, 1982). En viktig pusselbit i bedömningen av effekten av olika reningsprocesser var biologiska tester med akvatiska organismer representerande olika trofinivåer i den limniska näringskedjan. Vanligtvis nyttjades någon av grönalgerna *Selenastrum* sp. eller *Scenedesmus* sp., kräftdjuret *Daphnia magna* och fiskarterna regnbåge *Onchorhynchus mykiss* eller sebrafisk *Danio rerio*.

Resultaten från testerna redovisades som den koncentration (vol/vol%) av ett avloppsvatten vid vilken en 50 % effekt på de undersökta försöksdjuren kunde påvisas, t.ex. medianletalkoncentrationen, LC₅₀ (96h). Resultaten från de olika bruken visade sig vara svåra att jämföra eftersom unika processerna lösningar och vattenförbrukningen per ton producerad massa varierade avsevärt. I ett försök att få en enhetlig bedömning av det toxiska bidraget per ton massa, räknades LC₅₀ värden om till TEF värden (Toxicity Emission Factor). Först beräknades spädningsfaktorn toxic units (TU) ut där ett LC värde på t.ex. 20 vol/vol% ger en spädningsfaktor (TU) på fem för att ingen effekt skall registreras och det värdet multiplicerades med vattenförbrukningen per ton massa.

TEF = Toxic unit (LC₅₀-värdet/1) X vattenförbrukningen per ton

Långtidsstudier utförda i Nordamerika under 1960-70-talen (Walden, 1976) visade bl. a. att inga kroniska effekter på fisk kunde registreras i koncentrationer där LC₅₀ värdet späts upp till 20 gånger. Med anledning av detta så infördes en säkerhetsfaktor 20 i beräkningen av det toxiska bidraget från respektive produktionskoncept.

Beräkningarna leder till att TEF vid en toxicitet på ca 20 vol/vol% avloppsvatten och en vattenförbrukning på 100 m³ ger:

$$1/20 = 5 \text{ (TU)} \times 100 \text{ m}^3 \times 20 \text{ ger } 10\,000 \text{ i TEF} \times 20 \text{ värde.}$$

Den akuta toxiciteten mot fisk bestämdes främst under 1970-80-talen. Vid senare karakteriseringar har främst embryo/ungeltester används där kläckningsfrekvens, yngelöverlevnad och eventuella morfologiska effekter studerades vid olika inblandning av skogsindustriellt avloppsvatten.

Frågeställningarna under de sista åren på 1900-talet fokuserades mot reproduktionsstörningar orsakade av skogsindustriellt avloppsvatten. Dessa undersökningar tog även fasta på om genetiska effekter kunde uppstå. För att om möjligt besvara dessa frågeställningar utvecklades en tvågenerationstest med sebrafisk som tillämpades flitigt under början av 2000-talet. En sammanställning av försöksmetodens lämplighet för att karakterisera skogsindustriellt avloppsvatten med biologiska metoder finns publicerad som NV rapport 6304 (Bengtsson et al., 2009)

Karlsborgs bruk

En mätkampanj utfördes på bruket under november 1987. Den akuta toxiciteten av obehandlat avloppsvatten mätt som LC₅₀ (96h) uppgick till 24 vol% inblandning vilket motsvarar ett TEFX20 värde på 9600. Toxiciteten mot fisk eliminerades helt genom behandling i den luftade dammen

LC₅₀ (96h) >100 vol/vol % vilket ger ett TEFX20 värde på <2400. Reduktionen av toxiska komponenter som påverkade fisk uppgick till ≥75%.

En undersökning fokuserad på långtidseffekter av exponering för avloppsvatten efter den luftade dammen utfördes 2005. Prov efter den luftade dammen uttaget 2004, underkastades kemisk karakterisering och fiskstudier i flergenerationstest.

Avloppsvatten behandlat i den luftade dammen uppvisade ingen toxicitet mot vare sig ägg, yngel eller vuxna sebrafiskar. Alla olika stadier av fisk överlevde och syntes opåverkade av outspätt avloppsvatten (100 vol/vol%). Inga signifikanta reproduktionsstörningar kunde registreras efter att fiskarna exponerats hela livet under två generationer för 2,5, 0,7, och 0,1 % avloppsvatten uttaget efter den luftade dammen. Könkvoterna för två generationer livslångt exponerad fisk skiljde sig ej från kontrollgrupper. Inga endokrina störningar som förhöjd koncentration gulesäcksprotein (VTG) i hannar detekterades i de två generationerna fisk som undersökts (Viktor & Brorström-Lundén, 2005).

Domsjö fabriker

En större mätkampanj utfördes på alla delströmmar i blekeriet under 1981 (Landner et al., 1981). I det första alkalisteget (E₁-steget) uppmättes LC₅₀(96h) till 0,15 vol/vol% vilket motsvarar TEFX20 på dryga 20 600. Detta vatten återfördes till blekeriet och påverkade därmed ej utsläppet. Övriga delsteg i blekeriet uppvisade en kraftig toxisk effekt mot fisk och i det samlade blekeriavloppet C+H+D erhöles ett LC₅₀ (96h) på 3,2 vol/vol% vilket omräknat till TEFX20 gav ett värde på 20 600. Blekeriavloppet från sulfitlekeriet var därmed nära nog dubbelt så giftigt mot fisk som ett motsvarande blekeriavlopp från sulfatprocessen. Efter de inledande studierna på de olika delströmmarna i blekeriet genomfördes ett antal processinterna åtgärder. Förbättrad tvätt infördes på massan från C-steget och H-steget, vilket innebar en minskad toxicitet med ca 40 %. I det samlade blekeriavloppsvattnet minskade den akuta toxiciteten med nära 50 % till ett TEFX20 motsvarande 11000. De processinterna förbättringarna i blekeriet följdes upp med studier av hur kondensatöverföring och behandling kunde förbättras för att minska den totala toxiciteten från bruket. Undersökningar utfördes under 1983 (Höglund et al., 1984) och flera olika anaeroba behandlingsmetoder för kondensat testades. Resultatet från den metod som gav bäst reduktion av toxiska komponenter till det totala avloppet redovisas nedan (Tab. 7).

Tabell 7 Test av akut toxicitet mot regnbåge med kondensatavlopp från Domsjö fabriker. Efter Höglund et al., 1984.

Avlopp	LC50 (96h) vol%	TEF X 20
Obehandlat kondensat	2,5	13 000
D:o Anaerob behandlat	8,4	3 900

Sedan 1985 behandlas avloppsvattnet i ett anaerobt steg följt av ett luftat aktivslamsteg. Vid biologiska tester utförda 2011 på grönalg, kräftdjur samt ägg- och yngeltest på sebrafisk registrerades inga effekter av det biologiskt behandlade avloppsvattnet (Grahn, 2013b).

Östrands massafabrik

Under 1984 utfördes ett antal undersökningar vid bruket för att studera hur en ökad satsning av klordioxid i första bleksteget förändrar det toxiska bidraget till avloppsvattnet (Ryding et. al, 1985). Eftersom blekeriet i fabriken redan slutits så var vattenförbrukningen låg i jämförelse med andra fabriker. Det totala blekeriavloppet från blekning enligt C₈₅ +D₁₅ i första steget gav en toxicitet på motsvarande TEFX20 på 3 900. En ökning av andelen klordioxid i första steget till 30 % (C₇₀+D₃₀)

medförde att toxiciteten mot fisk minskade till TEFX20 på 2 600, d.v.s. en reduktion motsvarande 33 %. En ytterligare ökning av andelen klordioxid i det första bleksteget till 50 % (C₅₀+D₅₀) gav en toxicitetsminskning motsvarande 40 % baserat på TEFX20 värden för den normala förblekningen. Den positiva effekten av en minskad toxicitet mot fisk, efter övergång till en större andel klordioxid i förblekningen, syns genomgående för alla undersökta avloppsvatten från olika bruk.

I ett försök att verifiera den minskade akuta toxiciteten genomfördes även studier med ägg/yngel av sebrafisk (Tab. 8). Resultaten uttrycks som LOEC (lägsta koncentration som ger signifikant effekt) och NOEC (Icke observerad effekt koncentration).

Tabell 8 Test av olika blekeriavlutar med varierade klordioxidsatsning samt CTMP-avlopp vid Östrands massafabrik utfört med embryo/yngel av sebrafisk. Efter Ryding et al., 1985.

	LOEC Vol/vol%	NOEC vol/vol%	TEF
Blekeriavlopp C ₈₅ +D ₁₅	13	8	520
D:o C ₅₀ +D ₅₀	19	13	320
Barrblekning C ₅₀ + D ₅₀	15	13	400
Barrblekning C ₃₀ +D ₇₀	29	24	170
CTMP efter biologisk behandling	7	5	570
D:o efter kemfällning	25	19	160

Även när de känsligaste utvecklingsstadierna hos fisk undersöktes reducerades mängden toxiska komponenter med 40 % vid en högre satsning av klordioxid i första bleksteget.

Undersökningar fortsatte under 1994 och 1996 när huvudavloppet från barrsulfatblekning karakteriserades. Vid en övergång till en högre andel klordioxid C₃₀+D₇₀ noterades en fortsatt minskning med drygt 50 % av de för fiskar toxiska komponenterna. Avloppet från CTMP-tillverkning uppvisade en signifikant toxisk effekt på ägg/yngel av sebrafisk. Undersökningar utfördes på prover som behandlats i en biologisk reningsanläggning med efterföljande kemfällningssteg. Den biologiska behandlingen kombinerat med fällningssteg gav en ytterligare reduktion av mängden toxiska komponenter.

I början av 2000-talet byggdes en biologisk reningsanläggning vid Östrands massafabrik. Anläggningen baseras på en flerstegsrening med både aerob och anaerob aktivslamrening där även olika typer av organismer utnyttjas MULTIBIO®. Vid en undersökning som utfördes 2005 ingick flergenerationstester med fisk och kräftdjur på avloppsvattenprov uttaget efter intrimning av reningsanläggningen (Viktor, 2006). Kräftdjurens överlevnad och reproduktion påverkades inte signifikant i outspätt avloppsvatten. Även resultaten från fisktesterna visade att inga effekter uppträdde i outspätt avloppsvatten. Studierna visade även att inga reproduktionsstörningar registrerades hos fisk efter exponering i två generationer. Det fanns heller inga indikationer på några endokrina störningar hos försöksfiskarna, som t.ex. skev könskvot eller förhöjd koncentration gulesäcksprotein (VTG) hos hannar.

Iggesunds bruk

Avloppsvattnet från Iggesunds bruk karakteriserades vid en mätkampanj under tre olika dygn i augusti 1984 (Tab. 9). Huvudsyftet var att studera variationen av reningseffektiviteten uttryckt som reduktion av toxiska komponenter vid behandling i den luftade dammen.

Tabell 9 Test av akut toxicitet mot regnbåge (LC₅₀ (96h)) med avloppsvatten före och efter luftad damm vid Iggesunds bruk vid tre olika dygn.

Avlopp	Dag 1	Dag 2	Dag 3
Huvudavlopp	33	30	33
Ingående luftad damm	18	64	92
Utgående luftad damm	81	>100	99

Variationen i huvudavloppets toxicitet var liten till skillnad från det avloppsvatten som leddes in till dammen där variationen i LC₅₀-värden noterades inom spannet 18-92 vol/vol%.

Reningseffekten av toxiska komponenter för fisk var god och effekter registrerades först i koncentrationer från 80 vol/vol% inblandning eller högre.

Under 2001 utfördes två flergenerationstester med behandlat avloppsvatten från Iggesunds bruk (Viktor & Brorström-Lundén, 2002b). De två proverna som undersöktes representerade utgående avloppsvatten från den luftade dammen och dito med förstärkt luftning. Inget av de undersökta behandlade avloppsvattnen gav någon effekt på två generationer fiskar efter exponering för koncentrationer motsvarande 40 gångers utspädning. Embryo/ungeltester visade att kläckningen och överlevnaden var helt normal i outspätt avlopp av de båda behandlingarna. De gav ej heller upphov till några reproduktionsstörningar eller indikationer på endokrina störningar.

Vallviks bruk

Inga äldre karakteriseringar har utförts av IVL på avloppsvatten från Vallviks bruk. En större studie utförd med sebrafisk upplagd som en flergenerationstest med fiberförande delavloppsvatten från 2003 och 2005 utfördes under 2006 (Viktor & Brorström-Lundén, 2006). Inget av de undersökta avloppsvattnen påverkade ägg/ungelutvecklingen eller gav effekter under livslång exponering i försökskoncentrationerna 2,5, 0,7 och 0,1 vol %. Inga störningar på reproduktionen kunde detekteras för något av avloppsvattnen efter livslång exponering och inte heller några morfologiska förändringar hos yngel eller endokrina störningar mätt som förhöjd koncentration gulesäcksprotein (VTG) registrerades.

Norrsundets bruk

Under senare delen av 1984 utfördes en mätkampanj på Norrsundets bruk. Den akuta toxiciteten för både blekeri- och fabriksavlopp bestämdes för både regnbåge och sebrafisk vid olika skift (**Tab. 10**).

Tabell 10 Test av akut toxicitet mot fisk med ett antal olika blekeri och fabriksavlopp från Norrsundets bruk.

		LC ₅₀ (96h) vol%	TEFX ₂₀
1984			
Totalt blekeri dag	regnbåge	17	2 400
D:o	sebrafisk	13	3 000
Totalt blekeri kväll	regnbåge	15	2 600
D:o	sebrafisk	13	2 900
Totalt fabriksavlopp dag	sebrafisk	57	2 400
Totalt fabriksavlopp natt	"	54	2 400
1986			
Totalt blekeri	sebrafisk	17	2 300
Låg multipel blekning	"	26	1 500
Hög andel kloridoxid (D ₈₅)	"	20	2 000

En ny mätkampanj genomfördes under 1986 då främst olika klordioxidsatsningar utgjorde den variabel som undersöktes. Tester utfördes även under 1989 vid ett större fabriksförsök för att studera övergång till ECF blekning (**Tab. 11**).

Tabell 11 Test vid Norrsundets bruk av totalt blekeriavlopp med hög andel klordioxid i förblekningen med embryo/ungel av sebrafisk.

	LOEC	NOEC
Totalt blekeriavlopp ägg/ yngeltester med sebrafisk	15 vol%	10 vol%

Den utspädning som gav effekt gentemot de känsligaste stadierna hos fisk uppgick till 15 vol/vol% inblandning av det totala blekeriavloppet vilket var i paritet med andra bruk där syrgasförblekning följt av hög andel klordioxid tillämpades. Avlopp från bruk med efterföljande biologisk behandling erhöll en än bättre reduktion av toxiska komponenter.

Korsnäsverken

Under slutet av 1970-talet utfördes ett större projekt i syfte att mäta den luftade dammens rengingseffektivitet. Undersökningar utförda i Kanada visade på god reduktion av toxiska komponenter vid test med laxartad fisk, efter behandling i luftad damm. Vid längre undersökningsperioder kunde en försämrade rening ofta kopplas till svartlutspill inne i fabriken (Servizi & Gordon, 1972). I undersökningarna utförda vid Korsnäsverken användes både tester av akut toxicitet och reproduktionsstudier hos fisk. Effekter på reproduktionen hos fisk registrerades vid mätningar under 1978 (Viktor et al., 1980b). Mätningar av akut toxicitet med sebrafisk utfördes under hösten 1985 i samband med optimeringen av den luftade dammen (**Tab. 12**).

Tabell 12 Test av akut toxicitet hos regnbåge med totalavloppsvatten från Korsnäsverken före och efter den befintliga biologiska behandlingen.

Avloppsvatten	LC ₅₀ (96h) vol%	TEFX ₂₀
Totalt fabriksavlopp	73	4 400
D:o efter behandling i damm	>100	<3 200
Totalt fabriksavlopp	74	4 500
D:o efter behandling i damm	>100	<3 200
Totalt fabriksavlopp	54	5 900
D:o efter behandling i damm	>100	<3 000

Den förbättrade rengingseffekten i den luftade dammen till följd av optimeringen visade att inga akut toxiska substanser kunde registreras vid tester med fisk efter behandling.

Grycksbo pappersbruk

Endast ett prov har undersökts och det visade ingen toxicitet mot vuxna sebrafiskar d.v.s. LC₅₀ (96h) >100 vol/vol%. Eftersom produktionen baserats på inköpt massa bedöms inga större utsläpp av toxisk substans skett från 1960-talet och framåt.

Frövifors bruk

Den akuta toxiciteten mot regnbåge undersöktes under våren 1986. Det totala avloppsvattnet uppvisade en kraftig giftverkan och LC₅₀ (96h) bestämdes till 5,8 vol% vilket motsvarar ett TEFX 20 värde på 6 200. Eftersom inga bleksteg med klorgas användes i processen kunde toxiciteten tillskrivas de vedegna extraktivämnena som löstes ut i avloppsvattnet.

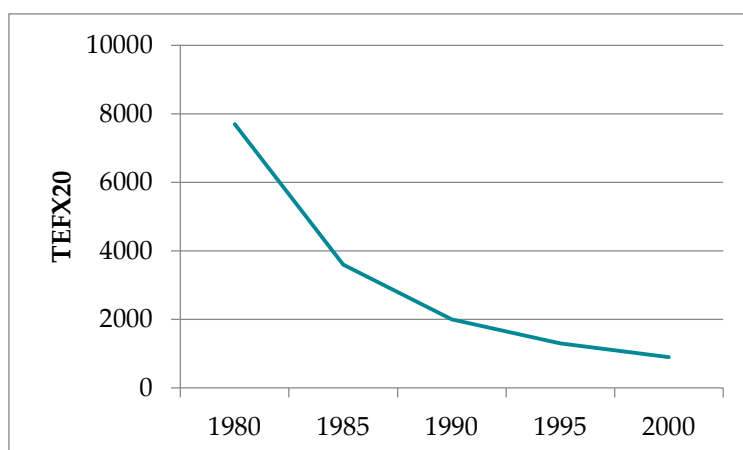
Skoghallsverken

Under slutet av 1970-talet genomfördes ett antal studier på blekeriavloppsvatten från Skoghallsverken. Detta skedde i samband med att en ny reningsmetod - jonbyte enligt Billerud - installerades på blekeriet (Viktor et al., 1980 a). Reningen användes först och främst för att behandla det första alkalisteget (E₁) i blekprocessen enligt sekvensen C₉₀/D₁₀ EHDED. Reningen utvecklades och kom att omfatta även det första klorsteget. I samband med dessa processinerna förändringar utfördes toxicitetstester med fisk. Jonbytesbehandlingen visade sig vara en effektiv metod av avlägsna färgen ur avloppsvattnet liksom en del av de giftiga komponenterna. En viss giftverkan mot fisk fanns fortfarande kvar efter behandlingen och reningsmetodiken ansågs för kostsam och inte tillräckligt effektiv för att fortsätta att satsa på. Anläggningen togs ur bruk under 1980-talet.

2007 utfördes biologiska tester på ett samlingsprov av biologiskt och kemiskt behandlat totalavloppsvatten uttaget under fem dygn för att studera eventuell tillväxthämning på grönalg och rörlighetshämning hos kräftdjur. Inga effekter kunde registreras i utspätt avloppsvatten (Grahn & Sangfors, 2008b).

Mönsterås bruk

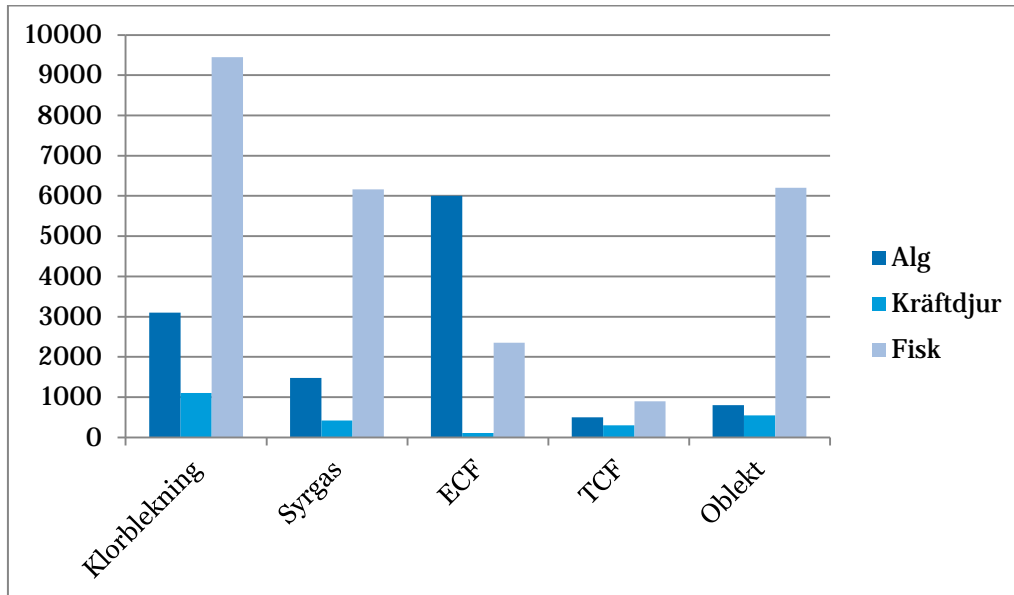
Den akuta toxiciteten mot fisk undersöktes på det utgående avloppsvattnet från Mönsterås bruk under 1980 när en ny fabrikslinje startades och oxygenförblekning installerades som ett första delignifieringssteg. I **Figur 41** redovisas den akuta toxicitetens förändring under perioden 1980 in på 2000-talet. Toxiciteten mätt som TEFX20 värden uppgick till 7 700 vid undersökningar 1980, vilket var i paritet med andra bruk där ett första syrgassteg installerats. Fram till 1985 ökades andelen klordioxid i förblekningen vilket gav ett mindre toxiskt avloppsvatten för fisk. En ökad andel klordioxid och optimering av den befintliga luftade dammen i början av 2000-talet resulterade i ett avloppsvatten som inte gav någon akut toxisk verkan (TEFX20 <900). För att studera eventuella kroniska effekter och endokrina störningar studerades fiskar som exponerades under hela livet i två generationer för det utgående avloppsvattnet i realistiska spädningar (Viktor & Brorström-Lundén, 2002a). Reproduktionen påverkades ej för fiskar exponerade under hela livet eller deras avkomma. De exponerade fiskarna visade på normala könkvoter (50/50) och inga endokrina störningar, som förhöjd koncentration gulesäcksprotein i hannar, kunde detekteras i fiskar representerande två generationer.



Figur 41 Akut toxicitet mot fisk (TEFX20) i utgående avloppsvatten från Mönsterås bruk under perioden 1980-2000.

3.3.1.3 Sammanfattning av laboratorietesterna

Nedan redovisas en sammanfattning av resultaten från tester med akvatiska organismer exponerade för avloppsvatten från olika barrsulfatprocesser där såväl interna som externa reningsåtgärder införts. Testerna är utförda i sötvatten och visar den genomsnittliga toxiciteten uppmätt vid ett antal olika undersökningsserier (Fig. 42). Merparten av resultaten är hämtade från SSVLs projekt "Miljövänlig tillverkning av blekt massa" och "Miljö 93" där undersökningarna är utförda inom ramen för treteknikstudien och fyrateknikstudien (Neilson et al., 1990 och 1991).



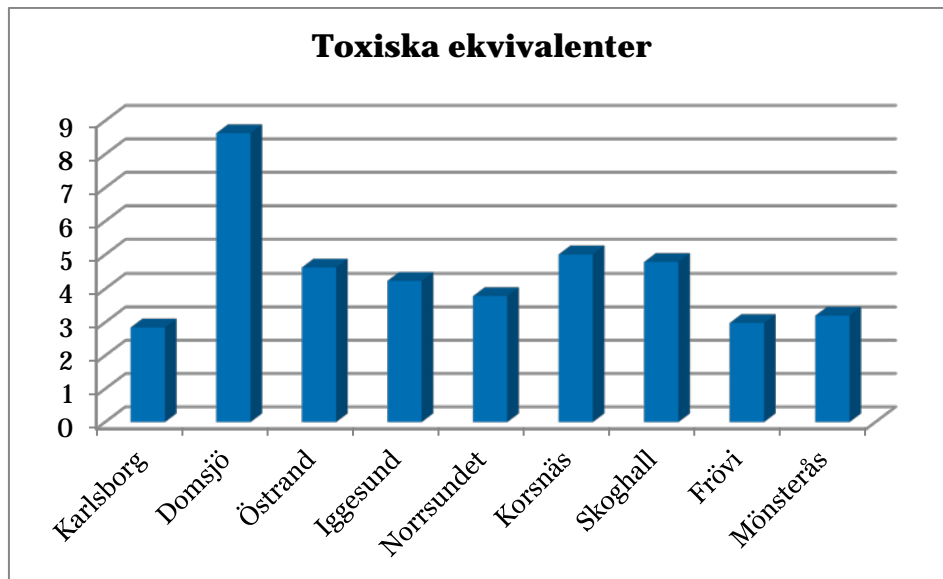
Figur 42 Jämförelse av de uppmätta toxiska effekterna från olika produktionstyper, uttryckt som TEF (Toxicity Emission Factors), för de tre organismgrupperna som vanligen används vid karakterisering av skogsindustriavlopp i laboratorium.

Det bör noteras att avloppsvattnen i **Figur 42** representerar utsläpp från flera olika tekniker motsvarande ett tidsspänn på nära ett halvt sekel inom svensk skogsindustri. Testmetodikerna är gemensamma för alla de olika undersökningarna, men det kan skilja 40 år mellan försökens utförande.

Teknikutvecklingen från syrgasförblekning, klordioxidblekning till helt klorfri blekning har reducerat toxiciteten stegvis för fisk och kräftdjur. Tester med alger visade på en kraftig ökning av toxiciteten vid införandet av en hög andel klordioxid i blekningen. Klordioxiden reagerade under blekningen och bildade klorat (ClO_3^-). Denna förening fungerar som ett kraftigt växtgift och dödar speciellt brunalger i låga koncentrationer.

Ett försök att bedöma de totala toxiska utsläppen till recipienten vid varje fabrik har gjorts (**Fig. 43**) med utgångspunkt från produktionsdata från starten av varje fabrik till nutid (Norrström & Karlsson, 2015). Den ekotoxikologiska testmetodik som använts vid flest undersökningar är akut toxicitet mot fisk. Dessa resultat har fått ligga till grund för beräkningar av den totala belastningen av toxiska ämnen till respektive recipient. De toxiska ekvivalenterna beräknas som mängden akut toxisk substans för fisk som släpps ut per ton produkt. Detta värde multipliceras därefter med produktionen vid de olika tidsperioderna. Före 1970 finns det få fisktester utförda så beräkningarna är utförda med antagandet att den akuta toxiciteten mot fisk före 1970 är minst lika hög eller jämförbar med resultat från 1970-talet. Under tidsperioden från 1970-talet till ca 2010 har

de toxicitetsdata som är mest relevanta på fisk använts vid beräkningarna. De antaganden som görs om den historiska toxiciteten ger generellt ett litet tillskott till den totala toxiciteten eftersom produktionssiffrorna var låga jämfört med senare produktionsperioder.



Figur 43 Total beräknad belastning av toxiska ämnen (toxiska ekvivalenter x 10⁻⁹) till respektive recipient under hela den period som fabriker varit i drift.

Som framgår av **Figur 43** har recipienten utanför Domsjö fabriker som är sulfittfabrik mottagit den största belastningen av toxiska ämnen. Ett intermediärt bidrag uttryckt som toxiska ekvivalenter har släppts ut i recipienterna utanför Östrand, Iggesund, Norrsundet, Korsnäs och Skoghall. Enligt beräkningarna har områdena utanför Karlsborg, Frövi och Mönsterås utsatts för den lägsta belastningen av ämnen som är toxiska mot fisk under åren som produktionen varit i drift.

3.3.1.4 Modellekosystem och bassängförsök med fisk

Den akuta toxiciteten minskade kraftigt med tiden i samband med de processändringar som gjordes i flertalet svenska fabriker. En fråga som fortfarande återstod, var huruvida dessa effekter korrelerar med kroniska störningar. Flera långtidsförsök och fältundersökningar visade nämligen att effekter på hälsotillstånd och reproduktion hos fisk kunde dokumenteras trots att avloppsvattnen inte uppvisade någon akut toxicitet.

Som exempel kan nämnas att McLeay & Brown (1979) genomförde undersökningar som indikerade att kopplingen mellan akut toxicitet, mätt i korttidstester, och mer kroniska effekter kan vara mycket svag. Akuttester på lax visade tydlig skillnad mellan obehandlade och biologiskt behandlade avloppsvattnen, medan långtidsförsök med samma vatten resulterade i subletala effekter, bl. a. tillväxtstimulering, som ej eliminerades av den biologiska reningen. Författarna drog bl. a. slutsatsen att det inte fanns några bevis för att de komponenter i avloppsvattnen eller de mekanismer som orsakar akut toxicitet är desamma som de som inducerar kronisk toxicitet.

Liknande resultat presenterades bl. a. av Robinson (1994) som fann att vid jämförelser mellan tester på avloppsvattnen och fältstudier i recipienter visade resultaten av akuttoxicitetstester ingen korrelation med konstaterade fysiologiska störningar hos vildfisk. Akut toxicitet registrerades för samtliga avloppsvattnen som enbart genomgått sedimentering, men inte för något avloppsvatten som genomgått biologisk behandling. Däremot uppträdde reproduktionsstörningar och andra

fysiologiska störningar hos fisk i alla undersökta recipienter oavsett fabriksprocess, blekteknik och avloppsvattenrening.

Under lång tid har myndigheterna krävt utbyggd biologisk rening. Målet har varit att bryta ner ämnen med potentiell toxisk eller endokrin effekt för att minska risken för att recipientens organismer, t ex fiskpopulationer, påverkas negativt.

Det är dock svårt att finna stöd i forskningslitteraturen för att biologisk rening ger denna effekt (Adams et al., 1992; Munkittrick et al., 1992; 1997), samtidigt som det finns ett antal exempel på motsatsen, d.v.s. att den subletala toxiciteten i vissa fall kunde förstärkas (Grahn & Landner, 1998). Vilka åtgärder som skulle krävas, modern processteknik och/eller väl fungerande externrening, för att slutligen lösa problemet visade sig vara svårbedömbart, samtidigt som oklarheter rådde om hur effektivt olika externreningskoncept eliminerade de biologiskt aktiva substanserna, som till stor del var oidentifierade.

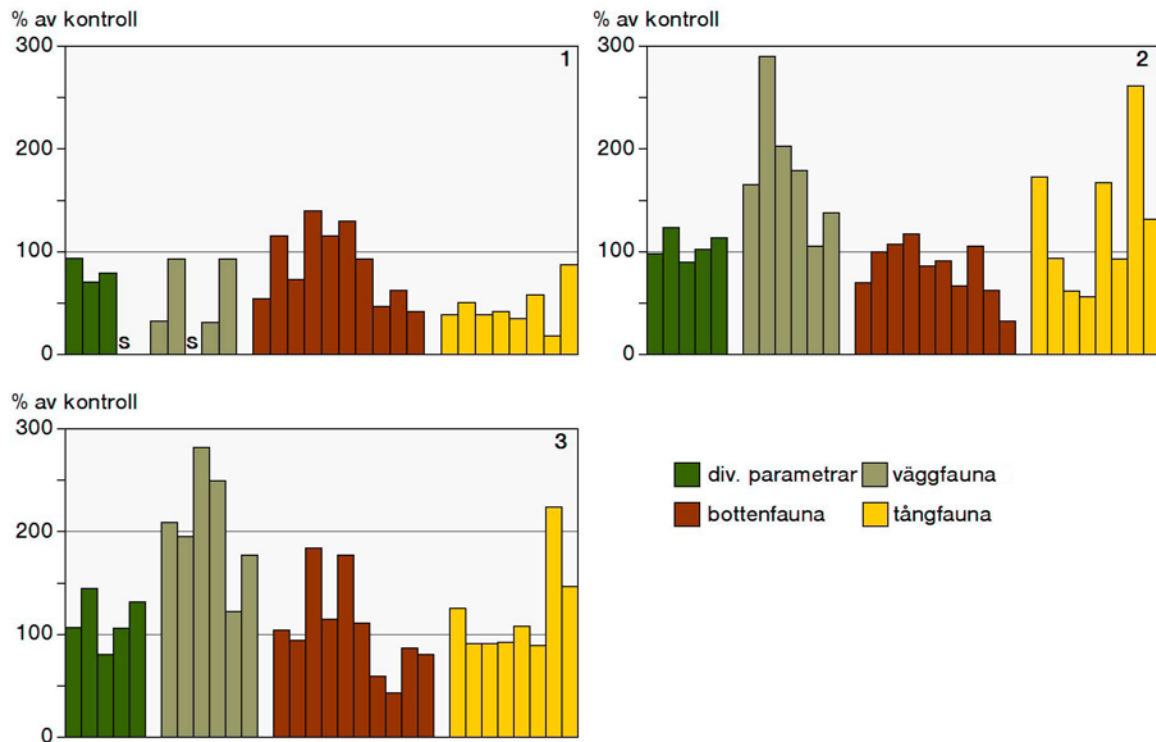
Ett omfattande arbete inleddes inom ramen för SSVL:s forskningsverksamhet. Långtidsförsök med fisk och modellekosystemstudier utvecklades under 1980-talet för att beskriva biologiska/ekologiska effekter av skogsindustriella avloppsvatten och tillämpades under ca 20 år för att studera effekter av olika process- och reningskoncept. Metodiken har också använts i ett flertal tillståndsärenden. Den samlade kunskapen från denna testverksamhet är alltså betydande.

Modellekosystem kan definieras som en förenklad kopia av ett naturligt ekosystem med den fysiska miljö och de organismer som där ingår. Vid all experimentell verksamhet introducerar man mer eller mindre stora avvikelser från den naturliga miljön vilket naturligtvis är en begränsning. Detta måste dock vägas mot de begränsningar som finns i naturliga recipienter genom förekomsten av flera utsläppskällor, temperatur- och salthaltsgradienter samt påverkan av tidigare utsläpp av organiskt material vilket försvårar tolkningen av resultaten. Samtidigt är varje recipient unik och jämförelser mellan olika recipienter ger inte möjlighet att på ett enkelt sätt utvärdera och rangordna olika typer av process- och reningskoncept.

Bassängförsök med fisk, främst regnbåge, började tillämpas under 1980-talet som ett komplement till modellekosystemen för att beskriva förändringar av morfometriska, fysiologiska och biokemiska variabler vid exponering för skogsindustriella avloppsvatten.

Tester i modellekosystem

Som exempel på ekosystemeffekter kan nämnas tester i modellekosystem med avloppsvatten som utfördes vid en fabrik dels 1982, representerande äldre teknik, dels 1993 efter ett antal processförändringar. År 1993 testades avloppsvatten från både ECF- och TCF-produktion. I figuren presenteras ett "fingerprint" av ett 30-tal struktur- och tillväxtparametrar i det exponerade modellekosystemet vilka jämförs med motsvarande parametrar i kontrollekosystemet (**Fig. 44**).



Figur 44 Utfallet av struktur- och tillväxtparametrar i avloppsvatten exponerade modellekosystem uttryckt som procentuell avvikelse i relation till medelvärdet i kontrollbassänger (100 %). Avloppsvatten 1 uttogs 1982 och 2 och 3 uttogs 1993. Avloppsvatten 2 härrör från produktion av ECF-barrvedssulfatmassa- och avloppsvatten 3 från TCF-barrvedssulfatmassaproduktion. Samtliga testade avloppsvatten är orenade totalavloppsvatten. Efter SSVL, 1995.

Som framgår av figuren visade testerna med orenat avloppsvatten från 1982 (1) att flertalet djurgrupper uppvisade ett kraftigt reducerat individantal och vikt jämfört med kontrollsystemet som i figurerna anges med 100 %. Hämmande effekter förekom på praktiskt taget alla nivåer i ekosystemet (SSVL, 1995).

För de orenade ECF- och TCF-avloppsvattnen (2 och 3) från 1993 förelåg få hämmande avvikelser jämfört med kontrollerna vilket betyder att någon påtaglig reducerad tillväxt och biomassa inte kunde noteras. Effektmönstren var mycket lika varandra. I stället uppvisade ett antal variabler stimulans, d v s ökning av individantal och biomassa, jämfört med kontrollerna. Detta berodde på att lättillgängligt organiskt material och näringsämnen fanns tillgängliga i avloppsvattnet.

Mellan 1982 och 1993 hade syrgasdelignifiering och förlängd kokning installerats, elementärt klor hade ersatts med klordioxid respektive väteperoxid och svartlutsspillen hade minskat påtagligt.

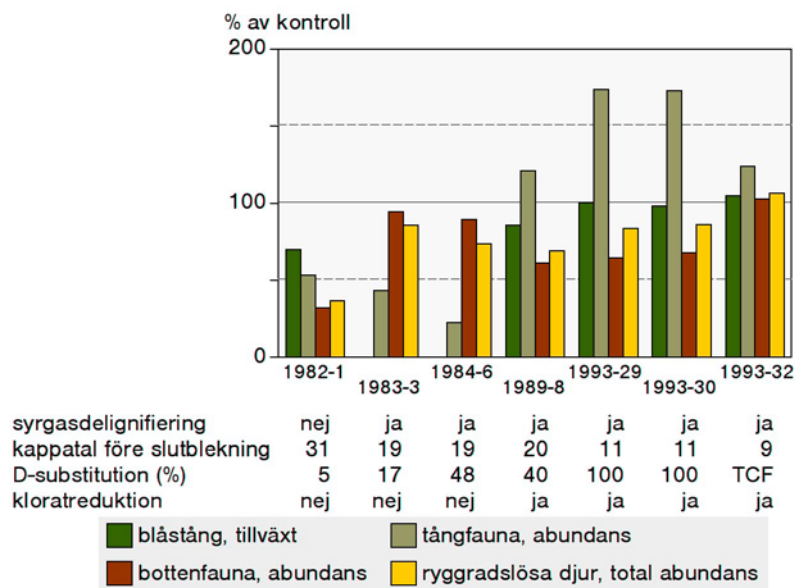
I **Figur 45** presenteras resultat från en annan uppsättning modellekosystemtester som gjordes med obehandlat totalavloppsvatten från sju olika fabriker vilka representerade olika produktion och processkoncept. Effekter på blåstång, tångfauna och sedimentfauna undersöktes (SSVL, 1995).

Totalavloppsvattnet från 1982 (1) uppvisade tydliga effekter på blåstången med åtföljande reduktion av tångfaunan. Ännu större reduktion erhöles för sedimentfaunan. Avloppsvattnet härrörde från en fabrik med barrvedsmassaproduktion utan syrgasdelignifiering och 95 % klorgas i blekprocessen.

Test på avloppsvatten från fabriker med syrgassteg och en högre andel klordioxid visade en förbättrad bild av faunasamhället (3 och 6) men kloratskador gjorde sig gällande på blåstången.

År 1989 testades ett obehandlat avloppsvatten (8) som genomgått kloratreduktion. Tillväxtreduktionen av blåstången var 15 % och det totala antalet djur var reducerat med 30 %.

År 1993 testades två obehandlade ECF-avloppsvatten (29 och 30) och ett TCF-avloppsvatten (32). Dessa uppvisade en bild med mindre hämmande effekter. I ECF-avloppsvattnen skedde dock en stimulering av tångfaunan och viss reduktion av bottenfaunan medan i stort sett inga förändringar noterades i TCF-avloppsvattnet jämfört med kontrollen. Resultaten visade således en betydande förbättring efter de genomförda processändringarna.



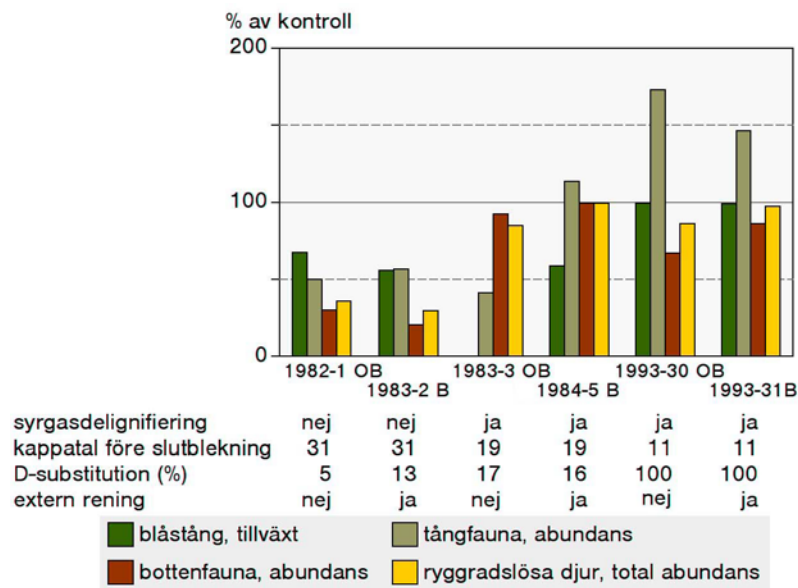
Figur 45 Utfallet av tester på fyra strukturparametrar i modellekosystem för sju olika skogsindustriella avloppsvatten under perioden 1982-1993. Den procentuella mängden klordioxid i första klorsteget anges under varje stapel. Efter SSVL, 1995.

I **Figur 46** redovisas tester med totalavloppsvatten från tre olika fabriker med barrvedsmassaproduktion uttagna före (1 OB) och efter biologisk rening i luftad damm (2 B). Som framgår var effektbildningen i den första försöksserien kraftig på tång och ryggradslösa djur i både obehandlat och behandlat avloppsvatten. Dessa avloppsvatten var uttagna från en fabrik utan syrgasdelignifiering och med högt kappatal och hög klorsatsning.

Då syrgasblekning infördes och blekning skedde med större andel klordioxid vid fabrikerna blev effektbildningen lägre främst i form av minskad påverkan på ryggradslösa djur (3 OB, 5 B). Skador förekom dock på blåstången genom minskad tillväxt beroende på förekomst av klorat.

Betraktar man effektbildningen i avloppsvattnet från en fabrik med modernare processutformning och bättre teknisk standard samt 100 % klordioxid (30 OB, 31 B) förbättrades effektbildningen ytterligare och avvikelserna var små både i obehandlat och i luftad damm behandlat avloppsvatten. Den enda

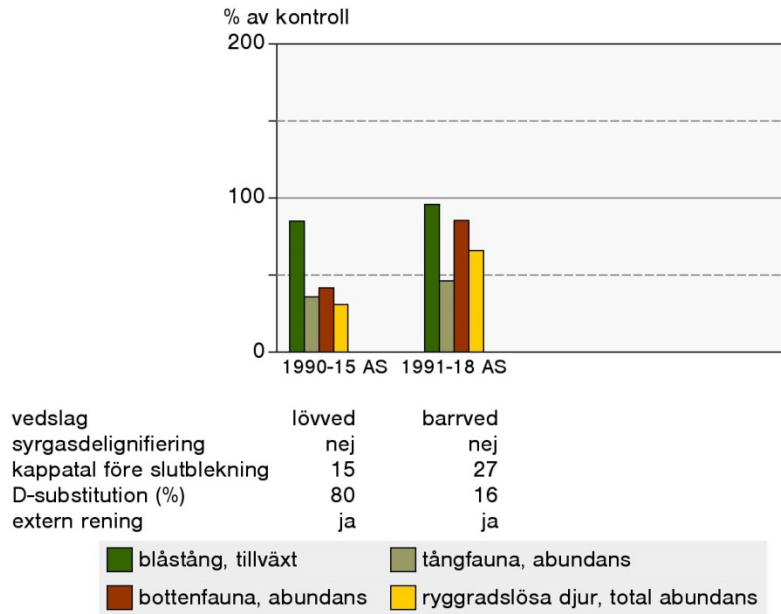
förändring som uppmättes var att ryggradslösa djur som lever i tången ökade i numerär i såväl obehandlat som i behandlat avloppsvatten.



Figur 46 Utfallet av tester på några struktur- och tillväxtparametrar i modellekosystem vid exponering för obehandlat (OB) respektive biologiskt behandlat (B) totalavloppsvatten representerande olika tekniknivåer 1982-1993. Den procentuella mängden klordioxid i första klorsteget anges under varje stapel. Efter SSVL, 1995.

I **Figur 47** redovisas tester med två aktivslambehandlade (AS) totalavloppsvatten från en fabrik med lövvedsmassaproduktion respektive en fabrik med barrvedsmassa. Ingen av fabrikerna hade syrgassteg och den ena fabriken blekte huvudsakligen med klordioxid medan den andra fabriken blekte med klorgas.

Det avloppsvatten som uttogs från den fabrik som hade lövvedsproduktion, låg andel klorgas vid blekningen och rening i aktivslamanläggning gav uttalade effekter på både tångfauna och bottenfauna. Den andra fabriken, som också behandlade avloppsvattnet i aktivslamanläggning men hade hög andel klorgas vid blekningen, gav en hämning av tångfaunan medan tångtillväxten och bottenfaunan uppvisade mindre avvikelser. Övergång till klordioxidblekning tycktes alltså inte minska effekterna.

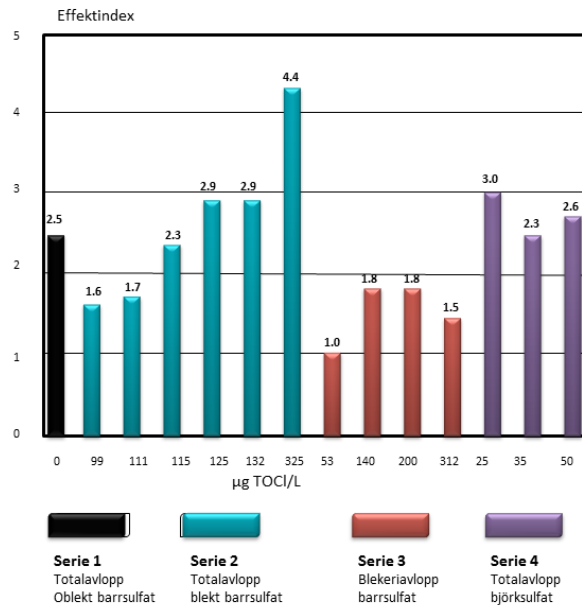


Figur 47 Utfallet av tester på några struktur- och tillväxtparametrar i modellekosystem vid exponering för två aktivslambehandlade (AS) totalavloppsvatten.

Under 1980- och början av 1990-talet utfördes tester i modellekosystem med 14 olika processavloppsvatten för att bl. a. analysera betydelsen av blekteknik (Fig. 48). Ett avloppsvatten härrörde från produktion av oblekt barrsulfatmassa, (serie 1), sex från totalavloppsvatten från produktion av blekt barrsulfatmassa (serie 2), fyra var enbart blekeriavloppsvatten från tillverkning av barrvedsmassa (serie 3) samt tre totalavloppsvatten från produktion av björksulfatmassa (serie 4) (Landner et al., 1991; Grahn et al., 1994). I figuren presenteras ett så kallat effektindex för varje avloppsvatten samtidigt som halten TOCl i respektive avloppsvatten redovisas. Effektindexet baseras på ett antal biologiska parametrar som getts ett värde enligt en skala 1-5. Ju högre värde desto större avvikelse från kontrollen för respektive parameter. Det erhållna värdet för respektive avloppsvatten har därefter summerats och dividerats med antalet bedömda parametrar. Parametrarna beskriver effekter på blåstång, effekter på ryggradslösa djur, effekter på överlevnad, tillväxt och sjukdom hos fisk samt effekter på fiskens fysiologiska tillstånd. Antalet parametrar som ligger till grund för effektindexet uppgår till mellan 25 och 30 för respektive avloppsvatten.

Av figuren framgår att vattnet från oblekt produktion uppvisar ett högre värde på effektindexet och således mer uttalade effekter jämfört med totalavloppsvattnet från blekt produktion med halter av TOCl på ca 100 µg/l och enbart blekeriavloppsvatten med TOCl-halter på mellan 50 och 300 µg/l.

Totalavloppsvattnet behandlat enligt bleksekvensen (C95+D5)EHDED med ett innehåll av 325 µg TOCl/l samt blekeriavloppsvattnet med en halt av 312 µg TOCl/l avviker väsentligt från varandra vad gäller effektindex. Detta förhållande indikerade att processinterna förhållanden samt andra procesströmmar än blekeriet påverkade miljöeffekterna och någon korrelation mellan organiskt bundet klor och totaleffekter i modellekosystemen kunde inte beläggas.



Figur 48 Effektindex från utförda försök med modellekosystem och fisk. Efter SSVL, 1995.

Bassängförsök med fisk

En serie försök på fisk i bassänger genomfördes under 1990-talet med både obehandlade och biologiskt behandlade processavloppsvatten från totalt nio sulfatfabriker där både pilotrening och rening i fullskala tillämpades. Totalt genomfördes exponering av regnbåge för 32 olika avloppsvatten i två koncentrationer. Av de 32 testade avloppsvatten var tio obehandlade och 22 biologiskt behandlade (Grahn et al., 2000).

Av de tio obehandlade avloppsvatten gav två "oacceptabla effekter" på fisken, d v s minst två fysiologiska funktioner uppvisade störningar. Åtta obehandlade totalavloppsvatten framkallade alltså ingen störning på fiskens hälsotillstånd. I de två fall där "oacceptabla effekter" uppträdde i obehandlade avloppsvatten utgjordes effekten dels av tillväxthämning som kvarstod efter biologisk behandling i aktivslamanläggning, dels av gälskador och störning av syreupptagningsförmågan.

Vid tester på fisk med 22 biologiskt behandlade avloppsvatten, där både aktivslam som LAS (långtidsluftad aktiv slam) och luftad damm var representerade, uppträdde störning på två fysiologiska funktioner i två fall, d. v. s. 18 biologiskt behandlade avloppsvatten framkallade inga funktionsstörningar hos fisken.

I de två fall där biologiskt behandlade avloppsvatten framkallade fysiologisk störning dokumenterades i det ena fallet en tillväxthämning och påverkan på energireserven i ett LAS-behandlat avloppsvatten. Dessa effekter uppträdde inte i det obehandlade avloppsvattnet. I det andra fallet uppträdde en tillväxtminskning i ett aktivslambehandlat totalavloppsvatten. Tillväxtminskningen uppträdde även i det obehandlade avloppsvattnet.

Med få undantag uppfyllde således flertalet, både obehandlade och biologiskt behandlade sulfatfabriksavloppsvatten, kriteriet ingen fysiologisk störning på fisk.

Vid dessa tester på fisk ingick inte reproduktionsstudier men vid fem av de nio fabriker varifrån avloppsvatten testades hade undersökningar genomförts av reproduktionen hos vildlevande abborre och/eller tånglake i respektive recipient. Dessa undersökningar visade att reproduktionsstörningar förekom i två fall.

I ett annat bassängförsök 1993 med regnbåge under sju veckor studerades 24 morfometriska och fysiologiska parametrar i fyra totalavloppsvatten från två fabriker med barrvedsmassaproduktion. (Grahn et al., 1994). Testerna visade att vissa störningar uppträdde på leverfunktionen och ämnesomsättningen i samtliga exponerade fiskgrupper men att skillnaden var liten mellan såväl obehandlat och biologiskt behandlat vatten som mellan ECF- respektive TCF-avloppsvatten.

Nedan redovisas ytterligare tre exempel där fiskens hälsotillstånd studerats i långtidsförsök med några fabriksavloppsvatten (Grahn & Sandström 2003).

Fabrik A

Fabriken är en sulfatfabrik med integrerad kartongproduktion. Avloppsvattnet genomgick biologisk rening i luftad damm med en uppehållstid på ca fyra dygn. Ett fullskaleförsök genomfördes 1996 i den luftade dammen med sex extra luftare respektive ett försök med samma luftning och närsalttillsats. De utförda försöken visade att en ytterligare COD-reduktion erhöles i samband med den förstärkta luftningen, från 35-37 % till 45 % i samband med utökad luftning. På de två avloppsvattnen från fullskaleförsöken samt på obehandlat och i luftad damm behandlat avloppsvatten genomfördes fysiologiska och biokemiska undersökningar på regnbåge i en avloppsvattenutspädning på 80 respektive 400 ggr under sex veckor.

Resultaten från testerna visade, att utgående behandlat avloppsvatten från den luftade dammen orsakade signifikanta avvikelser för vissa mätvariabler som beskriver fiskens leverfunktion. Avvikelseerna var inte stora, men då flera variabler (EROD, leverglykogen, LSI) påverkats samtidigt tolkades detta som en störning på leverfunktionen enligt Larsson et al. (2000). I övriga tre avloppsvatten uppträdde ingen störning av leverfunktionen men genomgående registrerades avvikelser i två variabler, nämligen glykogenhalten och aktiviteten hos avgiftningsenzymet EROD i levern. Resultaten av försöket visade således, att en störning av leverfunktionen uppträdde när fisk exponerades experimentellt för utgående avloppsvatten från den luftade dammen.

Studier av biokemiska och fysiologiska mätvariabler hos abborre utfördes även i recipienten för fabrik A. Även i denna undersökning som gjordes 1996 noterades en statistiskt signifikant förhöjning av aktiviteten hos avgiftningsenzymet EROD samt en något minskad leverstorlek jämfört med referensområdet. Recipientundersökningen visade även att en fortplantningsstörning förelåg, då fiskens könsmodnad var fördröjd och könsorganen var mindre hos de abborrhonor som levde i recipienten jämfört med referensområdet.

Fabrik B

Fabriken är ett linerbruk och produktionen baserades på sulfatmassa och returfiber massa. Avloppsvattnet renades i två parallella sedimenteringsbassänger. Bolaget genomförde en utredning 1996 för att reducera utsläppen som bl. a. innebar att interna åtgärder skulle genomföras i kombination med anaerob biologisk rening av processavloppsvattnet från returfiberanläggningen och condensat från sulfatfabriken.

Tester genomfördes med regnbåge under sex veckor varvid fisken exponerades för totalavloppsvatten efter sedimentering respektive obehandlat och biologiskt pilotbehandlat returfiberavloppsvatten och condensat som utgjorde delströmmar av totalavloppsvattnet. Den samlade bild som framträdde från försöken var att samtliga fiskar dog efter 3-4 veckor i

delströmmarna obehandlat returfiberavloppsvatten och kondensat i blandning i en utspädning av 80 ggr. I 400 ggr utspädning uppträdde skador på gälepitelet och störd syreupptagningsförmåga. Det anaerobt pilotrenade returfiberavloppet med kondensat ledde inte till några funktionsstörningar hos fisken vilket även var fallet för det totala processavloppsvattnet i 80 respektive 400 ggr utspädning.

Resultaten visade att delströmmar i fabriken, i form av en blandning av returfiberavlopp och kondensat, innehåller någon eller några substanser som framkallar störd syreupptagningsförmåga och gälskador. Denna effekt elimineras genom anaerob behandling i pilotskala, vilket pekade på att effektoresakande ämnen var lätt nedbrytbara. Endast begränsade undersökningar avseende hälsotillståndet hos fisk hade genomförts i recipienten för fabrik B. Dessa undersökningar tillsammans med studier av könsorganens utveckling, könsmognadsgrad och sjukdomssymptom visade att inga förändringar uppträdde i recipienten jämfört med referensområdet.

Fabrik C

Fabriken producerade sulfatmassa på två linjer, varav den ena var försedd med blekeri. Avloppsvattnet renades i en extern reningsanläggning (LAS) med en uppehållstid på två till tre dygn.

Under hösten 2000 testades enbart det från LAS utgående avloppsvattnet i en utspädning av 80 respektive 400 ggr under sex veckor.

Ingen av de fyra studerade fysiologiska funktionerna (tillväxt, leverfunktion, immunförsvar, syreupptagningsförmåga) hos fisk uppvisade störningar efter exponering för LAS-behandlat avloppsvatten. Undersökningar har inte genomförts i recipienten sedan 1994 då utsläppen behandlades i en luftad damm. Vid dessa undersökningar, som var relativt omfattande, erhöles inga resultat som tydde på en påverkan på fiskens fysiologiska tillstånd.

Internationella studier

Utöver de studier som genomfördes i Sverige inom ramen för SSVL och olika tillståndsärenden, kan två andra relativt omfattande experimentella undersökningar nämnas, en i Finland (Priha, 1996) och den andra i Kanada (Martel et al., 1996). Den finländska undersökningen omfattade 12 sulfatfabriker, vars avloppsvatten bl. a. testades med sebrafisk-embryo-larv-testen. Bland de tre fabriker, vars avloppsvatten behandlats i LD framkallade avloppsvattnet från en fabrik en signifikant förkortning av tiden till äggkläckning. Av de nio fabriker med AS-behandling, ledde avloppsvattenexponering i sex fall till en signifikant förkortning av tiden till kläckning. Ingen effekt erhöles på larvernas överlevnadstid av något avloppsvatten. Vid test av EROD-aktiviteten i levercellkulturer från regnbåge (tot. 13 fabriker) erhöles i två fall av tre med exponering för LD-behandlat avloppsvatten hämning av aktiviteten. I tre fall av tio erhöles en hämning då exponering skedde för AS-behandlade avloppsvatten. Den kraftigaste hämningen erhöles vid exponering för avloppsvatten som ej genomgått någon biologisk rening.

Den kanadensiska kartläggningen omfattade 15 sulfatfabriker med tillverkning av blekt massa, varav fyra hade AS-behandling och de övriga hade LD-behandling av avloppsvattnet. Avloppsvattnen testades genom exponering av regnbåge under 96 timmar för 10 ggr utspädda avloppsvatten, varpå EROD-aktiviteten i levern mättes. Bland avloppsvattnen från de elva fabriker med LD gav åtta signifikant induktion av EROD och bland de fyra fabriker med AS behandling erhöles EROD-induktion i tre fall. Vid test av tre CTMP-fabriker fann man att den enda vars avloppsvatten gav EROD-induktion var en fabrik med ett anaerobt behandlingssteg, följt av en AS-anläggning med 2,25 dygns uppehållstid.

I en annan kanadensisk studie (Lowell et al., 1995) exponerades larver av en art av dagslända (*Baetis tricaudatus*) för ett biologiskt behandlat sulfatavloppsvatten under två veckor i en utspädning på tio respektive 100 ggr. Någon påverkan på dagsländelarvernas överlevnad kunde inte registreras men de avloppsvattenexponerade grupperna uppvisade en tydligt stimulerad tillväxt (20-50%). Författarna pekar på två möjliga orsaker till den ökade tillväxten, nämligen en ökad tillgång på föda eller en ämnesomsättningsstörning inducerad av substanser som förekommer i avloppsvattnet.

Vid studier av elva kanadensiska fabriker (Robinson, 1994) visades att resultat från akuttotoxicitetstester inte korrelerar med fysiologiska störningar på vildfisk i recipienter. Akut toxicitet gentemot fathead minnow (elritsa) och kräftdjuret *Ceriodaphnia* kunde uppmätas i avloppsvatten med enbart sedimentering, d v s orenade avloppsvatten, men inte i biologiskt behandlade avloppsvatten. Däremot uppträdde reproduktionsstörningar och andra fysiologiska störningar hos vit sugkarp vid alla fabriker oavsett fabriksprocess (åtta sulfatfabriker och tre sulfatfabriker) blekteknik och biologisk rening (sju fabriker ingen rening, fyra fabriker biologisk rening). Det bör poängteras att ingen av sulfatfabrikerna hade syrgasdelignifiering vid det tillfälle undersökningarna genomfördes och sannolikt också en generellt sämre fabriksstandard jämfört med dåtidens sulfatfabriker i Sverige.

I försök utförda i Finland exponerades regnbåge under åtta veckor för AS-behandlade avloppsvatten varvid bl. a. a tillväxt, blodbild och leverhistologi studerades. I den första studien skedde exponering för låga koncentrationer (400 resp. 2 000 gångers utspädning) av ett avloppsvatten från produktion av blekt lövsulfatmassa under kallvattenförhållanden, d v s försöket utfördes under vintern (nov-dec). Fiskarnas tillväxt reducerades med 30-40 % i såväl obehandlat som AS-behandlat avloppsvatten och andelen nekrotiska (döda) leverceller flerdubblades hos fiskgrupperna i båda serierna. En reduktion av antalet röda blodceller och av hemoglobinhalt samt av aktiviteten hos enzymet UDP-GT registrerades i fiskar som exponerades för det AS-behandlade avloppsvattnet. Vidare var granulocyternas fagocytaktivitet stimulerad efter två veckors exponering för AS-behandlat vatten, d v s immunförsvaret uppvisade störningar. De fyra sistnämnda störningarna förekom ej hos fiskar som exponerats för obehandlat avloppsvatten.

I ett annat försök undersöktes regnbåge 1992 vid exponering för obehandlat respektive AS behandlat (pilotskala) total- respektive blekeriavloppsvatten under tidig vår (jan-mars), d v s under kallvattenförhållanden. De avloppsvattenexponerade fiskgrupperna ökade i tillväxt i storleksordningen 10-20 % jämfört med kontrollerna trots litet födointag. Den stimulerade tillväxten är troligen också orsaken till att den röda blodcellsbilden var förändrad och något mer uttalad i de biologiskt renade avloppsvattnen. Några förändrade nivåer av leverglykogen och leverfett kunde dock inte registreras men studierna av leverhistologin pekade på en förhöjd omsättning av leverceller.

De två ovan nämnda försöken var de första som genomfördes under kallvattenförhållanden samtidigt som vissa resultat pekade på att avloppsvattens egenskaper inte förbättrades utan i vissa avseenden försämrades efter AS-behandling i pilotskala.

I en tredje studie (Lehtinen et al., 1993), som omfattade exponering av regnbåge under åtta veckor för ett AS-behandlat avloppsvatten (fullskala) från en fabrik med produktion av klorblekt barrvedssulfatmassa, registrerades en kraftigt reducerad tillväxt hos fiskarna jämfört med kontrollen. Vidare var antalet röda samt omogna röda blodceller signifikant reducerade. I detta försök studerades emellertid inte avloppsvattnet före AS-behandling. Vid detta försök exponerades även en fiskgrupp för ren betasitosterol d v s en substans som förekommer naturligt i bark och ved.

Fisken uppvisade en tillväxtökning, förhöjd glykogenhalt i levern och en ökad vakuolisering i levern. Resultaten pekade på en störning av kolhydratmetabolismen vilket i sin tur kan ha orsakats av en störning av hormonregleringen.

År 1997 utfördes långtidsförsök på fisk med avloppsvatten från en fabrik som producerar blekt och oblekt termomekanisk massa samt papper. Avloppsvattnet renades i biotorn följt av en aktivslamanläggning och avloppsvattnets uppehållstid i reningsanläggningen uppgick till ca två dygn. Fiskarna exponerades för ett avloppsvatten utspätt 100 ggr respektive 1 000 ggr under åtta veckor.

Morfometriska parametrar, röda blodceller, vita blodceller och leverparametrar studerades vid försökets slut. Undersökningarna omfattade syreupptagning, immunförsvar och leverfunktion. Den förändring som kunde beläggas statistiskt var en förhöjning av EROD och leverglykogen i fiskar i högdosgruppen jämfört med kontrollen.

3.3.1.5 Slutsatser av tester av akut och kronisk toxicitet

Under 1970-talet introducerades laboratorietester för att studera avloppsvattnens toxiska egenskaper. Testerna användes för att rangordna miljöfarligheten hos olika delstegsavloppsvatten och totalavloppsvatten från olika process- och reningskoncept för att därigenom få underlag till utsläppsvillkor och reningsåtgärder. Testerna beskrev främst den akuta toxiciteten. För att få en mer enhetlig bedömning av det toxiska bidraget per ton massa användes TEF-värden.

Resultaten av ett stort antal tester på grönalg, kräftdjur, sebrafisk och storspigg visade att övergång till modern koknings- och blekteknik (ECF och TCF) reducerade toxiciteten hos avloppsvatten från tillverkning av blekt kemisk massa. Externrenade avloppsvatten gav nästan undantagslöst ingen toxicitet och det toxiska bidraget från oblekta delströmmar var av samma storleksordning som bidraget från blekeriavloppen. I vissa fall erhöles viss påverkan hos grönalger jämfört med övriga testade organismer vilket inte kunde förklaras med toxicitet utan brist på ljus och i vissa fall fosfor.

En beräkning av utsläpp av toxiska ekvivalenter från 9 av de 11 fabrikena från 1970-talet och fram till idag visar att recipienten till Domsjö (sulfittfabrik) mottagit den största belastningen av akut toxiska ämnen. Belastningen har varit ungefär dubbelt så stor jämfört med Östrand, Iggesund, Norrsundet, Korsnäs och Skoghall medan Karlsborg Frövi och Mönsterås legat på en lägre nivå vad gäller utsläpp av toxiska ekvivalenter. Toxiska ekvivalenter har dock liten relevans vad gäller eventuell påverkan på ekosystemet i recipienten då huvuddelen av de ämnen som orsakar akut toxicitet är lättnedbrytbara.

Testerna i modellekosystemen och bassängförsök med fisk visar att teknikutvecklingen i fabrikena genom införande av syrgasdelignifiering och långtgående tvätt, övergång från klorgasblekning till klordioxidblekning samt omhändertagande av spill och kondensat minskade effekterna påtagligt på blåstång, ryggradslösa djur och fisk. Eftersom de olika åtgärderna ofta genomfördes parallellt har det inte varit möjligt att entydigt peka ut vilken åtgärd som varit mest verksam för att reducera den observerade toxiciteten och hormonella störningar hos organismer. Förutom de refererade undersökningarna har ytterligare ett stort antal modellekosystemförsök och tester på fisk genomförts. Sammantaget pekar dock resultaten på att syrgasdelignifiering och omhändertagande av svartlutsspill och kondensat varit mest avgörande för att minska effekter.

Övergången från klorgasblekning till ECF- respektive TCF-blekning minskade mängderna klororganiska föreningar påtagligt och i stort sett kan bara mono- och diklorerade föreningar detekteras i ECF-avloppsvatten. Dessa liknar till sin struktur naturligt klorerad humus. Då blekning med klorgas tillämpades skulle de klorfenolära föreningarna kunna ha orsakat effekter.

Emellertid understeg halterna av dessa ämnen i flertalet recipienter de haltnivåer som framkallar effekter. Det faktum att klorerade organiska ämnen, varav vissa persistenta, förekom i avloppsvattnen resulterade i att klogasen fasades ut under 1990-talet. Det finns dock få undersökningar som ger vetenskapligt stöd för att de klorerade ämnena specifikt orsakade effekter i recipienterna.

Övergången från klogas till blekning med klordioxid, peroxid, ozon m fl. kemikalier ledde till att man befarade att vissa klorerade ämnen bildas även vid ECF-blekning. Analyser visar dock på låga halter, och ett stort antal experimentella studier på organismer har visat att inga eller svaga effekter förekommit och att det saknats skillnader mellan blekmetoderna. I de fall effekter dokumenterats vid fabriker med ECF- respektive TCF-blekning kunde inte effekterna relateras till blekeriavloppsvattnet utan till andra delströmmar från fabrikena.

Resthalter av klorat från klordioxidblekning orsakade kraftiga effekter på blåstång i tester vid halter i nivå 20 mikrogram per liter. Resultaten förklarade orsaken till de skador som observerades i fält. Kloratreduktion installerades vid samtliga fabriker med ECF-massaproduktion och utsläppen eliminerades helt i slutet av 1990-talet. Klorat reduceras till klorid i syrefria zoner i luftade dammar och anaeroba reningssteg men reduktion åstadkommes i vissa fall även genom tillsats av natriumbisulfid. Andra faktorer som bidrog till minskade effekter på organismer var införande av mer effektiv processtyrning samt trimning och optimering av fabrikena och i flera fall konstaterades därigenom en jämnare drift och minskade mängder av organiskt material bl. a. extraktivämnena.

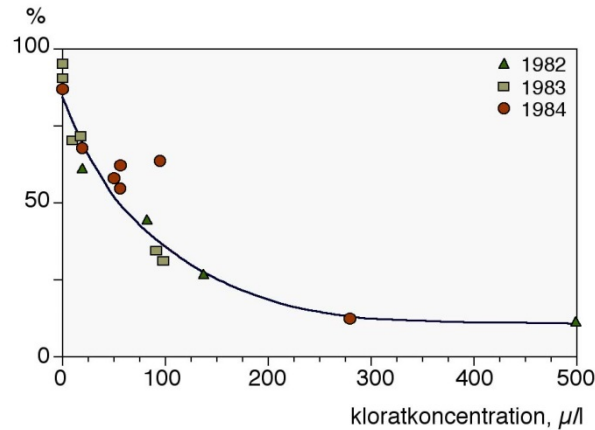
Ett stort antal försök med fisk och modellekosystem har visat att biologisk behandling generellt sett inte minskar toxiska/hormonella effekter gentemot organismer och i flertalet fall var effektprofilen densamma på obehandlat såväl som biologiskt behandlade avloppsvatten. I vissa fall minskade de toxiska/hormonella effekterna efter biologisk behandling medan de i andra fall var mer uttalade efter biologisk behandling.

Sammanfattningsvis visar resultaten, med ledning av de experimentella undersökningar som genomförts i modellekosystem och fiskförsök i bassänger, i kombination med fältundersökningar, att moderna fabriker med långt driven delignifiering (förlängd kokning och syrgasdelignifiering) före slutblekning, ECF- respektive TCF-blekning, omhändertagande av svartlutspill och condensat samt optimalt trimmade processer orsakar svaga och knappt mätbara toxiska/hormonella effekter

3.3.2 Toxiska effekter i recipienterna

3.3.2.1 Klorateffekter på blåstång

I samband med att man under slutet av 1980- och under 1990-talen gick över från blekning med elementär klor till klordioxid med åtföljande utsläpp av klorat initierades ett antal undersökningar då man observerat att brunalger skadades av klorat. Klorat fungerar som analog eller "kemisk dubbelgångare" till nitrat. Likheten mellan molekylerna gör att alger som är kvävebegränsade kan ta upp klorat. I cellen reduceras klorat till klorit som påverkar enzymet nitratreduktas (Liljeström & Åberg, 1966). Modellekosystemförsök visade att klorat var särskilt toxiskt gentemot brunalger i Östersjön och vid långtidsexponering låg den kritiska koncentrationen vid ca 20 µg/l för blåstång (Rosemarin et al., 1986; Rosemarin et al., 1990) (**Fig. 49**).



Figur 49 Minskning i volym av blåstång med ökande klorathalt. Från Rosemarin et al., 1986.

Fosfor är begränsande för tillväxten av tång i större delen av Bottenhavet, medan kväve är begränsande i Egentliga Östersjön och Kattegatt. Experimentella undersökningar och fältundersökningar har visat att den kritiska haltnivån för klorateffekter på blåstång ligger på en högre nivå såväl i vattenområden som är fosforbegränsade som i områden med högre salthalt. Det finns inte underlag för att exakt fastställa en kritisk haltnivå för Bottenhavet, men det torde röra sig om 2-5 gånger högre halt än för egentliga Östersjön (Notini, 1992c; Rosemarin & Notini, 1993).

I samband med effektstudierna på blåstång utfördes även exponering av klorat för grönalger, kräftdjur och fisk. Dessa försök visade att toxiska effekter uppträdde först i haltnivåer på milligramnivå. Detta betyder att någon risk för kloratskador aldrig föreligger i sötvattenmiljö och inte heller i fosforbegränsade områden i Östersjön, d v s Bottenviken och delar av Bottenhavet, vid de haltnivåer som varit aktuella utanför fabriker med ECF-blekning. I sötvatten finns en "kemisk dubbelgångare" liknande klorat (ClO_3^-), nämligen arsenat (AsO_4^{3-}). Försök i modellekosystem har visat att arsenat i låga koncentrationer orsakade effekter på alger och högre växter på samma sätt som klorat i saltvattenmiljö eftersom arsenat liknar fosfat och tas upp effektivt av växterna och orsakar cellskador.

Blåstångsbältet är Östersjöns mest betydelsefulla delekosystem och skador på tångbältet kan leda till förändringar av hela ekosystemet med resulterande påverkan på andra alger, ryggradslösa djur och fisk. Blåstången är en flerårig fastsittande brunalg och har sin utbredning inom ett begränsat djupintervall på grunda sten och klippbottnar. Sedan 1970-talet har det rapporterats om vikande bestånd av blåstång i olika delar av Östersjön, bl.a. i Åbolands skärgård och utanför vissa industrier, beroende på övergödning och utsläpp av toxiska substanser, främst klorat (Lindvall, 1984; Rosemarin et al., 1993). Även beteseffekter och kombinationer av bete, övergödning och is- och vågexponering har orsakat tillbakagång av blåstångsamhället (Engkvist et al., 2000).

Eutrofieringen har bl.a. inneburit att bottnar som tidigare täckts av blåstång ersatts med fintrådiga näringsgynnade grön-, brun- och rödalger. Detta har varit särskilt tydligt längs Ölands östra kust och längs Blekinges vågexponerade kust där tången minskat längs långa kuststräckor (Nilsson et al., 2003). Förutom effekter av övergödning i form av påväxt och minskat siktdjup är utsötning av vattnet, genom tillrinnande vattendrag, i de grunda kustnära områdena den viktigaste faktorn som reglerar utbredningen av brunalger. Blåstången förekommer inte i de delar av havet som varaktigt har salthalter understigande fyra promille.

Nedan redovisas resultat från de fabriksrecipienter där det förekommer blåstång som kan ha påverkats av tidigare utsläpp av klorat och där inventeringar av makrovegetationen genomförts. Förutom de valda fabrikena redovisas även resultat från Värö bruk och Mörrums bruk.

Mönsterås bruk

Under 1980-talet var blåstångssamhället föremål för omfattande undersökningar då det kort efter starten av den nya fabriken i Mönsterås 1979 uppdagades att tången var försvunnen inom ett ca 12 km² stort område närmast avloppstuben (Lindvall & Alm, 1983). Detta berodde på kloratutsläpp, en biprodukt från klordioxidblekningen. För att eliminera utsläppen modifierades bioreningen så att luftningen i delar av dammen reducerades fr. o m våren 1987. Effekten visades vara mycket effektiv för att minska kloratutsläppen. Idag har alla fabriker som bleker med klordioxid reningsanläggningar som reducerar klorat till harmlös klorid.

Tånginventeringar och transplantationsförsök för att mäta överlevnad och tillväxt genomfördes årligen 1984-1990 på 10-12 stationer på varierande avstånd norr och söder om brukets avloppstub. 1984 och 1985 registrerades ingen eller mycket svag tillväxt på stationerna i recipienten jämfört med kontrollstationerna Melgrund (10 km norrut) och Utterskär (13 km söderut). 1986 förbättrades situationen på några stationer, men tre stationer (Gåsö, Soleskär och Busken) närmast utsläppsområdet saknade fortfarande tång (Notini, 1991). Under 1987 utjämnades skillnaderna vad gällde tillväxten hos utplanterade tångplantor samtidigt som enstaka tångplantor koloniserade Gåsö och Soleskär nära avloppstuben. Under 1988, 1989 och 1990, efter att kloratutsläppen upphört, förbättrades förhållandena ytterligare för blåstången i utsläppsområdet och tillväxten av utsatta plantor låg på samma nivå som vid referensstationen. Av resultaten framgick att tångtillväxten varierade kraftigt mellan år och att den ökade signifikant 1988-1990 i undersökningsområdet, d v s norra Kalmarsund, samt att en liknande tillväxtökning kunde registreras i hela södra delen av Östersjön.

Inom ramen för den samordnade recipientkontrollen har undersökningar av den fastsittande vegetationen skett med ungefär samma metodik som tillämpas i den nationella marina miljöövervakningen sedan 1991 på 28 stationer från Västerviks skärgård i norr till Bergkvara i söder. I Kustvattenkommitténs rapport för 2001 anges att en förbättring skett sedan år 2000 på 17 av de 28 stationerna där ett välutvecklat tångbälte återfanns vilket betyder att 25 % av bottenytan var täckt med blåstång. På 12 av de 28 stationerna uppges tångens täckningsgrad ha ökat sedan 2000 medan den minskat på åtta stationer. I den fortsatta rapporteringen redovisas en analys av förändringarna sedan 1980-talet som gav vid handen att en tydlig försämring inträffade under 1990-talet men att en viss återhämtning skedde under åren 1997-2003, varefter en försämring återigen skedde 2003-2005. Vid undersökningarna 2009 framgick att det fortfarande är reducerade tångbestånd söder om Mönsterås Bruk. Även om tångutbredningen i området är begränsad visade undersökningarna att en viss förbättring skett de senaste åren. Norr om Mönsterås har tången minskat på flera stationer under senare år och endast hårt nedbetade plantor återfanns på några stationer. På grund av låg täckningsgrad eller avsaknad av blåstång på vissa bottenar uppvisar istället rödalger hög täckningsgrad, främst rödalgen *Ceramium tenuicorne* (ullsläke), som dominerar bland rödalger utöver Mönsterås Bruk.

Orsaken till att blåstången inte kunnat återkolonisera bottenarna fullt ut utanför Mönsterås Bruk samt söder och norrut efter ca 20 år då tången var utslagen kan bero på flera faktorer. Den generella övergödningen som rått i Östersjön har lett till att fintrådiga alger expanderat och konkurrerat med blåstången. En annan faktor är tånggråsuggor som betar ner plantorna. Ökad täthet av tånggråsuggor kan bero på de storskaliga minskningar som skett av bestånden av främst abborre och torsk, vilket minskat betningstrycket på tånggråsuggan. Även is och lågt vatten inverkar negativt på tång som växer på grunt vatten.

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 men att denna påverkan eliminerades helt 1988. Trots detta har inte återkolonisering skett fullt. Det tycks alltså finnas en avsevärd tröghet i återhämtningen av tidigare kraftigt modifierade ekosystem, särskilt om flera faktorer samverkar.

Norrsundets bruk

Makrovegetationen har undersökts med likvärdig metodik vid flera tillfällen sedan 1980-talet (Kautsky et al., 1988, Landner, 1989). År 1992 saknades tång på fyra stationer av 12 undersökta. Vid fortsatt inventering 1998 hade blåstången koloniserat tre av stationerna, medan den station som låg närmast bruket i nordlig riktning fortfarande saknade tång. År 2005 återfanns tång även på den inre stationen samtidigt som tillväxten var god. Efter att den luftade dammen tagits i drift 1992, var medelåldern på tångplantorna hög, 6-10 år, och tillväxten 2-3 cm/år. Det var ingen skillnad mellan stationerna i recipienten och kontrollstationerna längre bort. Blåstångens höga ålder pekade på att utsläppen av klorat, även tillbaka i tiden då utsläppen var betydligt större, hade haft en begränsad effekt då utbredningen i hög grad styrdes av sötvattentillförseln från Hamrångeån. En dykinventering år 1998 visade att blåstången hade ökat sin utbredning och täthet sedan 1992 i stora delar av Norrsundets recipient och genomgående var blåstången i god kondition. Fortsatta dykinventeringar gjordes 2005 (Grahn et al., 2006c). Resultaten visade, att biomassan av makroalger på stenar ökat generellt sett sedan 1992, speciellt på de inre stationerna. Ökningen av biomassan uppgick till ca 5 ggr på de inre stationerna. Blåstångens utbredning och fördelning i djupled överensstämde 2005 i stort sett med den bild som erhöles 1998, men med den skillnaden att täckningsgraden hade ökat betydligt på några stationer.

Undersökningsserien visar en betydande förbättring av blåstångsutbredningen utanför Norrsundets bruk. Detta kan tolkas som en effekt av minskade kloratutsläpp, men det finns även alternativa förklaringar. På grund av utsötning är blåstångsutbredningen salthaltsreglerad i de inre delarna av Norrsundetrecipienten. Utbredningen av makrovegetationen bestäms också i hög grad av siktdjupet. I recipienten till Norrsundets Bruk var siktdjupet genomgående högre 2005 jämfört 1998. Samtidigt visade undersökningarna att mängden suspenderat material på de grunda bottenarna successivt minskat från 1992 fram till 2005 vilket var ett resultat av minskade utsläpp och nedbrytning/borttransport av äldre deponerat organiskt material. Detta har inneburit mindre påslamning på vegetationen.

Under 1980-talet tolkades den begränsade utbredningen av tång vara ett resultat av effekter av klorat. Senare undersökningar 1998 och 2005 pekade i stället på att eutrofieringen var orsaken till viss påverkan på blåstångens utbredning och därmed att eventuella tidigare kloratskador troligen hade överskattats. Området med förhöjda klorathalter och tillräcklig salthalt har dessutom sannolikt varit litet även under den period då utsläppen var stora. Genomgående var blåstången i god kondition vid undersökningen 2005 liksom 1998, och en storskalig positiv förändring av tillväxt och förekomst av blåstång mellan åren 1992, 1998 och 2005 visar att det under perioden skett en tydlig återhämtning av makrovegetationen samtidigt som den vegetationsbundna faunan uppvisade en mer normal sammansättning.

Iggesunds bruk

Den första tånginventeringen i Iggesundsrecipienten och referensfjärdar gjordes 1987 av dykare längs ett 60-tal transekter (Notini et al., 1987). Härvidlag 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. 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. Klorateffekter var således osannolika trots att utsläppen uppgick till ca 2 ton/dygn.

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 hade 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. Kloratutsläppen vid Iggesunds bruk hade reducerats från ca 2 ton/dygn vid mitten av 1980-talet till ca 20 kg/dygn 1997 och stort sett helt upphört när undersökningen gjordes.

År 2012 utförde Sveriges Vattenekologer en inventering av makrovegetation på tre stationer i Gårdsfjärden. Den ekologiska statusen bedömdes som "otillfredsställande" eftersom vegetationens djuputbredning var liten och antalet arter lågt, sannolikt beroende på lågt siktdjup och utsötat vatten (ALcontrol, 2012). I Gårdsfjärden fanns inga naturliga förutsättningar för etablering av tång då salthalten var för låg. I Iggesundsrecipienten och i angränsande fjärdar och vikar längs Hälsingekusten med sötvattenutflöden förekommer således ingen blåstång på grund av att utbredningen helt styrs av salthalten (Rosemarin & Notini, 1993). Klorateffekter har således sannolikt aldrig förekommit.

Värö bruk

För att klargöra huruvida effekter av klorat förekom i recipienten till Värö Bruk på västkusten genomfördes omfattande tester med alger i bassänger och vegetationskartering i recipienten 1991 (Notini, 1992). Vid Värö Bruk upphörde användningen av klorgas hösten 1991 och därefter användes klordioxid fram till 1993. Vid försöken användes 10 bassänger med olika avloppsvattenkoncentration och klorathalt och bassänger med rent havsvatten utgjorde kontroll. Resultaten visade att tillväxten av blåstång var signifikant högre i bassänger med realistiska koncentrationer av avloppsvatten, 20 respektive 40 µg klorat per liter, jämfört med kontrollbassängen. Med en klorattillsats på 100 µg/l var längdtillväxten signifikant lägre efter 126 dagars kontinuerlig exponering. Således skedde en negativ påverkan på tångtillväxten i 100 µg/l medan inga effekter registrerades i kloratkoncentrationer på 40 µg/l.

Dykundersökningar av vegetationens utbredning utfördes vid Södra Stora Berg 1991. Inga indikationer på kloratskador kunde dokumenteras. Även åren 1986, 1987 och 1989 utfördes dykinventering av makrovegetationen, d v s under en period då inga kloratutsläpp förekom. Inte heller vid dessa tillfällen kunde någon påverkan på vegetationen dokumenteras (Notini, 1987; Notini, 1989). I början på 1990-talet uppgick kloratutsläppen från Värö Bruk till ca 4 ton/dygn vilket motsvarade ca 35 mg/l i avloppsvattnet. De goda utspädningsförhållandena vid det närmaste avloppsvattenexponerade vegetationsklädda området Södra Stora Berg, med en utspädning av över 1000 gånger under 70 % av tiden, d v s ca 35 µg/l klorat, förklarar varför det saknades tecken på kloratskador vid dykundersökningarna och området avvek inte heller från förhållandena i referensområdena.

Mörrums bruk

Redan under 1960- och 1970-talen startades undersökningar av blåstångsamhället med tillhörande fauna i Pukaviksbukten som är recipient till Mörrums Bruk. Blåstången minskade eller saknades helt längst in i Byggesviken öster om Södra Cell Mörrum under slutet av 1960-talet och början av 1970-talet medan de stationer som var belägna längre ut hade välutvecklade tångbestånd (Notini, 1992b). Under 1982 - 1984 var tångtillväxten svag eller obefintlig inne i Pukaviksbukten och på

nordsidan av Listerlandet medan vissa påväxtalger som gynnas av god tillgång på närsalter främst grönslick *Cladophora* sp. och tarmtång *Enteromorpha* sp. förekom rikligt. Under perioden 1987-1992 studerades blåstångsamhället på 9-13 olika stationer i Pukaviksbukten (Notini, 1992b). Utöver täckningsgrad och tillväxt hos blåstång studerades tillväxten av fintrådiga alger med hjälp granitblock som sattes ut på de olika stationerna. Tången och påväxtalgerna analyserades med avseende på innehåll av kol, kväve och fosfor för att fastställa vilket växtnäringssämne som var begränsande för produktionen. Undersökningarna visade att tillväxten hos blåstång var hög 1988-1992 och ca 80 % högre än under perioden 1985-1987. Dessutom pekade resultaten på att mängden tillförd fosfor och kväve från landbaserade källor minskat under perioden 1985 - 1992 medan halterna ute i öppna havet ökat.

Effekten av avloppsvattnet från Mörrums Bruk på blåstång var tydlig endast på en station närmast utsläppet. På ett grund, ca 600 m sydväst om utsläppet, uppvisade blåstången en lägre tillväxt samt vissa skador i tillväxande delar som tydde på skador orsakade av klorat. Samtidigt påträffades nära utsläppet enstaka unga, naturligt etablerade, blåstångsplantor vilket visade att en reproduktion av tång tidvis förekom på grundet. Vidare påpekades i rapporterna att ett naturligt problem för tången, vid sidan av en exponering för avloppsvatten, är att grundet består av flata hållar som ofta är kraftigt vågexponerade varför större exemplar av tången rycks sönder. Under den period på 1980-talet då undersökningar genomfördes låg utsläppen av klorat på ca 4,4 ton/dygn jämfört med <0,1 ton klorat efter att den biologiska reningsanläggningen togs i drift 2002.

Halterna av fosfor och kväve i blåstång förföll öka under perioden 1987-1992, vilket enligt Notini (1992b) visade att det stora utbytet av vatten som sker från södra Östersjön har en överordnad betydelse för upptaget av närsalter och tillväxten av alger i Pukaviksbukten. Vidare visade analyserna av kol, kväve och fosfor i blåstång samt kvoterna av dessa element att kvävet var det näringsämne som begränsat tillväxten av blåstång. Den slutsats som drogs utifrån undersökningarna var att den svaga utbredning och tillväxt som registrerades hos blåstång under första hälften av 1980-talet berodde på kalla vintrar och onormala isförhållanden medan de milda vintrarna under slutet av 1980-talet och början av 1990-talet gynnat tillväxten av blåstång i området.

Under perioden 1990-2015 har undersökningar av makroalger skett inom ramen för den samordnade recipientkontrollen med ungefär samma metodik som tillämpas i den nationella marina miljöövervakningen. I de rapporter som publicerats om förhållandena längs Skånes, Blekinges och Kalmar läns kuster påpekas att minskningen av tångsamhället inte är lätt att förklara samt att man generellt anser att den ökade övergödningen i Östersjön leder till att fintrådiga alger konkurrerar ut blåstången. Även tånggråsuggor betar ner plantorna samtidigt som is och lågt vatten vissa år inverkar negativt på tång som växer på grunt vatten.

Den generella bild som framträder för hela Egentliga Östersjöns kuststräckor är att bestånden under vissa år förbättrats för att därefter under något till några år försämrats. Utbredningen och konditionen på tångsamhället har således i ett storregionalt perspektiv fluktuerat under de senaste 40 åren då undersökningar genomförts. I denna recipient fanns således vissa indikationer på att kloratskador uppträdde under senare delen av 1980-talet men endast i ett begränsat område nära utsläppet. Kloratutsläppen är eliminerade sedan 2002.

Slutsatser

- I samband med att klorgasen fasades ut som blekkemikalie och ersattes av klordioxid med påföljande utsläpp av klorat slogs blåstångbeståndet ut i ett ca 12 km² stort område i Kalmarsund utanför Mönsterås bruk. Det förtjänar att påpekas, att på den tiden ansågs utbytet av blekkemikalie vara en stor miljöförbättrande åtgärd.
- Förutom i recipienten till Mönsterås bruk dokumenterades skador på tång i ett begränsat område vid utsläppsområdet i Pukaviksbukten utanför Mörrums bruk.
- Förutsättningarna för kloratskador beror på förekomsten av kvävebegränsning samt salthalten.
- Vegetationsinventeringar vid ytterligare ett antal kustbaserade fabriker visade att sötvattentillflöden och i vissa fall eutrofieringseffekter, styrde utbredningen av blåstång och några kloratskador kunde inte med säkerhet beläggas.
- Genom att kloratreduktion numera införts vid alla fabriker sedan början av 1990-talet föreligger ingen risk för effekter av klorat.
- Återkolonisering av blåstång i Mönsteråsområdet har inte skett fullt ut, vilket indikerar att det kan finnas en avsevärd tröghet i återhämtningen av tidigare skadade ekosystem. Den svaga återkoloniseringen beror dock på yttre faktorer och inte på brukets utsläpp.

3.3.2.2 Effekter på fiskhälsa

3.3.2.2.1 Bakgrund

Under rubriken "fiskhälsa" sammanfattas undersökningar av olika fysiologiska funktioner, samt morfometriska mätningar av kroppstillväxt, kondition och könsorganens utveckling.

Syftet med undersökningarna har varit att indikera om kända eller okända toxiska ämnen i miljön påverkar individernas fysiologiska funktioner med risk för störningar på populations- och samhällsnivå. Många ingående mätvariabler kan även reagera på förändringar av naturliga faktorer som temperatur och födotillgång, vilket ställer krav på utvecklade tolkningsmodeller och stöd av annan övervakning, t ex den nationella övervakningen av miljögifter.

De funktioner som identifierats som särskilt relevanta vid studier av fisk är immunförsvar, syreupptagningsförmåga, upprätthållande av saltbalans, leverfunktion, ämnesomsättning, tillväxt och energilagring samt fortplantning (Larsson et al., 2000). Dessutom studeras ofta förekomsten av sjukdomar och parasiter. En ökad förekomst kan vara ett resultat av fysiologiska störningar (t ex nedsatt immunförsvar; försämrad kondition), men naturligt förekommande sjukdomar och parasiter kan också i sig orsaka avvikelser i fysiologiska mått.

Förutom direkta biokemiska, fysiologiska och histologiska effektvariabler, s.k. biomarkörer, brukar man ofta inkludera exponeringsvariabler som indikerar att fisken exponeras för kemiska ämnen, t ex mätningar av halter av ämnena eller deras nedbrytningsprodukter i fiskgalla och aktiviteten hos avgiftningensenzym. I samband med skogsindustriundersökningar har man traditionellt analyserat extraktivämnena i galla, då dessa indikerar exponering för avloppsvattnen.

Fiskhälsa ingår sedan 1988 som en del i den nationella marina miljöövervakningen i utvalda kustreferensområden (Larsson et al., 2014). Här ingår ett jämförelsevis stort antal indikatorer för individens hälsa (Naturvårdsverket, 2006; **Tab. 13**). Undersökningarna är samordnade med övervakning av miljögifter samt kontroll av individtäthet och samhällsstruktur i ett program som kallas "Integrerad fiskövervakning i kustreferensområden". Syftet med övervakningen är att

kartlägga tillståndet för fisksamhället i "rena" referensområden och upptäcka förändringar som indikerar storskalig påverkan av eutrofiering, miljögifter, klimatförändringar eller andra miljöfaktorer. Resultaten skall även utgöra referensdata för recipientkontroll och regional fiskövervakning.

Tabell 13 Ingående variabler i integrerad kustfiskövervakning (Naturvårdsverket 2006; Larsson et al., 2014)

Funktion	Variabel
Tillväxt och energilagring	Individuell längd- eller viktillväxt
	Konditionsfaktor, Cf
	Relativ leverstorlek, LSI
Leverfunktion	Histologiska förändringar
	Relativ leverstorlek, LSI
	EROD-aktivitet
	Aktivitet av Glutationreduktas, GR
	Katalasaktivitet
	Metallothioneinhalt, MT
Ämnesomsättning	DNA-addukt förekomst
	Konditionsfaktor, Cf
	Relativ leverstorlek, LSI
	Blodglukoshalt
	Laktathalt i blodplasma
Immunförsvar	Antal lymfocyter
	Antal neutrofila granulocyter
	Antal trombocyter
Syreupptagningsförmåga	Hematokrit
	Hemoglobin
	Antal röda blodceller, RBC
	Antal omogna röda blodceller, iRBC
Saltbalans	Cl, Na, K, Ca i blodplasma
Fortplantning	Relativ gonadstorlek, GSI
	Längd/ålder vid könsmognad
	Vitellogenin i blodplasma
Försvar mot sjukdomar och parasiter	Hudsår
	Fenskador/erosion
	Missbildningar
	Externa parasiter
Exponeringsindikatorer	EROD-aktivitet
	GR-aktivitet
	Metallothioneinhalt, MT
	Extraktivämnen i galla
	PAH-er i galla

Under 1970-talet började man att applicera kliniska mätmetoder på fiskar som exponerats i laboratoriet för olika metaller och organiska miljögifter. I början på 1980-talet gjordes den första större prövningen av metodiken på vildlevande metallexponerad fisk (abborre och sik). Tidigare observerade metalleffekter från laboratorieförsök kunde då påvisas hos fisk i metallbelastade områden (Larsson et al., 1985).

Metodutvecklingen fortsatte under Miljö/Cellulosaprojektets undersökningar i recipienten för Norrsundets bruk under åren 1983-1993. Ett omfattande batteri av biomarkörer för toxisk påverkan prövades på indikatorarten abborre. En integrering mellan biokemisk/fysiologisk hälsoundersökning och kontroll av tillväxt, fortplantning och populationsstruktur växte fram. Hälsomått på funktionsnivå togs fram, och metoder för att mäta exponering genom enzymanalyser började användas. Parallellt med denna utveckling genomförde SSVL omfattande laborietester och modellekosystemförsök för att klargöra vilka fabriksprocesser och reningsmetoder som gav minskade risker för effekter i miljön.

Undersökningar av fiskhälsa med så omfattande variabelpaket som i Norrsundet har inte genomförts vid något annat svenskt bruk, möjligen undantaget Mönsterås bruk, Mörrums bruk och Nymölla pappersbruk. Huvudskälet är att Norrsundets recipient var modellområde för ett stort forskningsprojekt som skulle göra en bred kartläggning av effekter av massindustrins utsläpp.

År 1994 fastställde Naturvårdsverket riktlinjer (Allmänna Råd 94:2) för vattenrecipientkontroll vid skogsindustrier, i vilka ingår metodik för hälsoundersökningar på fisk. Stöd för tolkning och utvärdering av observerade subletala hälsoeffekter togs senare fram av en expertgrupp tillsatt av SSVL och Naturvårdsverket (Larsson et al, 2000).

I merparten av skogsindustrirecipienterna har hälsoundersökningar genomförts i relativt begränsad omfattning med ofta reducerade mätprogram och få tidsserier. Underlagen medger därför inte alltid täckande analyser av funktionsstörningar varken historiskt eller på senare år hos fiskar i recipienterna. För några recipienter (t ex Norrsundet, Mönsterås, Mörrum, Nymölla och Skoghall), där upprepade undersökningar genomförts, finns dock ett bra underlag för bedömning av graden av återhämtning och kvarstående effekter. Här har speciellt resultaten för Norrsundets bruk ett stort värde, dels beroende på den långa observationsserien, dels då det varit möjligt att genomföra åtminstone vissa begränsade studier även efter att bruket lagts ned.

3.3.2.2.2 Situationen i de nationella referensområdena

År 1988 startade hälsoundersökningar av abborre, som ett led i en integrerad kustfiskövervakning, i det nationella referensområdet Kvädöfjärden i Östergötlands skärgård. Undersökningarna har därefter utökats till tre andra referensområden och ytterligare en fiskart, tånglake.

Från starten och fram till mitten av 1990-talet visade undersökningarna relativt stabila värden för de flesta fysiologiska hälsovariablerna. Det var ett väntat resultat i referensområden som förväntas vara relativt opåverkade. På senare år visar dock alltfler hälsovariabler/biomarkörer signifikanta tidstrender som tyder på att fisken i ökande grad är påverkad av exponering för något eller några miljögift(er) och/eller av andra miljöfaktorer. Effekterna är mest påtagliga hos abborre och tånglake i Kvädöfjärden samt tånglake i Fjällbacka, men en liknande kvalitativ påverkan på flera hälsovariabler observeras hos abborre i referensområdet vid Holmön i Bottniska viken och vid Torhamn i Blekinge skärgård (Larsson et al., 2014). Uppföljande forskningsprojekt pågår för att utröna om det är kända eller okända miljögifter, samverkans effekter av flera kemiska ämnen som tillförs kustvattenmiljön, eller andra möjliga orsaker till den försämrade hälsan hos kustfisken (Förlin et al., 2014).

3.3.2.2.3 Situationen i studieområdena historiskt (före år 2000) och på senare tid

Bakgrund

Nedan görs en fabriksvis genomgång och utvärdering av situationen i recipienterna till utvalda fabriker med avseende på fiskhälsa. För en mer detaljerad genomgång av recipienterna hänvisas till bakgrundsrapporten (Sandström et al., 2015).

Det bör framhållas, att det ofta varit svårt att utvärdera de hälsoeffekter som observerats och möjliga störningar på funktionsnivå. Orsaken är att det inte alltid har mätts tillräckligt antal biomarkörer, som speglar respektive fysiologisk funktion, och därmed har man inte fullt ut kunnat tillämpa den tolkningsmall som tagits fram för fiskhälsoundersökningar (Larsson et al., 2000). Ingående variabler har också varierat. De hälsoeffekter som redovisas i bakgrundsrapporten för fabriker är dessutom inte bedömda på ett enhetligt sätt utan är baserade på respektive utförarens tolkningar. Med reservation för detta så görs nedan en utvärdering av hur fiskens hälsostatus har förändrats i recipienterna.

Vid utvärderingen har en sammanvägd bedömning gjorts av kvarstående effekter, graden av återhämtning och toxisk påverkan på fiskhälsan utifrån resultaten från den senaste undersökningen i respektive recipient. Avvikelse har bedömts efter statistisk prövning. Signifikanta avvikelser har bedömts som effekter utan värdering av effekternas relevans, eller om de kan vara en effekt av slumpen eller naturlig variation. En accepterad metod som föreslagits vid bedömning av relevans är att analysera effekter på funktionsnivå. Detta reducerar risken för irrelevanta skillnader avsevärt. I flertalet fall är dock informationen otillräcklig för tolkningar på funktionsnivå, vilket försvårar bedömningarna av återhämtning och kvarstående effekter. En annan, och osäkrare, grund för bedömning måste därför ofta tillämpas.

Ett stöd som kan tillämpas vid tolkningarna är om det finns effektmönster som är typiska för skogsindustrirecipienter. Resultat från såväl Sverige som Kanada pekar på denna möjlighet. Vissa specifika fysiologiska avvikelser förekommer oftare än andra, och det finns en typisk responsbild för morfologiska indikatorer.

Vid denna fördjupade genomgång av rapporterna från genomförda hälsoundersökningar har signifikanta avvikelser bedömts så långt möjligt enligt den framtagna tolkningsmallen. Stor vikt har lagts på avvikelser i mätvariabler som återkommer, och som stämmer överens med effekter som tidigare var vanliga i många skogsindustrirecipienter. Avvikelse som överensstämmer med dessa responsmönster får därför större tyngd vid påverkansbedömningen än enstaka signifikanta skillnader för övriga mått där man inte kan utesluta irrelevanta samband.

Möjligheten att göra tolkningar underlättas också om man har vetenskapligt grundade responsmodeller, som indikerar om observerade avvikelser mer tyder på toxiska effekter än t ex förändrad födotillgång. Skogsindustriella avloppsvatten har haft och har sannolikt fortfarande en komplicerad sammansättning, med såväl toxiska/hormonellt aktiva ämnen som substanser som skapar övergödning i recipienten. Responsmodeller har prövats i Kanada på vit sugkarp, och presenterats i vetenskapliga publikationer. En liknande modell har utvecklats för abborre i Sverige (Sandström et al., 2005).

Typiska fysiologiska responser på exponering för skogsindustriella avloppsvatten är:

- Leverförstoring och en kraftig ökning av aktiviteten för avgiftningensenzymet EROD
- Hämmad eller försenad tillväxt av könsorganen och reducerad könshormonnivå i blodet

- Förändring av vita blodcells bilden
- Ökad aktivitet av enzymet ALA-D (involverat i bildningen av hemoglobin), förhöjt hematokritvärde, ökning av antalet röda blodceller och hemoglobinhalt i blodet
- Minskad koncentration av klorid och ökade koncentrationer av kalium, kalcium och magnesium i blodet.
- Förändrad kolhydratmetabolism

Morfologiska och fysiologiska responser kan sammantaget tolkas med hjälp av modeller som baseras på arternas livshistoria. Ett exempel på responsmodell för abborre:

- Snabbare tillväxt, bättre kondition, större lever, tidigare könsmognad och ökad gonadstorlek indikerar förbättrad födotillgång alternativt ökad temperatur (inom rimliga gränser i förhållande till fiskens optima). Biomarkörer för toxisk/endokrin påverkan reagerar inte. Detta responsmönster stämmer med livshistorieteorin.
- Snabbare tillväxt, bättre kondition, större lever, senare könsmognad och minskad gonadstorlek indikerar exponering för toxiska/endokrint aktiva ämnen. Biomarkörerna kan reagera, beroende på vilka substanser som fisken exponerats för, och störningar av fysiologiska funktioner förväntas. Denna respons stämmer inte med livshistorieteorin, eftersom snabbare tillväxt bör resultera i tidigare könsmognad och större gonader. Ökad energianvändning för tillväxt och kondition och minskad allokering till fortplantning bör tolkas som en metabolismstörning.

Påverkansbedömning

Vid granskningen av de elva valda recipienterna görs en sammanvägd bedömning av påverkansgrad (se sammanfattning i **Tabell 17**) enligt nedanstående kriterier.

Bedömningsunderlaget baseras dels på den specifika kunskap som finns om skogsindustriella avloppsvattens effekter på fiskhälsa, dels på allmän kunskap om vilken betydelse olika avvikelser och avvikelsemönster kan förväntas ha.

Hög påverkan (röd): betyder att det förekommer allvarliga effekter på fiskhälsan som innebär hög risk för störningar på populationsnivå.

Bedömningskriterier:

- Stimulerad tillväxt och kondition i kombination med hämmad fortplantning; och/eller
- Störningar av andra fysiologiska funktioner; och/eller
- Starkt reducerad tillväxt som kan kopplas till andra allvarliga störningar av fysiologiska funktioner; och/eller
- Hög frekvens patologiska förändringar (ex. fenskador, hudförändringar, sår, skelettdeformationer och andra missbildningar).

Tydlig påverkan (orange): betyder att det förkommer effekter på fiskhälsan som innebär tydlig risk för störningar på populationsnivå.

Bedömningskriterier:

- Störning av minst en fysiologisk funktion (ex. immunförsvar, leverfunktion, saltbalans, syreupptagningsförmåga); och/eller
- Lägre gonadstorlek och senare könsmognad; och/eller
- Minst tre avvikelser i mätvariabler som är väldokumenterade effekter vid exponering för avloppsvatten från skogsindustrier.

Måttlig påverkan (gul): betyder att det förekommer avvikelser i fiskhälsan som innebär risk för störningar av fysiologiska funktioner.

Bedömningskriterier:

- Signifikanta avvikelser i minst fem fysiologiska och/eller morfometriska mätvariabler som inte uppfyller kraven för tydlig eller hög påverkan; och/eller
- Återkommande avvikelser i enskilda fortplantningsmått; och/eller i fysiologiska mätvariabler som är väldokumenterade effekter vid exponering för avloppsvatten från skogsindustrier.

Svag eller ingen påverkan (grön): betyder att endast enstaka eller inga signifikanta avvikelser har påvisats.

Bedömningskriterier:

- Avvikelser i enstaka fysiologiska och/eller morfometriska variabler som inte uppfyller kraven för måttlig påverkan; eller
- Inga avvikelser

3.3.2.2.4 Genomgång av fiskhälsa i recipienter till utvalda fabriker

Karlsborgs bruk

Undersökning av fiskens hälsotillstånd har utförts åren 1986, 1993, 1999, 2002, 2004 och 2010 i recipienten till Karlsborgs bruk oftast med enbart Rånefjärden som referensområde.

Undersökningen 1986 (Bergelin, 1987) antydde högre kroppstillväxt och lägre kondition nära fabriken. Det fanns också indikationer på viss nedsättning av fiskens reproduktionsförmåga i recipienten. I fem efterföljande studier i recipienten mellan åren 1993-2010 gjordes hälsoundersökningar på abborrar och mätningar av klorfenol- och hartssyrahalter i deras gallvätska. Vid samtliga provtagningar påvisades förhöjda halter av främst hartssyror, vilket indikerar att fiskarna varit exponerade för avloppsvatten från fabriken.

Vid hälsoundersökningen år 1993 uppvisade abborrar i recipienten sju signifikanta avvikelser i fysiologiska hälsovariabler jämfört med referensområdet (Perä, 1994). Påverkade variabler var förhöjd hematokrit, lägre antal lymfocyter och totalt antal vita blodceller, lägre laktatnivå i blodet, ökning av muskelglykogen, samt ökad aktivitet av leverenzymen katalas och superoxiddismutas. Dessutom påvisades en signifikant lägre andel av könsmogna honor i recipienten. Däremot observerades inga effekter på abborrarnas tillväxt, kondition, leverstorlek eller gonadstorlek.

Uppföljande studier 1998 och 1999 av könsmognadsgraden och gonadutvecklingen hos abborre visade ingen skillnad i andelen könsmogna honor mellan recipienten och referensområdet Rånefjärden. Gonadstorleken var dock mindre i recipienten (Hasselborg et al., 2000; Grotell &

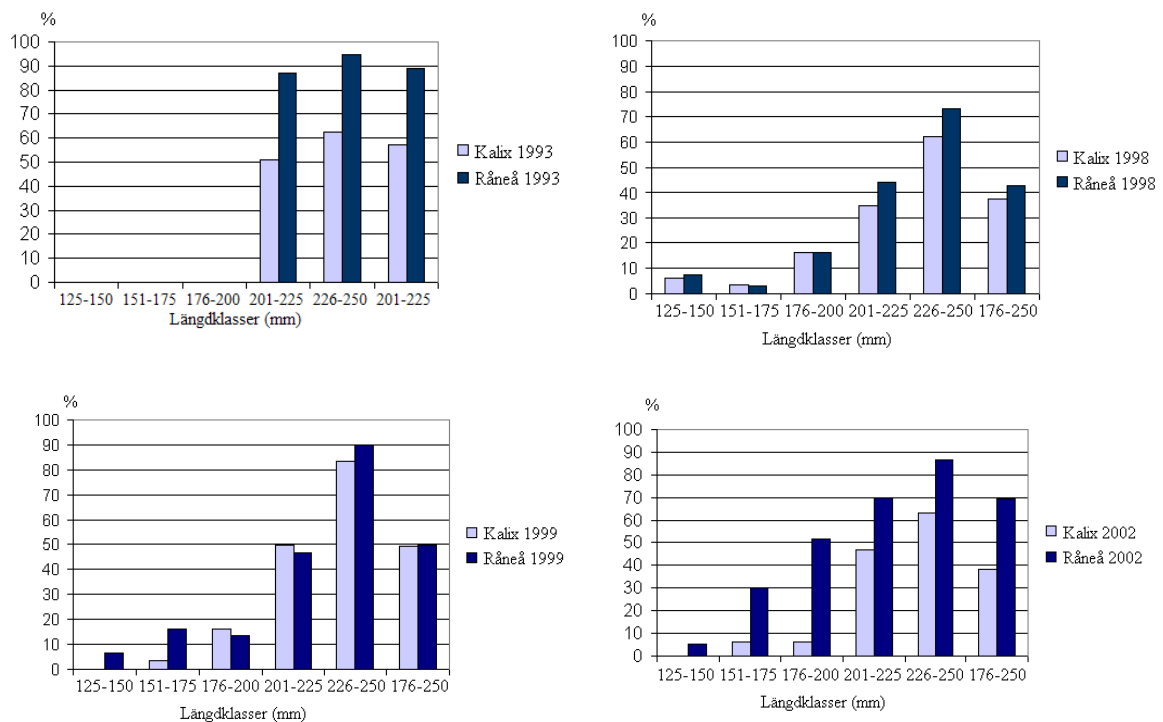
Härdig, 2000). 1999 genomfördes en fiskfysiologisk undersökning i recipienten (Grotell & Härdig, 2000) parallellt med ovan nämnda studie av fortplantningen. Undersökningen hade utökats med ytterligare ett referensområde (Sävisnäs) utöver Rånefjärden. Resultaten är svårtolkade på grund av olika utfall när recipienten jämförs med de två referenslokalerna. Jämfört med den nya referenslokalen Sävisnäs noterades signifikanta avvikelser, såsom förstorad lever, lägre aktivitet av avgiftningsenzymet EROD och lägre antal granulocyter i blodet. Sistnämnda indikation på påverkan på immunförsvaret stärktes av lägre antal lymfocyter och totalt antal vita blodceller (dock ej statistiskt signifikanta skillnader) hos abborrarna i recipienten. Även gonadstorleken var drygt 25 % mindre hos abborrarna i recipienten (dock ej statistiskt signifikant). Jämfört med referensen Råneå noterades dock inga statistiskt signifikanta skillnader i någon fysiologisk mätvariabel, men däremot liknande tecken som ovan på lägre EROD-aktivitet och lägre gonadstorlek hos abborrar i recipienten. Någon utvärdering av skillnaderna i utfall beroende på referenslokal gjordes inte i rapporten.

2002 års undersökning av abborrens fysiologiska status i recipienten visade endast en enda statistiskt signifikant avvikelse (Grotell, 2003b). Antalet röda blodceller var högre i recipienten jämfört med referensområdet. Någon påverkan på vita blodcells bilden eller leverfunktionen kunde inte påvisas. Däremot noterades tecken på samma inhibering av EROD-aktiviteten och lägre gonadstorlek som observerats tidigare. En parallell morfometrisk undersökning av abborre visade ingen avvikelse i tillväxt eller konditionsfaktor hos recipientens abborrar. Däremot var andelen könsmogna fiskar i samtliga längdklasser detta år signifikant lägre i recipienten för Karlsborgs bruk jämfört med referensområdet. Samtidigt var halten av könshormonet östradiol nästan tre gånger lägre hos abborrhonor i recipienten jämfört med referenslokalen. Denna skillnad var dock inte signifikant på grund av stora variationer i mätdata. Observationen ligger helt i linje med tecknen på en reproduktionstörning detta år.

Vid den fysiologiska hälsoundersökningen år 2004 var hartssyrahalterna i gallvätska förhöjda, vilket tydde på att fiskarna var exponerade för avloppsvatten från fabriken (Grahn & Sangfors, 2005a). Ingen påverkan observerades på blod bilden och därmed inga tecken på störningar av syreupptagningsförmågan och immunförsvaret. Däremot noterades på nytt en signifikant inhibering av EROD-aktiviteten i levern och samtidigt signifikant mindre leverstorlek och lägre halt av leverglykogen. Det är svårt att avgöra om dessa avvikelser skall tolkas som en leverfunktionstörning orsakad av toxiska ämnen eller om det kan finnas andra förklaringar.

Vid den senaste hälsoundersökningen 2010 var halterna i gallan av hartssyror och fettsyror högre, medan sterolhalten var lägre än år 2004 (Evander & Linnér, 2011). Inga effekter noterades på röda och vita blodcells bilden. EROD-aktiviteten i levern var fortfarande signifikant lägre i recipienten. Dessutom hade abborrarna större lever och tecken på ökad vakuolisering i levern. Den parallella morfometriska studien på abborre visade dock motstridiga resultat med något mindre leverstorlek hos abborrar i recipienten.

Undersökningarna av fiskens kondition har inte visat på några signifikanta skillnader mellan recipienten och referensområdet vid de fem provtagningarna under åren 1993-2010. Däremot har undersökningarna av tillväxt och fortplantning gett varierande resultat (Nilsson, 2005a; Evander & Linnér, 2011). En lägre tillväxt observerades hos fiskarna i recipienten ett år, 2004. Andelen könsmogna fiskar i samtliga längdklasser var betydligt lägre i recipienten jämfört med Rånefjärden åren 1993 och 2002, men inte 1998 och 1999 (Fig. 50). Inte heller 2004 och 2010 kunde någon påverkan påvisas på könsmognaden hos abborrar i recipienten. Gonadstorlek har däremot genomgående varit mindre hos abborrar i recipienten, men med en statistiskt signifikant skillnad enbart åren 1998 och 2004. Vid den senaste undersökningen 2010 observerades inga avvikelser i gonadstorlek.



Figur 50 Andelen köns mogna abborrar i olika längdklasser i recipienten för Karlsborgs bruk (Kalix) och referensen (Rånefjärden) 1993, 1998, 1999 och 2002. Data från Nilsson (2005a).

Under perioden 1986-1999 observerades både störningar av fysiologiska funktioner och fortplantningsstörningar hos abborrar i recipienten för Karlsborgs bruk. Påverkan på fysiologiska funktioner, som successivt har avtagit, har varit relativt svag under åren och inte heller visat en entydig symptombild, med undantag av en lägre EROD-aktivitet i levern som noterats i varierande grad sedan 1999 och som kvarstår både 2004 och 2010. Tydliga tecken på fortplantningsstörningar har genomgående funnits med från 1986 till 2004. Vid undersökningen år 2004 hade en god återhämtning av fiskhälsan skett, men fortfarande observerades fortplantningsstörning, lägre kroppstillväxt och hämning av EROD-aktiviteten. År 2010 noterades ytterligare förbättring av fiskarnas hälsostatus i recipienten. Inga fortplantningsstörningar kunde påvisas. Däremot fanns svaga tecken på fortsatt påverkan på leverfunktionen.

Bedömning av hälsostatus: en förbättring från *Tydlig påverkan* år 2004 till *Svag påverkan* år 2010.

Domsjö fabriker

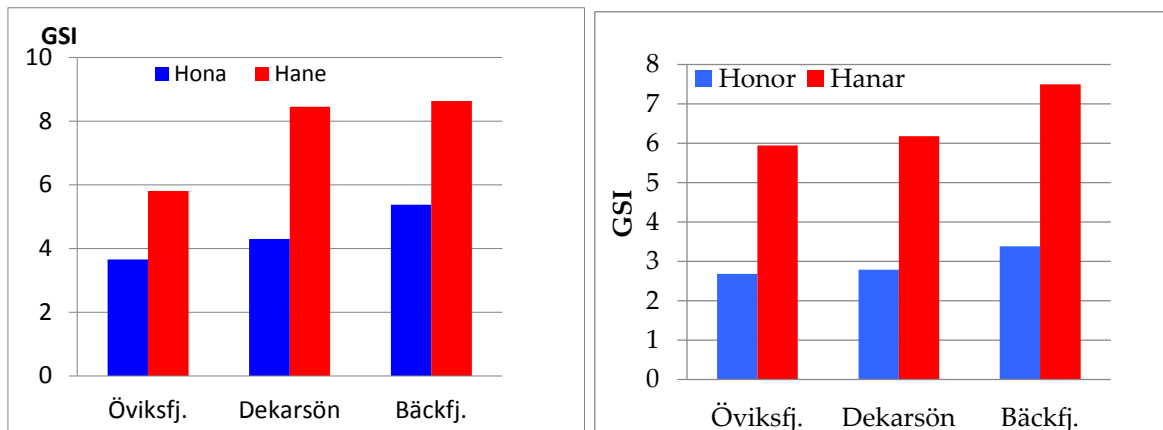
I augusti 1993 gjordes en begränsad fiskhälsoundersökning (Härdig, 1994) på abborre från tre stationer i recipienten till Domsjö fabriker. Halterna av extraktivämen i gallvätska var mycket höga på den inre stationen i Örnsköldsviksfjärden. Då halterna i avloppsvatten var låga ansågs det sannolikt att de höga halterna i gallvätska berodde på läckage från bottarna som under lång tid belastats med bark och sjunktimmer.

Abborrarna närmast Domsjö fabriker hade en något sämre kondition samt betydligt lägre gonadosomatiskt index (GSI) jämfört med den yttersta provtagningsstationen. Inga onormala förekomster av parasiter eller andra sjukdomssymptom observerades. Det låga GSI-värdet indikerar att fiskens reproduktionsförmåga var störd.

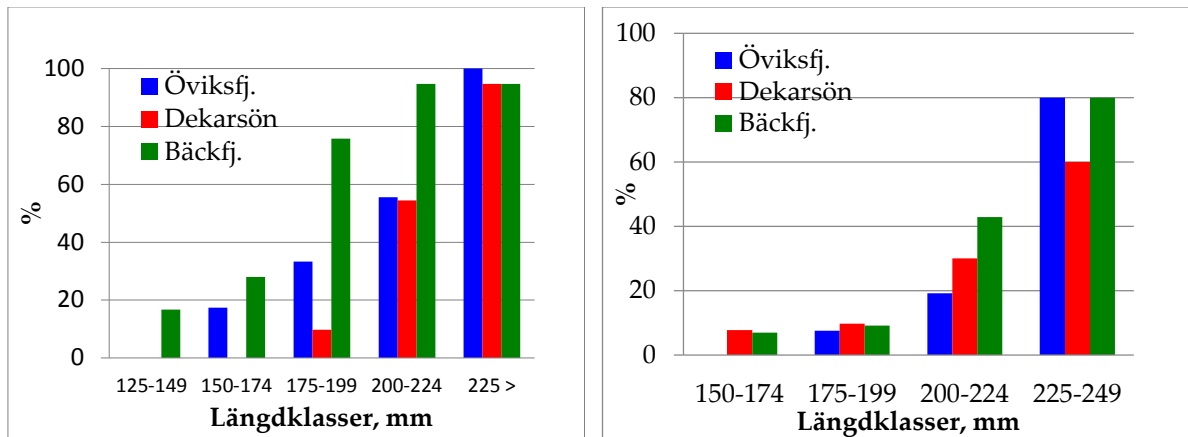
Under september 2009 gjordes screeninganalyser av toxiska ämnen på abborre samt undersökningar av syreupptagningsförmåga, immunförsvar, leverfunktion, kondition, tillväxt och reproduktionsförmåga hos abborre på en station i Örnköldsviksfjärden, en station i Dekarsöfjärden samt på en referensstation i Bäckfjärden (Sandström & Hårdig, 2010). Sammanfattningsvis förelåg inga avvikelser på vita blodcells bilden och därmed inga tecken på störning av immunförsvaret, medan indikationer på störning av vissa andra fysiologiska variabler (ökad hemoglobinhalt och påverkad leverstruktur) noterades. Dessutom tycktes tecknen på hämmad fortplantning, som observerades 1993, kvarstå hos abborrar i recipienten även 2009. Vidare noterades en högre kondition och snabbare tillväxt hos fisken. Denna effektbild med stimulerad tillväxt, högre kondition, mindre gonadstorlek och hämmad könsmognad har varit vanlig i många skogsindustrirecipienter, inte minst i Kanada, och bedöms som resultatet av en störd ämnesomsättning.

En uppföljande morfometrisk undersökning gjordes 2015 (Sandström et al., 2016). Signifikant högre kondition förelåg för könsmogna honor i Örnköldsviksfjärden. Inga andra tecken på stimulerad tillväxt och energilagring noterades. Avvikelser som indikerar fortplantningsstörning kvarstod. Den relativa storleken på könsorganen, GSI, var lägre för båda könen i Örnköldsviksfjärden (Fig. 51). Skillnaden var något mindre än vid 2009 års undersökning. Tecken på senare könsmognad i Örnköldsviksfjärden indikerades hos honor i längdklassen 20-25 cm.

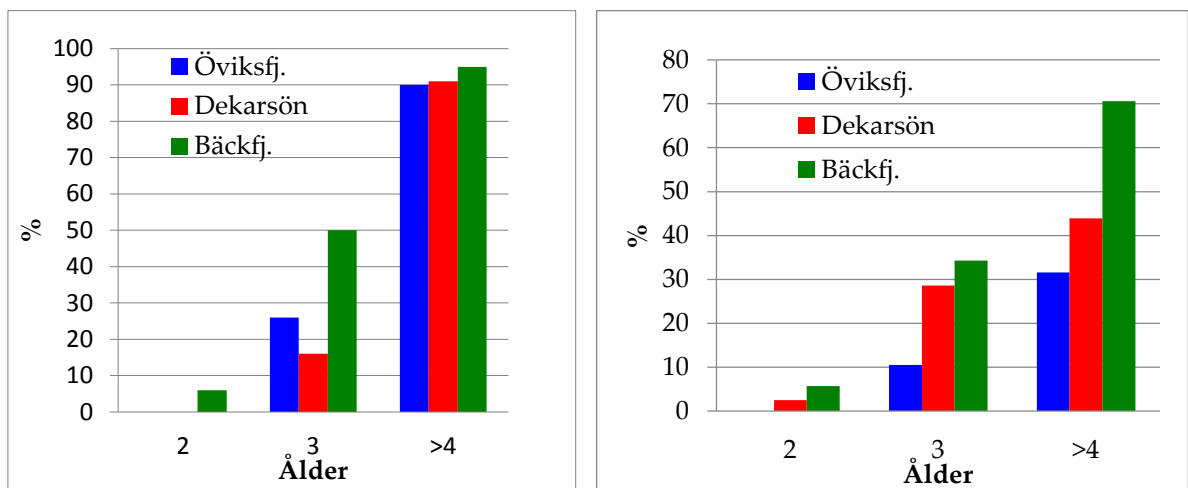
I likhet med 2009 fanns en indikation på hämning av könsmognaden, då andelen könsmogna i längdintervallet 200-224 mm var signifikant lägre i Örnköldsviksfjärden (Fig. 52). I längdklasserna 125-174 mm noterades inga könsmogna honor i Örnköldsviksfjärden. Skillnaden var ännu tydligare när könsmognadsgrad i relation till ålder analyserades. För såväl tre- som fyraåriga och äldre honor var andelen könsmogna signifikant lägre i Örnköldsviksfjärden jämfört med Bäckfjärden (Fig. 53). En samlad bedömning när undersökningarna jämförs är, att avvikelser som överensstämmer med tidigare responsmönster med minskad gonadstorlek och försenad könsmognad fortfarande förekom 2015, men att skillnaderna mot referensområdet var mindre.



Figur 51 Relativ gonadstorlek (GSI) för könsmogna honor och hanar i recipienten för Domsjö fabriker (Örnköldsviksfjärden och Dekarsöfjärden) och vid referensstationen Bäckfjärden 2009 (vänstra figuren, Sandström & Hårdig, 2010) och 2015 (högra figuren, Sandström et al., 2016).



Figur 52 Andel köns mogna honor i relation till längd i recipienten för Domsjö fabriker (Örnsköldsviksfjärden och Dekarsöfjärden) och vid referensstationen Bäckfjärden 2009 (vänstra figuren, Sandström & Härdig, 2010) och 2015 (högra figuren, Sandström et al., 2016).



Figur 53 Köns mognadsgrad hos honor i förhållande till ålder i recipienten för Domsjö fabriker (Örnsköldsviksfjärden och Dekarsöfjärden) och vid referensfjärden Bäckfjärden 2009 (vänstra figuren, Sandström & Härdig, 2010) och 2015 (högra figuren., Sandström et al., 2016).

Inga tydligt förhöjda halter som skulle kunna förklara effekterna visades vid screeninganalyserna 2009. Laboratorieförsök visade inga eller svaga toxiska reaktioner, och utsläppsdata från fabriken (Grahn & Sandström 2015) antydde ingen risk för skador på fisk i recipienten. Det förefaller därför oklart om de aktuella utsläppen från Domsjö Fabriker orsakat de observerade effekterna 2015 (högre kondition, mindre gonadstorlek, försenad köns mognad) och alternativa förklaringar, t ex kvarvarande rester av tidigare industriell verksamhet och virkeslagring ansågs mer sannolika.

Bedömning av hälsostatus: en förbättring från *Hög påverkan* 2009 till *Tydlig påverkan* 2015.

Östrands massafabrik

Det har inte gjorts några undersökningar av fiskars hälsotillstånd som koncentrerats till recipienten för Östrand massafabrik. Därför finns inget underlag för att bedöma om utsläppen från fabriken, historiskt eller på senare tid, orsakat några störningar av fysiologiska funktioner eller

reproduktionsförmågan hos fisk. Däremot har det genomförts andra undersökningar med syftet att påvisa hälsoeffekter hos fisk i olika föroreningsbelastade delar av Sundsvallsbukten (Ericson et al., 1996; Ericson et al., 1998; Ottosson & Härdig, 1999; Härdig & Ottosson, 2004; Hansson et al., 2014). Resultaten från dessa studier ger en generell bild av miljösituationen under åren 1992-2003 i Alnösundet och Sundsvallsbukten, där Östrands massafabrik bidragit med utsläpp till vatten tillsammans med ett stort antal andra utsläppskällor. Sammanfattningsvis visade studierna att i stora delar av Sundsvallsbukten var fisken inte påverkad av toxiska ämnen, medan i närheten av lokala utsläppskällor kunde vissa toxiska effekter påvisas. Resultaten sammanfattas av Grahn et al. (2005).

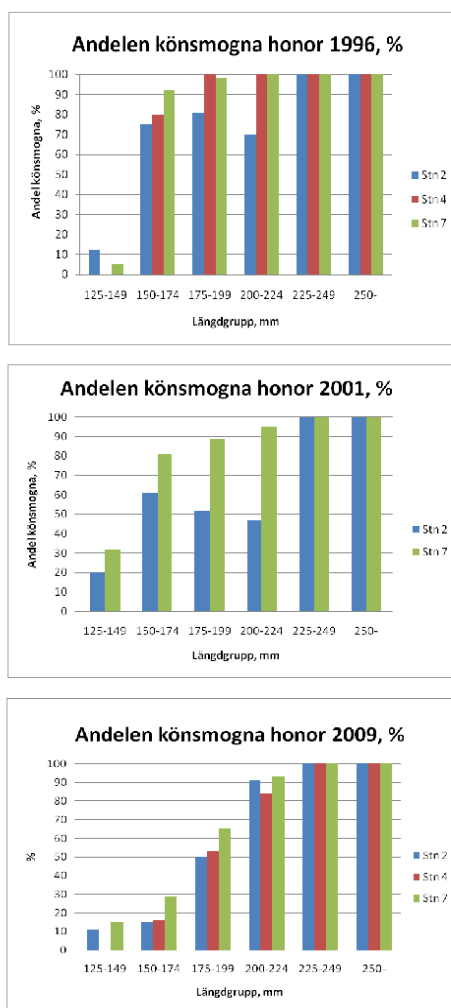
Merparten av resultaten från dessa undersökningar saknar relevans för en bedömning av vilken påverkan som utsläppen från Östrands massafabrik har haft på fiskens hälsostatus. Två av undersökningarna, som hade en provtagningsstation i närheten av fabriken och utsläppsområdet (vid Finsta respektive Skönviken), kan dock ge en bild av fiskhälsostatus i närområdet under hösten 2003. Vid den ena undersökningen (Härdig & Ottosson, 2004) mättes morfometriska mått och ett antal biomarkörer som sammantaget speglar fiskens syreupptagningsförmåga, immunförsvar, kondition, tillväxt och fortplantning. Jämfört med ett referensområde på östra sidan Alnön, Stornäset, visade fiskarna vid Finsta inga signifikanta avvikelser för kondition, tillväxt, fortplantning eller leverstorlek. Abborrarna vid Finsta hade dock 30 % lägre antal omogna röda blodceller och markant lägre antal av samtliga vita blodcellstyper (mellan 17 och 38 % lägre) och därmed 35 % lägre totalantal av vita blodceller än abborrar i referensområdet. Sistnämnda avvikelser är ett tecken på nedsatt immunförsvar. Denna respons, liksom lägre antal omogna röda blodceller, är vanliga effekter hos fisk i många skogsindustrirecipienter. Den andra undersökningen (Hansson et al., 2014), som genomfördes sent under hösten 2003, syftade till att med hjälp av ett antal biomarkörer få en översiktlig bild av eventuella toxiska effekter hos fisk i ett antal föroreningsbelastade kustområden i Västernorrlands län. Jämfört med det då använda referensområdet, Åstön, visade resultaten vid Skönviken signifikant högre andel icke könsmogna abborrhonor, lägre gonadstorlek och högre frekvens av fenerosion. Liknande avvikelser har varit vanliga i många skogsindustrirecipienter. Resultaten kompliceras dock av att insamlingen gjordes så sent på hösten, att abborrarna kan ha varit vandrande och därför inte exponerats för utsläppet från Östrands massafabrik. Stickproven var dessutom alltför små för en säker bedömning av könsmognad enligt gällande riktlinjer (Thoreson, 1996).

Dessa två undersökningar visar alltså att det i närområdet till Östrands massafabrik hösten 2003 fanns vissa indikationer på hälsoeffekter, som stämmer överens med toxiska symptom som ofta har observerats i skogsindustrirecipienter. Eftersom det inte finns några resultat från riktade fiskhälsoundersökningar i recipienten kan dock ingen bedömning göras av vilken påverkan fabriken utsläpp har haft historiskt på fiskhälsan och om en återhämtning har skett.

Iggesunds bruk

Inom Miljö/Cellulosa-projektet genomfördes 1987-1988 studier av hälsan hos abborrar utanför Iggesunds bruk. Bland observerade effekter i recipienten kan nämnas minskad relativ gonadstorlek, högre aktivitet av avgiftningensenzymet EROD, förstörd lever, en påverkan på både röda och vita blodcells bilden, sänkt kloridkoncentration i blodet och en påverkan på kolhydratmetabolismen (Förlin et al., 1991). De påvisade effekterna, som liknade den symptom bild som tidigare påvisats hos fiskar utanför Norrsundets bruk, indikerade störd fortplantning samt påverkan på leverfunktionen, blodets syreupptagningsförmåga, immunförsvaret och kolhydratmetabolismen. Effekterna var dock svagare och visade mindre geografisk utbredning hos abborrar i recipienten för Iggesunds bruk.

Vid en undersökning 1996 (Sandström et al., 1997a) noterades avvikelser, som visade fortsatt störning av fortplantningsfunktionen. Fiskens könsmognad var hämmad och hos de könsmogna fiskarna var könsorganens tillväxt långsammare. Dessutom påvisades en högre aktivitet av avgiftningensenzymet EROD och minskad leverstorlek hos abborrar från recipienten Gårdsfjärden jämfört med referensområdet. Detta indikerade att fisken fortfarande var exponerad för miljöfarliga ämnen. Abborrens fysiologiska status och reproduktionsförmåga i recipienten undersöktes år 2001 (Grahn & Grotell, 2002). Vid undersökningen observerades en liknande symptombild som 1996 med fortsatt förhöjd EROD-aktivitet, hämmad könsmognad och försämrad tillväxt av könsorganen. Signifikanta ökningarna för tre hematologiska mätvariabler indikerade en störning av röda blodcellsfunktionen. Nämnade effekter är väl dokumenterade symptom hos fiskar i andra skogsindustrirecipienter. Fiskarna i recipienten hade dessutom något sämre kondition. Någon påverkan på immunförsvaret kunde inte påvisas. En uppföljning av tillväxt, kondition och fortplantning hos fisk gjordes 2009 (Sandström, 2010). Tillväxtanalysen visade några avvikelser, 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. Inga signifikanta avvikelser i gonadstorlek eller könsmognadsgrad noterades för honorna (Fig. 54).



Figur 54 Andelen könsmogna honor i olika längdgrupper 1996, 2001 och 2009. Stn 2 och Stn 4 är recipientstationer utanför Iggesund bruk; Stn 7 är referensstation. Data från Sandström(2010).

Resultaten från undersökningarna 2009 visar att de små skillnader i abborrens tillväxt, kondition och fortplantning som då fanns mellan lokalerna i Iggesund bör karakteriseras som normala och väl inom ramen för naturlig variation mot bakgrund av undersökningar i referensområden (Sandström et al., 2007).

Sammanfattningsvis kan konstateras att den senaste undersökningen 2001 av både abborrens fysiologiska status och reproduktionsförmåga i recipienten för Iggesunds bruk visade en positiv återhämtning jämfört med undersökningarna 1987/88 och 1996. Det fanns dock fortfarande fyra statistiskt signifikanta fysiologiska avvikelser och en påverkan på fortplantningsförmågan, vilket sammantaget bedöms som en tydlig påverkan på fiskhälsan. Uppföljningen 2009, som enbart omfattade studier av tillväxt, kondition och fortplantning, visade att en god återhämtning hade skett av fiskens fortplantningsförmåga jämfört med de tidigare undersökningarna 1988, 1996 och 2001.

Bedömning av hälsostatus 2009: *Ingen påverkan*. Eftersom inga fysiologiska mätningar gjorts 2009 är dock bedömningen osäker.

Vallviks bruk

Hälsoundersökningar 1988 inom Miljö/Cellulosa-projektet visade att abborrar i recipienten för Vallviks bruk var exponerade för toxiska och hormonstörande ämnen som orsakade bl. a. mindre gonader, förhöjd EROD-aktivitet i levern, högre hematokritvärde och lägre klorid-koncentration i blodet (Förlin et al., 1991). För undersökningar i öppna kustområden av Vallviks karaktär har sedan dess tånglaken rekommenderats som indikatorart. Undersökningar av hälsotillstånd hos tånglake har utförts 1997 vid två lokaler i recipienten och vid ett referens-område söder om Tärnsharen, ca 7 km söder om bruket, samt även vid en referenslokal vid Holmöarna i Bottniska viken (Grotell, 1998a; Svedäng & Grotell, 1998;). För analys av hälsotillstånd analyserades flera variabler som beskriver fysiologiska funktioner. Effekter på fortplantningen analyserades genom dissektion av havande honor varvid fastställdes ynglens antal, överlevnad, tillväxt och missbildningsfrekvens. Ofödda yngel könsbestämde för beräkning av könskvot.

Tånglakarna vid Vallviks bruk konstaterades vara exponerade för avloppsvattnet genom att halten av hartssyror i gallvätska var högre hos honorna i recipienten jämfört med referensområdet. Vid undersökningen 1997 noterades en avvikelse som kan vara en indikation på fortplantningsstörning, nämligen högre missbildningsfrekvens hos ofödda yngel på de två lokalerna i recipienten jämfört med Holmöarna. Antalet missbildade yngel var dock genomgående lågt. I övrigt sågs inga tecken på störning av ynglens utveckling och överlevnad eller skillnad i könskvot. Det kunde inte heller påvisas några effekter på tillväxt, kondition, energimetabolism, leverstruktur och leverfunktion, samt immunförsvaret. De enda signifikanta avvikelserna i fysiologiska mätvariabler var förhöjd total hemoglobinhalt i blodet och förhöjda röda blodcellsindex hos tånglakarna i recipienten. Det är svårt att avgöra om detta är en effekt av avloppsvattenexponering eller ett resultat av hanteringsstress.

Toxiska/hormonella effekter av avloppsvattnet på fiskens hälsotillstånd indikerades 1987/88. Därefter skedde en god återhämtning och endast svaga hälsoeffekter (förhöjd missbildningsfrekvens hos ofödda yngel och förhöjd hemoglobinhalt) kunde påvisas i recipienten 1997. Inga hälsoundersökningar har gjorts efter 1997 och därmed finns inget underlag för bedömning av fysiologiska hälsoeffekter och fortplantningsstörningar under senare år.

Bedömning av hälsostatus 1997: *Svag påverkan*.

Norrsundets bruk

De första undersökningarna av abborrens fysiologiska hälsotillstånd genomfördes 1984 och 1985. Utsläppen från fabriken orsakade allvarliga hälsoeffekter på fisken (Andersson et al., 1988; Lindesjö & Thulin, 1992; Larsson et al., 2003). Effekterna var dosberoende och kraftigast i närområdet 2–5 km från utsläppet. Vissa effekter observerades dock ända upp till 8–10 km från fabriken, där avloppsvattnet hade en beräknad utspädning av över 1 000 ggr.

Bland påvisade effekter 1984/85 kan nämnas:

- Leverförstoring och en kraftig ökning av aktiviteten för avgiftningsenzymet EROD
- Hämmad eller försenad tillväxt av könsorganen och reducerad könshormonnivå i blodet
- Förändring av vita blodcells bilden
- Ökad aktivitet av enzymet ALA-D (involverat i bildningen av hemoglobin), förhöjt hematokritvärde, ökning av antalet röda blodceller och hemoglobinhalt i blodet
- Minskad koncentration av klorid och ökade koncentrationer av kalium, kalcium och magnesium i blodet.
- Förändrad kolhydratmetabolism
- Histopatologiska förändringar i form av grava fenskador, skelettförändringar och deformerade käkben hos olika fiskarter

Således kunde man konstatera att flertalet studerade fysiologiska funktioner var störda och att hälsotillståndet var kraftigt påverkat.

Vid upprepade fysiologiska undersökningar 1988, 1990, 1993 och 1995 observerades att tidigare effekter på många biomarkörer successivt försvann med början i recipientens yttre delar och de blev allt svagare även i fabriken närhet. År 1995 observerades i dessa undersökningar inte längre några effekter på gonadstorlek, ämnesomsättning, saltbalans eller röda blodcells funktioner. Kvarstående effekter var en EROD-induktion i levern och tecken på nedsatt immunförsvar, men då endast i närområdet 2 km från utsläppet (Larsson et al., 2003). Efter 1995 har liknande hälsoundersökningar inte genomförts på fiskar i Norrsundetrecipienten.

I studier av tillväxt och fortplantning under första halvan av 1980-talet, vilka gjordes integrerat med de fysiologiska undersökningarna, men på ett större fiskmaterial, påvisades stimulerad tillväxt och kondition samt mindre gonadstorlek och senare köns mognad. Samtidigt noterades kraftigt minskad yngelproduktion i kombination med ökad adult mortalitet, låga fisktätheter och ett onormalt fisksamhälle i närrecipienten (Neuman & Karås, 1988a; Sandström et al., 1988; Sandström & Thoresson, 1988; Karås et al., 1991). De integrerade fiskundersökningarna visade sammantaget att effekter på fisk i recipienten kunde påvisas från cell- till populations- och samhällsnivå.

Uppföljande undersökningar av fortplantning, tillväxt, kondition och leverstorlek 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 sammanfattas i **Tabell 14**.

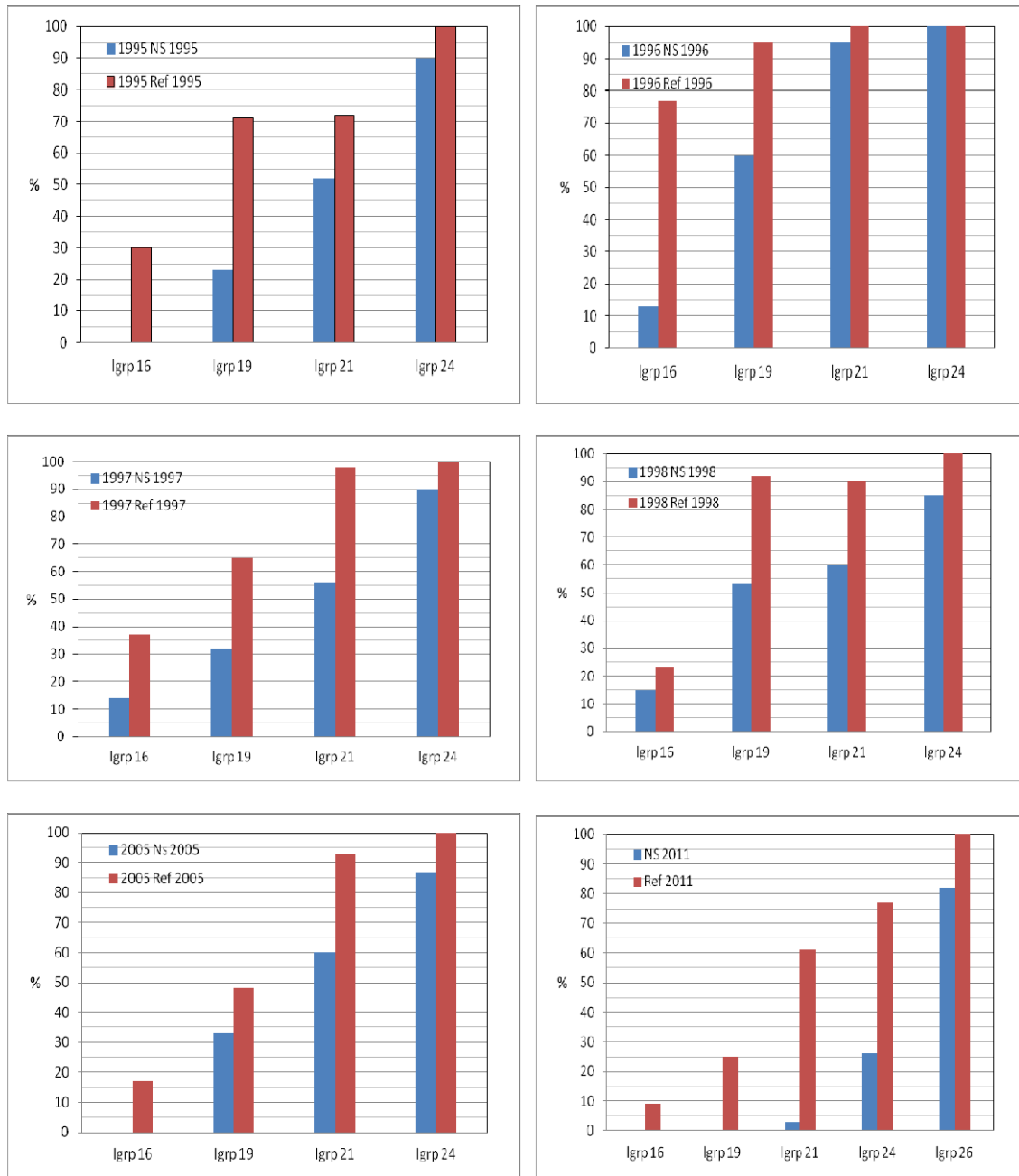
Tabell 14 Sammanfattning av undersökningar 1984-2011 av tillväxt, kondition (Cf), leverstorlek (LSI) och fortplantning hos abborre i recipienten till Norrsundets bruk. Signifikanta avvikelser mot referensen: - lägre eller senare (för könsmognad), + högre eller tidigare, 0 ingen avvikelse. Inga markeringar 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 samtidigt indikerat stimulerad tillväxt och kondition samt hämmad fortplantning. Undersökningarna 1990 och 1995 tydde på en återhämtning av fortplantningsfunktionen i likhet med observationerna i de fysiologiska undersökningarna. Vid de fortsatta uppföljningarna noterades dock en återgång till den tidigare effektbilden med mindre gonader (GSI) och senare könsmognad.

Hämmad könsmognad har noterats i samtliga undersökningar mellan 1995 och 2011 (**Fig. 55**). 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 av morfometriska mätvariabler och fortplantningsförmåga 2011 observerades inga effekter på tillväxt och gonadstorlek. Däremot kvarstod en mycket tydlig hämning av könsmognaden (**Fig. 55**). Kondition och leverstorlek var också högre i recipienten. Ökad leverstorlek (LSI) var en effekt som observerades 1984/85 och 1988 vid hälsoundersökningarna på abborre inom Miljö/Cellulosaprojektet, men som sedan visade en återhämtning vid efterföljande undersökningar 1990, 1993 och 1995. Vid de morfometriska undersökningarna av abborre observerades en ökad leverstorlek även 1996, men inte 2005 (**Tab. 14**).

Sammanvägning av resultaten från 2005 och 2011 (**Tab. 14**) visar att en viss, dock inte fullständig, återhämtning av morfometriska variabler har skett efter att utsläppen upphört. Regleringen av könsmognaden tycks vara en av de känsligaste funktionerna som studerats i Norrsundetrecipienten.



Figur 55 Andelen köns mogna honor i olika längdgrupper år 1995-1998, 2005 och 2011 i recipienten för Norrsundets bruk och ett referensområde. Data från Sandström & Neuman (2003) och Sandström & Abrahamsson (2012).

De integrerade undersökningarna av hälsotillstånd samt täthet och sammansättning av fiskbestånden, visar sammantaget att fiskar i recipienten i mitten av 1980-talet var kraftigt påverkade av utsläpp från fabriken med effekter från cell-, organ- och individnivå till populations- och samhällsnivå. Under en 10-årsperiod från det att undersökningarna startade fram till 1995 skedde en gradvis återhämtning av de flesta fysiologiska effekterna. En EROD-induktion och en måttlig påverkan på immunförsvaret var de enda kvarvarande effekter som kunde spåras 1995 och då endast i närrecipienten. Vid de uppföljande undersökningarna av morfometriska mätvariabler åren 1996-1998 och 2005 har, med något undantag, observerats stimulerad tillväxt och kondition, mindre gonader och försenad könsmodn. Även vid undersökningen 2011, tre år efter brukets

stängning, fanns tydliga tecken på kvarstående effekter i form av dels en metabolismstörning (högre konditionsfaktor, förstörd lever) och dels en tydlig hämning av könsmognaden. Detta indikerar en fortsatt exponering för toxiska/hormonstörande ämnen. Vad som hänt med fiskens fysiologiska hälsotillstånd under perioden 1995-2011 har inte undersökts.

Recipienten för Norrsundets bruk är således ett exempel där en positiv återhämtning skett i vissa avseenden, men där fortfarande tydliga effekter på fiskar kvarstår 2011 trots att utsläppen upphörde helt när bruket lades ned 2008. Undersökningar av halter av dioxiner och furaner i ytsediment och fiskmuskel visar att det fortfarande kan finnas ämnen från tidigare produktionsperioder som kan bli biotillgängliga. Resultaten har därför principiellt stort värde, dels beroende på den långa observationsserien, dels då det varit möjligt att genomföra åtminstone vissa begränsade studier även efter att bruket lagts ner. Det bör finnas ett stort vetenskapligt intresse av att följa det fortsatta tillfriskningsförloppet, även vad avser halter i fisk och det fysiologiska hälsotillståndet, för att få värdefull kunskap om kvarvarande miljöpåverkan av historiska utsläpp.

Bedömning av hälsostatus 2011: *Tydlig påverkan.*

Korsnäsverken

Abborrens hälsotillstånd i Korsnäsverkens recipient undersöktes 1995 (Grotell, 1996). Analyser av extraktivämnena i galla visade, att halten av främst hartssyror var lägst i fiskarna i inre delen av Yttre Fjärden och högst vid Eskön i norra delen av Gävlebukten. Det fanns således en gradient med stigande halter utåt mot havet. För sterolerna var bilden den motsatta, med högst halt i de inre områdena vid Korsnäsverken. Någon entydig gradient, som visade om fiskar i recipienten var exponerade för avloppsvatten från bruket, kunde därmed inte påvisas.

Däremot visar signifikanta effekter som observerades i hälsoundersökningen 1995 att fiskar i recipienten var exponerade för kemiska ämnen. Leversomatiskt index (LSI) var högre och relativa gonadstorleken var mindre i recipienten jämfört med referensen. Andelen av samtliga vita blodcellstyper var signifikant lägre vid recipientlokalerna jämfört med referensen, vilket indikerar ett nedsatt immunförsvar. Dessutom var andelen omogna röda blodceller lägre. Samtliga dessa effekter är väldokumenterade symptom hos fiskar i skogsindustrirecipienter. Glykogenhalten i lever och den mikroskopiska undersökningen av levervävnad uppvisade inga avvikelser mellan stationerna. Däremot var EROD-aktiviteten i levern 2-5 ggr lägre hos fiskar vid de två recipientstationerna, vilket dock inte var en statistiskt signifikant avvikelse på grund av mycket stor spridning i mätdata från referensstationerna.

En uppföljande morfometrisk undersökning av abborre i recipienten för Korsnäsverken och Gävle hamn gjordes 2005 med Limön som referens (Grahn et al., 2006a). Gallanalyserna visade, att det bara förelåg små avvikelser i halterna av extraktivämnena, utan tendens till gradienter. Steroler och fettsyror låg på ungefär samma nivå som 1995, medan halterna av hartssyror sjunkit betydligt.

Jämförelser mellan lokaler avseende de morfometriska måtten som indikerar tillväxt, kondition och fortplantning redovisas i **Tabell 15**. Skillnaderna mellan lokalerna var 2005 generellt sett små, vilket bl. a. innebär att den leverförstoring och sämre gonadutveckling, som noterades tio år tidigare hos fiskar i recipienten, inte längre fanns kvar. Analysen av könsmognadsgrad hos honor av abborre visade, att mönstren för Korsnäsverken och referensområdet Limön överensstämde väl utan signifikanta avvikelser.

Tabell 15 Konditionsfaktor (Cf), relativ leverstorlek (LSI) och gonadsomatiskt index (GSI) hos abborre i recipienten för Korsnäsverken 2005. Samtliga index beräknade på somatisk kroppsvikt. T-test görs mot referensen Limön. * = $p > 0,05$. Data från Grahn et al. (2006a).

kön	stn	N	Cf	LSI	GSI
Hona <20 cm	Korsnäs	13	1,01	1,36	3,8
	Limön	9	1,02	1,44	3,3
Hona >20 cm	Korsnäs	36	1,05*	1,46	4,3*
	Limön	33	1,11	1,54	3,9

Vid undersökningarna av hälsotillståndet hos abborre 1995 påvisades vissa typiska skogsindustrieffekter såsom leverförstoring, mindre gonadstorlek och nedsatt immunförsvar, samt dessutom en svårtolkad, markant lägre EROD-nivå. Den morfometriska undersökningen av abborre 2005 visade att en återhämtning ägt rum av tidigare observerad fortplantningsstörning och leverförstoring. Noteras kan också, att vid en undersökning 1988 var tätheterna av abborryngel betydligt lägre i recipienten än i referensområdet (Neuman & Karås, 1988b). När en uppföljning gjordes 1995 förelåg inte längre några signifikanta skillnader (Sandström, 1996), vilket indikerade förbättrade rekryteringsförhållanden.

Bedömning av hälsostatus 2005: *Svag påverkan*. Eftersom ingen undersökning av fysiologiska hälsoeffekter har skett efter 1995 är dock bedömningen osäker.

Grycksbo pappersbruk

Inga undersökningar av fiskars hälsotillstånd i recipienten har gjorts.

Frövifors bruk

En fysiologisk undersökning 1994 på regnbåge, som exponerades i bassänger under åtta veckor för utgående avloppsvatten från Frövifors bruk, visade en sämre tillväxt jämfört med kontrollfiskar (Grotell, 1995b). Dessutom noterades en ökad EROD-aktivitet i levern och ökad aktivitet av leverenzymet ALAT (alaninaminotransferas) i blodet. EROD-ökningen tyder på en påverkan av kemiska ämnen på leverns avgiftningssystem, medan den ökade aktiviteten av ALAT kan vara ett tecken på akut leverskada. Övriga fysiologiska mätvariabler visade inga statistiskt signifikanta avvikelser. Någon fiskfysiologisk studie i recipienten genomfördes inte under 1990-talet.

Vid en begränsad studie 1995 på småabborre (storlek 10-18 cm) uppströms och nedströms Frövifors bruk noterades måttligt förhöjda halter av hartssyror och fettsyror i abborrarnas galla nedströms bruket (Grotell 1995b). Inga skillnader i konditionsfaktor eller leverstorlek observerades. Däremot hade endast 25 % av abborrhonorna utvecklade gonader nedströms jämfört med 56 % uppströms, vilket återspeglades i den relativa gonadstorleken, GSI, som var signifikant mindre nedströms. Detta indikerade en störning av fortplantningen hos fisk i recipienten nedströms fabriken. Observationen är mycket osäker på grund av små stickprov av enbart små abborrar, men ändå värd att notera eftersom denna effekt var en typisk respons i många av dåtidens recipienter.

Åren 2006 och 2007 genomfördes undersökningar av abborrens hälsotillstånd i Väringen, som tar emot vatten från primärrecipienten Borsån (Grotell & Tana, 2008). Som referens användes Högstabadassjön belägen uppströms i Borsåns vattensystem. Syreupptagningsförmåga, immunförsvar, leverfunktion, kondition, tillväxt och reproduktion studerades. Därutöver undersöktes halten extraktivämen i fiskens gallvätska. Halten av hartssyror i fiskgallan var högre

i Väringen jämfört med i referensområdet och av samma storleksordning som var vanligt förekommande i skogsindustriella recipienter. Andelen trombocyter i blodet var år 2006 signifikant högre i recipienten Väringen, medan andelen av främst granulocyter, men även lymfocyter, uppvisade lägre värden (-44 % respektive -13 %; dock ej statistisk signifikans) jämfört med referenssjön. Dessa tecken på eventuell effekt på immunförsvaret följdes inte upp vid 2007 års undersökning. Syreupptagningsförmågan bedömdes genom analyser av den röda blodcells bilden. Vid undersökningen 2006 noterades hos abborren i Väringen signifikant sänkta värden (mellan 22 och 31 % lägre) för tre mätvariabler som speglar syreupptagningsförmågan, d.v.s. en störning av röda blodcellsfunktionen. Vid den uppföljande studien 2007 kvarstod två av dessa signifikanta avvikelser.

Leverfunktionen hos abborrarna studerades genom att mäta leverstorleken (LSI), glykogenhalten, aktiviteten av avgiftning enzymet EROD samt undersöka levervävnadens struktur. Mätningarna visade inga signifikanta avvikelser och därmed ingen störning av leverfunktionen hos abborre från recipienten. 2006 registrerades avvikelser i form av högre tillväxt och kondition för någon enstaka ålders- och längdgrupp av abborre i recipienten.

Mindre gonadstorlek (GSI) noterades i en av de studerade längdklasserna. I övrigt förekom inga signifikanta avvikelser för gonadstorleken eller könsmognadsgraden hos abborrhonorna nedströms bruket. Fortplantningsförmågan hos abborre i recipienten bedömdes vara god. Sammanfattningsvis kan konstateras att det vid undersökningarna 2006 observerades 4 avvikelser i den fysiologiska studien och enstaka avvikelser i den morfometriska studien. Vid den begränsade fiskfysiologiska uppföljningen 2007 kvarstod två signifikanta avvikelser i röda blodcells bilden. Sammanvägd bedömning av hälsostatus 2006/2007 blir därför: *Måttlig påverkan*.

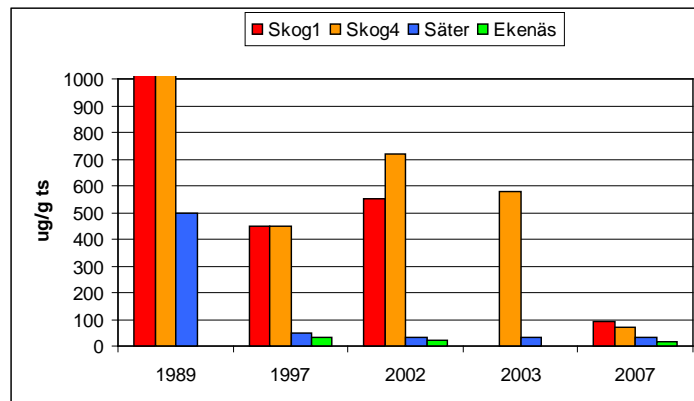
2011 och 2012 gjordes uppföljande hälsoundersökningar på abborre i recipienten Väringen och referensen Högstobodasjön (Grotell & Tana, 2012). Undersökningarna omfattade analyser av halterna av extraktivämen och antrakinon i fiskgalla, samt morfometriska mätvariabler, röda blodcells bilden och leverfunktionen (inklusive EROD-aktivitet).

Halten av hartssyror i gallan var måttligt förhöjda nedströms och visade att abborrarna var exponerade för avloppsvatten från bruket. Även antrakinon detekterades i gallan hos fiskar i recipienten. Inga tecken på effekter på abborrarnas kondition eller fortplantning förelåg 2011 och 2012. Inte heller observerades någon påverkan på leverfunktionen (leverstorlek, EROD-aktivitet och leverhistologi). Däremot noterades en påverkan på röda blodcells bilden år 2011. Liksom vid undersökningen 2007 (Grotell & Tana, 2008) så kvarstod tidigare signifikanta avvikelser för två av tre mätvariabler, i detta fall hematokrit och hemoglobin, hos abborrar i recipienten. Vid uppföljningen 2012 noterades inga skillnader i blodcells bild mellan undersökningsområdena.

Bedömning av hälsostatus 2011/2012: *Svag/ingen påverkan*.

Skoghalls bruk

Undersökningar av fiskens hälsotillstånd har utförts åren 1989, 1997, 1999, 2002, 2003 och 2007. Ett 20-tal olika variabler studerades vilka beskriver ämnesomsättning, syreupptagningsförmåga, immunförsvaret, leverfunktion, tillväxt och fortplantning. Vidare analyserades extraktivämen i gallvätska från fisken för att få ett mått på exponeringsgraden av avloppsvatten från fabriken. En jämförelse av hartssyralterna i abborrgalla mellan olika år visar att stora förändringar skett av exponeringen för avloppsvatten. Halterna år 2007 var omkring hundra gånger lägre jämfört med år 1989 (Fig. 56). 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 56 Halten hartssyror i galla hos abborre från recipienten till Skoghallsverken (Skog 1 och Skog 4) samt från två referensområden (Säter och Ekenäs) åren 1989- 2007. OBS: år 1989 var halterna vid Skog 1 och Skog 4 ca 7 600 respektive 10 300 $\mu\text{g/g ts}$. Data från Monfelt et al. (1990); Grotell (1998b); Grotell (2003c); Grotell (2003d) och Sangfors & Grahn (2008).

Undersökningarna av fiskhälsan, inklusive studier av tillväxt, kondition samt könsmognadsgrad och könsorganens utveckling, har gett varierande resultat genom åren med oftast ett begränsat antal signifikanta avvikelser i olika mätvariabler mellan fiskar i recipienten och referensområden vid varje undersökningstillfälle. Vid en brett upplagd undersökning 1997 (Grotell, 1998b) observerades ett signifikant lägre antal granulocyter och även lägre värden för både antalet lymfocyter och trombocyter i blodet hos abborrar vid recipientstationerna. Det medförde att även totala antalet vita blodceller var signifikant lägre i närrecipienten. För röda blodcells bilden var den enda signifikanta avvikelser ett lägre antal omogna röda blodceller. Denna typ av effekter på vita blodceller och omogna röda blodceller är en väldokumenterad respons hos fiskar i skogsindustrirecipienter. Vidare registrerades lägre längdtillväxt, lägre gonadsomatiskt index (GSI), mindre leverstorlek och högre EROD-aktivitet hos fiskarna i närrecipienten. Inga andra effekter noterades på leverfunktionen. Sammantaget var det fler signifikanta avvikelser 1997 jämfört med tidigare undersökning 1989 (Monfelt et al., 1990).

1999 genomfördes en kompletterande studie av morfometriska mätvariabler inklusive könsorganens utveckling hos abborrar i recipienten för Skoghallsverken (Grotell & Grahn, 2000). Den visade att inga effekter förelåg på könsmognadsgrad eller gonadstorlek. Däremot hade abborren i recipienten, liksom år 1997, signifikant mindre lever jämfört med referensområdena.

Vid en uppföljande studie i recipienten 2002 (Grotell, 2003c) noterades högre hemoglobinhalt hos abborrar vid tre recipientstationer i jämförelse med referensområdena. Tecknen vid tidigare undersökning på lägre antal vita blodceller och nedsatt immunförsvar fanns inte kvar utan istället observerades nu en signifikant ökning av antalet granulocyter. Vidare bedömdes att leverfunktionen var störd hos fiskar i recipienten (p.g.a. förhöjd EROD-aktivitet, högre leverglykogen, förstörd lever och histopatologiska förändringar). Någon effekt på könsmognad, gonadstorlek eller könskvot observerades inte.

Observationen av störd leverfunktion resulterade i en kompletterande leverundersökning hos fisk i recipienten 2003 (Grotell, 2003d). Halterna av extraktivämen i fiskarnas galla var något lägre än

föregående år vilket indikerade en lägre exponering för utsläpp från bruket. Leverns storlek var fortfarande störst i närrecipienten, men inte signifikant skild från övriga områden. Halten leverglykogen uppvisade ingen skillnad mellan områdena. Däremot var fortfarande andelen döda leverceller högre i recipienten. Även EROD-aktiviteten avvek signifikant hos abborrarna från närområdet, men denna gång med 2-3 ggr lägre aktivitet.

Vid den senaste undersökningen 2007 av hälsotillstånd och reproduktion (Sangfors & Grahn, 2008) noterades fortfarande ett antal signifikanta avvikelser hos fiskar i recipienten som liknar förändringar som registrerades redan 1997 och 2002. Samtliga typer av vita blodceller visade åter igen lägre värden hos fiskar i recipienten, varav antalet lymfocyter och totala antalet vita blodceller var signifikant lägre. Likaså var antalet omogna röda blodceller signifikant lägre vid båda recipientstationerna 2007. När det gäller leverfunktionen så kvarstod en förhöjd förekomst av degenererade och döda leverceller, vilket registrerades både 2002 och 2003. Halten leverglykogen var signifikant lägre hos fiskar i recipienten, medan EROD-aktiviteten och leverstorlek inte uppvisade några skillnader. Längdtillväxt och kondition var nära nog identisk vid recipientstationer och referensstationer. Det kan även nämnas att gonadstorleken hos honabborrar vid båda recipientstationerna var 27-39 % mindre än vid referensstationen Ekenäs, men skillnaden var inte statistiskt signifikant beroende på mycket stor spridning i mätdata för referensfiskarna.

Således visade resultaten från den senaste fiskhälsoundersökningen 2007 att det kvarstår fem signifikanta avvikelser i fiskhälsovariabler som dels registrerats vid tidigare undersökningar i recipienten och dels kan betraktas som vanlig respons i andra skogsindustrirecipienter.

Bedömning av hälsostatus 2007: *Måttlig påverkan.*

Mönsterås bruk

Inom Miljö/Cellulosa-projektet genomfördes 1990 en hälsoundersökning på abborre vid recipienter för massaindustrier och referensområden längs svenska Östersjökusten och däribland vid två lokaler i recipienten för Mönsterås bruk. De för dåtidens skogsindustriutsläpp typiska symptom med signifikant ökad EROD-aktivitet i levern och minskad gonadstorlek påvisades i recipienten med kraftigast effekter vid fångstlokalen 15 km från fabriken. Det fanns även tecken på en påverkan på blodets syreupptagningsförmåga (Förlin et al., 1991).

År 1995 beslutade Mönsterås bruk förstärka kontrollprogrammet med undersökningar av hälsa och fortplantning hos fisk. Tånglake valdes som indikatorart. Kontrollen innefattade variabler som beskriver syreupptagningsförmåga, immunförsvar, leverfunktion och ämnesomsättning (Larsson et al., 2000). Undersökningarna omfattade också kullstorlek, tillväxt, överlevnad och missbildningsfrekvens hos de ofödda ynglen.

Under perioden 1996–2013 var skillnaderna små mellan de undersökta områdena för merparten av de variabler som studerats. Tolkningarna har ofta varit, att man inte kunnat utesluta att andra källor än Mönsterås bruk bidragit till de få effekter som detekterats. 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 förhöjning i recipienten. Under de påföljande åren 1998–2000 var avvikelserna mindre, för att efter 2001 inte längre vara signifikant avvikande (Grahn & Sandström, 2006; Toxicon, 2008).

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 alltså

inte funnits någon tendens till ökad missbildningsfrekvens i recipienten jämfört med i referensområdena. Vid 2001 års kontroll noterades dock, att andelen honor med döda yngel var högre i recipienten och vid Taktö (norr om recipienten), likaså antalet döda yngel per hona, jämfört med referensområdet Marsö. Skillnaderna bedömdes 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.

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 kullar från recipienten jämfört med referensvärdena, dock inte på alla lokaler (Tab. 16). I 1999 års undersökning observerades inga avvikelser, vilket förklarades bero på ett driftsstopp i fabriken under den period då könsdifferentieringen sker. Åren 2000 och 2001 var andelen hanyngel återigen högre i recipienten. Påföljande år, 2002, fanns också avvikelser, men de var små och signifikanta bara för en recipientlokal, Gåsö. Resultaten tolkades som en androgen effekt, sannolikt orsakad av hormonstörande ämnen i brukets avloppsvatten. Man har också gjort analyser av vitellogenin (guleprotein) i plasma hos hanar, men inga förhöjda nivåer har noterats.

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 16 Andel (%) hanar hos yngel av tånglake i två lokaler i Mönsteråsrecipienten samt i 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	53
2010	-	51	47	53
2011	-	53	51	50
2012	-	55	48	49
2013	-	49	53	48
Mv	49	53	50	51

Efter 2002 har inte några effekter på hälsotillståndet kunnat detekteras hos tånglake i recipienten. Undersökningarna under perioden 2003-2014 visar alltså en tydlig återhämtning avseende tidigare observerade effekter och att ingen störning av hälsotillståndet har kunnat spåras hos tånglake i recipienten.

Bedömning av hälsostatus 2003-2014: *Ingen påverkan.*

3.3.2.2.5 Genomgång av fiskhälsa i andra skogsindustrirecipienter

För att få ett mer fylligt underlag om återhämtning och kvarvarande hälsoeffekter under senare tid i svenska skogsindustrirecipienter så ges nedan kortfattat några exempel på undersökningar av fiskhälsa vid andra än de elva utvalda och ovan redovisade fabrikerna:

Kappa Kraftliner, Piteå

Vid fiskeribiologiska och fiskfysiologiska undersökningar 2004 i recipienten till Kappa Kraftliner observerades inga effekter på könsmognaden, men könsmogna honabborrar hade signifikant lägre gonadstorlek, högre konditionsfaktor, högre tillväxt hos yngre fiskar, förstora lever, lägre EROD-aktivitet i levern, samt små men signifikanta förhöjningar av antalet vita blodceller, hematokritvärde och hemoglobinhalt (Nilsson, 2005b; Grahn & Sangfors, 2005c). Symptombilden år 2004 med sammanlagt tio signifikanta effekter, varav flera är väldokumenterade responser vid exponering för avloppsvatten från skogsindustrier, har inte följts upp.

Bedömningen av hälsostatus 2004: *Tydlig påverkan.*

Husums fabrik

Vid Miljö/Cellulosaprojektets undersökning av hälsotillståndet hos abborre i Husumrecipienten 1985 påvisades flera effekter som tidigare observerats i Norrsundet, t ex mindre gonader, förstora lever, förhöjd EROD-aktivitet, förhöjd hematokrit och nedsatt immunförsvar (SEPA, 1993). År 2003 genomfördes en uppföljande studie av fiskhälsan (Grotell, 2004a). De effekter som noterades var en ökning av konditionsfaktorn, ökad leverstorlek, ökad EROD-aktivitet i levern, högre halt av leverglykogen, högre andel döda/döende leverceller, och ökad hemoglobinhalt i blodet. Dessa effekter är väldokumenterade responser i många skogsindustrirecipienter. Enligt tolkningsmallen indikerar avvikelserna både en störd leverfunktion och en förändrad ämnes- och energiomsättning, d.v.s. tecken på oacceptabel störning på fiskhälsan.

Uppföljande undersökningar 2004 och 2005 omfattade enbart leverfunktionen och morfometriska mätvariabler hos abborre. Effekterna var något mindre uttalade 2004 än tidigare (Grahn & Sangfors, 2005b), men fortfarande påvisades i närområdet signifikanta effekter såsom förhöjd konditionsfaktor och förhöjd andel nekrotiska och/eller degenererade leverceller, högre leverglykogen och kraftigt förhöjd EROD-aktivitet. En störd leverfunktion observerades alltså även detta år. Vid uppföljningen 2005 observerades en fortsatt signifikant förhöjd EROD-aktivitet i recipienten och icke statistiskt signifikanta förhöjningar av konditionsfaktor, leverstorlek och leverglykogen (Grahn & Sangfors, 2006b). Detta indikerar att fiskarna detta år fortfarande var exponerade för toxiska ämnen i utsläppen från fabriken, men att en förbättring skett när det gäller de tidigare observerade störningarna på leverfunktionen.

Bedömningen av hälsostatus 2003-2005: *Måttlig påverkan.*

Skutskärs bruk

Vid undersökningar av fiskhälsan hos tånglake i recipienten år 1995 observerades inga störda fysiologiska funktioner. Däremot indikerades en effekt på tånglakens fortplantning, såsom något högre andel honor med missbildade och döda yngel (Grotell & Lehtinen, 1996). Vid en uppföljning 2005 noterades signifikant mindre leverstorlek hos tånglakar i recipienten och återigen signifikanta avvikelser i form av ökad förekomst av retarderade yngel, d.v.s. yngel vars tillväxt varit sämre än normalt, samt av missbildade yngel. Effekten, som bedömdes som måttlig, indikerade att det fanns toxiska eller hormonstörande ämnen i avloppsvattnet som kan utgöra risk för skador (Grahn et al., 2006b).

Bedömningen av hälsostatus 2005: *Måttlig påverkan.*

Utansjö bruk

Vid en hälsoundersökning 2005 på abborre i recipienten för Utansjö bruk noterades tecken på högre tillväxt för tillväxtåret 3-4 år, ökad leverstorlek för treåriga fiskar, högre halt av leverglykogen, och signifikant högre andel nekrotiserade/degenererade leverceller (Johnsson, 2006). Resultaten tydde på att främst leverfunktionen var påverkad hos fiskar i recipienten, sannolikt på grund av utsläpp från bruket.

Bedömningen av hälsostatus 2005: *Tydlig påverkan.*

Verksamheten vid Utansjö bruk lades ned 2007.

Aspa bruk

Studier av fortplantning hos abborre har gjorts i recipienten för Aspa bruk 1999, 2002, och 2004 (Grotell, 2000; Grotell, 2003a, Grahn & Sangfors, 2005d). Vid samtliga dessa undersökningar har påvisats en försenad könsmognad hos abborrhonor i närrecipienten samt även en störning på leverfunktionen 1999 och signifikant mindre leverstorlek 2004. Vid en uppföljande undersökning 2007 (Grahn & Sangfors, 2008) kunde inga signifikanta skillnader påvisas avseende tillväxt, kondition, leverstorlek (LSI) eller könsorganens storlek (GSI) hos abborrhonor. Dock observerades fortfarande lägre könsmognadsgrad hos abborrar i recipienten jämfört med två referenslokaler. Eftersom den försenade könsmognaden 2007 är en kvarvarande effekt som följt med under åren så har full återhämtning således inte registrerats.

Bedömningen av hälsostatus 2007: *Måttlig påverkan.*

Mörrums bruk

Studier av hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake har genomförts årligen sedan 1998 i recipienten för Mörrums bruk, dvs en tidsserie på 18 år (Toxicon, 2013a). I mätprogrammet har på senare år ingått bland annat exponeringsvariabler (steroler, fett- och hartssyror, samt PAH-metaboliter i fiskgalla) och variabler som belyser effekter på halten av enzymet CYP1A och aktiviteten av enzymerna EROD, glutationreduktas (GR) och glutationtransferas (GST) i lever, histopatologi (lever, njure, gäle), morfometri, fortplantning inklusive yngelstatus, könskvotsbestämning av yngel, samt makroskopisk bedömning. De årliga undersökningarna har omfattat två recipientlokaler och två/tre referenslokaler.

En sammanställning och bearbetning av mätdata för åren 1998-2012 (Toxicon, 2013a) visar att det inte förekommit någon högre belastning av extraktivämen hos tånglakar i recipienten enskilda år eller sett över hela mätperioden. Däremot har det varit en förhöjd exponering för främmande ämnen enstaka år vid en av recipientlokalerna, vilket indikerats av högre halt av PAH-metaboliter (år 2008 och 2009) och förhöjd CYP1A-induktion i levern (år 2011). Även vid en sammanslagning av data för hela mätperioden så noterades förhöjd belastning av pyrenliknande PAH-metaboliter, men denna kunde inte kopplas till motsvarande förhöjd CYP1A-induktion vid denna recipientlokal.

Lägre relativ levervikt noterades på recipientlokalerna vissa år, men avvikelserna visade ingen koppling till exponering för främmande ämnen. Det kan dock inte uteslutas att en exponering för avloppsvatten har förelegat och orsakat viss påverkan på levern. Yngelproduktion och yngelöverlevnad har varit god under hela perioden 1998-2012, men enstaka år har viss påverkan (ex. lägre yngelvikter, lägre embryomatiskt index) noterats på yngelutvecklingen, men denna har inte kunnat kopplas till exponering för främmande ämnen eller till effekter på biomarkörer.

Undersökningarna efterföljande år, 2013 och 2014, visar på liknande resultat med endast små enstaka avvikelser något av åren (Toxicon, 2014a; Toxicon, 2015a). Vid senaste undersökningen 2015 uppvisade tånglakarna en förhöjd halt av pyrenliknande PAH-metaboliter vid en av recipientlokalerna, men i övrigt inga hälsoeffekter eller tecken på störningar av fortplantningen (Toxicon, 2016a).

Bedömningen av hälsostatus: *Svaglingen påverkan* under perioden 1998-2014 och *Ingen påverkan* år 2015.

Nymölla bruk

Ett mätprogram för övervakning av hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake har genomförts årligen sedan 1998 i recipienten för Nymölla bruk (Toxicon, 2013b). Programmet har omfattat två recipientlokaler och tre referenslokaler. Programmet har reviderats under åren, varvid några mätvariabler har utgått och nya har tillkommit. På senare år har följande analyser ingått i mätprogrammet: Steroler, fett- och hartssyror samt PAH-metaboliter i fiskgalla; halt av enzymet CYP1A och aktivitet av enzymerna EROD, GR och GST i lever; histopatologi (lever, njure, gäle); morfometri; fortplantning inklusive yngelstatus; könskvotsbestämning av yngel; samt makroskopisk bedömning.

För mätperioden 1998-2012 har gjorts en sammanställning och bearbetning av mätdata från de årliga undersökningarna (Toxicon, 2013b). Ingen högre belastning av extraktivämnen har förelegat något av åren vid de två recipientlokalerna. Däremot har en högre halt av PAH-metaboliter uppmätts vid två tillfällen och en förhöjd CYP1A-induktion vid tre tillfällen under 15-årsperioden vid en av recipientlokalerna. Vid sammanslagning av data för hela perioden noterades en förhöjd halt av extraktivämnena fytosteroler och av pyrenliknande PAH-metaboliter och en förhöjd CYP1A-induktion. Detta indikerar att sett över hela mätperioden 1998-2012 har det påvisats en förhöjd exponering för främmande ämnen vid denna recipientlokal.

En lägre relativ levervikt noterades vissa år och graden av vakuolisering i levercellerna uppvisade en måttlig/lindrig ökning sett över hela mätperioden hos tånglaker i recipienten. Observationerna bedömdes dock inte vara kopplade till exponering för extraktivämnen eller andra främmande ämnen i skogsindustriellt avloppsvatten. Andelen döda yngel i sent utvecklingsstadium var förhöjd 2002 och andelen missbildade yngel var högre 1999 och 2004 vid en av recipientlokalerna. Dessa avvikelser bedömdes dock inte ha påverkat fortplantningen negativt då inga skillnader mellan lokalerna förelåg med avseende på reproduktionsindex eller när data från samtliga år sammanslogs för perioden 1998-2012.

År 2013 observerades en förhöjd exponering för hartssyror och pyrenliknande PAH-metaboliter, samt en ökad EROD-aktivitet i lever hos tånglake vid en av recipientlokalerna (Toxicon, 2014b). I övrigt uppvisade tånglakarna i recipienten inga negativa hälsoeffekter eller störningar av fortplantningen. 2014 förekom ingen förhöjd exponering för extraktivämnen eller PAH-metaboliter och inte heller några tecken på påverkan på hälsotillståndet eller fortplantningen (Toxicon, 2015b). 2015 noterades på nytt en förhöjd exponering av tånglake för pyren- och bensopyrenliknande PAH-metaboliter vid en recipientlokal. Några tecken på hälsoeffekter eller fortplantningsstörningar kunde dock inte påvisas vid någon av recipientlokalerna (Toxicon, 2016b).

Bedömning av hälsostatus: *Svag eller ingen påverkan* under åren 1998-2013 och *Ingen påverkan* under 2014-2015.

Karlit, Karlholmsbruk

I en undersökning 2007 i Karlholmsfjärden utanför träskivefabriken Karlit AB undersöktes EROD-aktivitet, leverfunktion, blodbild, m.m. tillsammans med morfologiska mått. Inga signifikanta avvikelser förekom för någon av de studerade mätvariablerna (Sandström & Härdig, 2008).

Bedömningen av hälsostatus 2007: *Ingen påverkan.*

Exempel på recipienter där inga effekter på fortplantning, tillväxt och kondition har observerats på senare år

Medan ovanstående exempel visar att det fortfarande finns kvarvarande hälsoeffekter i flera skogsindustrirecipienter, så finns också positiva exempel där inga störningar av fortplantning, tillväxt eller kondition har kunnat påvisas vid morfometriska undersökningar under 2000-talet.

I recipienterna för Bravikens pappersbruk (Sangfors & Sandström, 2001), Rottneros bruk (Grotell, 2004b), Hylte bruk (Grahn, 2007), och Bäckhammars bruk (Grotell & Karlsson, 2007) har senare års undersökningar visat att fortplantningen fungerar normalt. Varken könsmodningsgrad eller tillväxt hos könsorganen visar någon avvikelse hos abborrhonor i recipienten jämfört med referensområden. Observationerna stärks av att det samtidigt inte kunde påvisas några signifikanta skillnader i tillväxt, kondition och leverstorlek. Det bör dock påpekas att dessa studier endast omfattat morfometriska hälsomått och att ingen kunskap därför finns om eventuell förekomst av störningar på andra fysiologiska funktioner hos fiskar i dessa fyra recipienter.

3.3.2.2.6 Sammanvägd diskussion och slutsatser

Vid Miljö/Cellulosa-projektets kartläggning av hälsotillståndet hos fiskar i recipienten för Norrsundets bruk under 1980- och 1990-talen dokumenterades ett antal effekter från cell- till samhällsnivå. Effekternas geografiska utbredning lokalt och regionalt kartlades (SEPA, 1993; Sandström & Larsson, 1993). Uppföljande undersökningar i recipienter till andra massabruk visade på ett kvalitativt likartat, men ofta svagare, effektmönster, bl. a. leverförstoring, en ökning av EROD-aktiviteten i levern, hämmad eller försenad tillväxt av gonaderna, förändringar av vita blodcellsbilden (nedsatt immunförsvaret), lägre kloridhalt i blodet, och påverkad syreupptagningsförmåga. Symptombilden som observerades i recipienterna visade även god överensstämmelse med de biokemiska och fysiologiska effekter som påvisades hos fiskar som på laboratoriet exponerades för avloppsvatten från massafabriker (Andersson et al., 1987; Härdig et al., 1988). Vidare visade en kartläggning av hälsotillståndet hos abborre längs Bottenhavskusten att fiskpopulationer på ett avstånd av 20-40 km från massafabrikerna var exponerade och påverkade av dåtidens utsläpp, d.v.s. det rörde sig om en regional eller storskalig påverkan (Förlin et al., 1991; Swedish Environmental Protection Agency, 1993; Balk et al., 1993).

Mot bakgrund av utsläppens tidigare karaktär och resultaten av kartläggningen av hälsoeffekter inom Miljö/Cellulosa-projektet och liknande observationer även i Kanada, så bör man förvänta sig att både fysiologiska störningar och effekter på fortplantningsförmågan tidigare förekom vid flertalet anläggningar. En stor svårighet vid bedömning av återhämtning och kvarvarande effekter under 2000-talet är dock att det i många recipienter saknas uppföljande undersökningar. Utvärderingen av återhämtning och kvarvarande effekter visar att det i flertalet av de utvalda recipienterna skett en successiv tillfriskning jämfört med historiska förhållanden. Det finns fall där inga hälsoeffekter kunnat ses vid sentida undersökningar, men också exempel på kvarvarande störningar på fortplantningsförmågan och/eller andra fysiologiska funktioner. I **Tabell 17** visas resultatet av påverkansbedömningen för de elva utvalda fabrikerna. För recipienterna för Östrandens massafabrik och Grycksbo pappersbruk, där inga fiskhälsoundersökningar genomförts, kan ingen bedömning göras, varken historiskt eller efter år 2000. Bedömningarna för övriga nio fabriker försvåras i vissa fall av bristen på data från fysiologiska undersökningar.

Tabell 17 Sammanfattande bedömning av fiskhälsa i de elva utvalda fabriksrecipienterna. Historiska förhållanden (före år 2000) jämförs med situationen under senare tid. Graden av påverkan på fiskhälsa vid den senaste undersökningen anges till höger.

Påverkansklasser				
Hög påverkan	Tydlig påverkan	Måttlig påverkan	Svag/ingen påverkan	Ingen eller bristfällig kunskap

Fabrik	Historiskt (före 2000)		Senare tid (efter 2000)	Senaste bedömning
	Hälsoeffekter 1980-talet	Hälsoeffekter 1990-talet	Hälsoeffekter 2000-talet	
Karlsborg	1986: högre tillväxt; nedsatt reproduktion och kondition.	1993: hämmad könsmognad; störd blodcells- och leverfunktion (7 avvikelser). 1998/1999: lägre GSI; svårtolkade effekter på leverfunktion och immunförsvar.	2002: lägre GSI; hämmad könsmognad; röda blodceller och EROD påverkade. 2004: EROD-effekt och lägre GSI kvarstår; lägre leverstorlek och leverglykogen; lägre tillväxt. 2010: förstörd lever; EROD-effekt; ökad vakuolisering i lever.	Svag påverkan 2010.
Domsjö	Inga mätningar.	1993: lägre GSI; nedsatt kondition; inga fysiologiska mätningar.	2009: högre tillväxt och kondition; lägre GSI; försenad könsmognad; högre hemoglobin; påverkade leverceller. 2015: högre kondition; lägre GSI; försenad könsmognad.	Tydlig påverkan 2015.
Östrand	Inga mätningar.	Inga mätningar.	Inga mätningar.	Ingen kunskap.
Iggesund	1987/88: lägre GSI och flera typiska fysiologiska avvikelser.	1996: lägre GSI; hämmad könsmognad; hög EROD; mindre leverstorlek.	2001: lägre GSI; hämmad könsmognad; nedsatt kondition; hög EROD; störd röda blodcellsfunktion. 2009: inga effekter på fortplantning, tillväxt och kondition. Inga fysiologiska mätningar.	Ingen påverkan 2009 (osäker bedömning).
Vallvik	1988: lägre GSI och flera typiska fysiologiska avvikelser.	1997: förhöjd frekvens missbildade yngel; svag påverkan på röda blodceller.	Inga mätningar.	Svag påverkan 1997.
Norrundet	1984-1988: lägre GSI; hämmad könsmognad; högre tillväxt och kondition; många fysiologiska funktionsstörningar.	1995: hög EROD; nedsatt immunförsvar; hämmad könsmognad, högre tillväxt och kondition. 1998: lägre GSI; hämmad könsmognad; högre tillväxt och kondition. Inga fysiologiska mätningar.	2005: lägre GSI; hämmad könsmognad; högre tillväxt och kondition. Inga fysiologiska mätningar. 2011: hämmad könsmognad; leverförstoring; högre kondition. Inga fysiologiska mätningar.	Tydlig påverkan 2011.
Korsnäs	Inga mätningar.	1995: lägre GSI; nedsatt immunförsvar; leverförstoring; lägre EROD.	2005: nedsatt kondition; ingen störd fortplantning. Inga fysiologiska mätningar.	Svag påverkan 2005 (osäker bedömning).
Grycksbo	Inga mätningar.	Inga mätningar.	Inga mätningar.	Ingen kunskap.
Frövifors	Inga mätningar.	1995: tecken på lägre GSI och hämmad könsmognad (osäker bedömning). Inga fysiologiska mätningar.	2006/2007: störd röda blodcellsfunktion; tecken på påverkat immunförsvar; ökad tillväxt och kondition i enstaka längd- och åldersgrupp. 2011: två signifikanta avvikelser i röda blodcellsbild. 2012: inga påvisade effekter.	Ingen påverkan 2012.
Skoghall	1989: flera fysiologiska avvikelser.	1997: lägre GSI; lägre tillväxt; högre EROD; mindre lever; påverkan på immunförsvar och röda blodcellsbild. 1999: mindre lever; inga fortplantningseffekter; inga fysiologiska mätningar.	2002: störd leverfunktion och påverkad blodcellsbild. 2003: påverkade leverceller; lägre EROD. 2007: fem tidigare registrerade signifikanta avvikelser kvarstår (immunförsvar, röda blodcellsbild och leverfunktion).	Måttlig påverkan 2007.
Mönsterås	Inga mätningar.	1990: lägre GSI; högre EROD; påverkad syreupptagnings-förmåga. 1991-1999: störd könsdifferentiering; högre EROD; svaga eller inga effekter i övrigt.	2000: högre EROD. 2001-2002: störd könsdifferentiering. 2003-2013: inga fysiologiska effekter eller fortplantningsstörningar.	Ingen påverkan 2003-2013.

För recipienterna till Domsjö fabriker och Norrsundets bruk görs bedömningen att det finns en kvarstående tydlig påverkan på fiskhälsan, främst på fortplantningen. I Norrsundet ger den långa observationsserien stöd för tolkningen att en toxisk/hormonell störning av ämnesomsättningen och fortplantningen hos fisk förekommit även tre år efter att fabriken lagts ner och utsläppen upphört.

Kvarvarande effekter, på främst fysiologiska funktioner, bedöms vara måttliga i recipienten till Skoghalls bruk. För Karlsborgs bruk, Vallviks bruk, Iggesunds bruk, Korsnäsverken och Frövifors bruk är bedömningen att svag/ingen påverkan på fiskhälsan föreligger, även om utvärderingen av kvarvarande effekter i några fall är osäker. I recipienten till Mönsterås bruk, som haft en regelbunden årlig kontroll av fiskhälsa, har ingen påverkan på fiskhälsan förekommit under senare år vilket visar att full återhämtning har skett.

Genomgången av hälsotillståndet i 12 andra fabriksrecipienter visar också en god återhämtning, men i fem recipienter finns kvarvarande effekter både på fortplantning och/eller fysiologiska funktioner, vilket bedöms som måttlig eller tydlig påverkan. I tre recipienter observeras på senare år inte några effekter på varken morfometriska eller fysiologiska mätvariabler, och i ytterligare fyra recipienter har inga effekter på fortplantning, tillväxt och kondition kunnat påvisas.

Hälsostörningar, som ökat med tiden, har också dokumenterats i referensområden i den nationella övervakningen av kustfiskhälsa. Resultaten indikerar en ökad förekomst i kustvattenmiljön av ämnen som stör fysiologiska funktioner. Vad detta betyder för tolkningen av resultat från skogsindustriundersökningar är oklart, men det är sannolikt att fiskens förmåga att även klara av lokala utsläpp minskar.

Från utvärderingen av återhämtning och kvarvarande hälsoeffekter hos fisk i skogsindustrirecipienter kan följande slutsatser dras:

- Det har i de flesta recipienter skett en god återhämtning av fiskhälsan jämfört med förhållanden under 1980- och 1990-talen.
- Hög eller tydlig påverkan på fiskhälsan var vanlig före år 2000, medan det vid de senaste undersökningarna har noterats svag/ingen påverkan i 13 och måttlig påverkan i fyra av totalt 21 utvärderade recipienter. I fyra recipienter bedöms hälsostatus som tydlig påverkan, medan ingen recipient visar hög påverkan på fiskhälsan på senare tid.
- I recipienten för Norrsundets bruk kvarstår tydliga effekter på fortplantningen tre år efter att utsläppen upphört.
- Generellt har de fysiologiska hälsomåten svarat bra på förbättringar i fabrikerna, men flera kvarvarande avvikelser ses i några recipienter under 2000-talet främst när det gäller immunförsvar och leverfunktion.
- Morfometriska mått tycks ha haft en längre responstid och kvarstående tydliga effekter på främst reproduktionsmått har kunnat påvisas i några recipienter på senare år.

3.3.3 Sammanfattande utvärdering av laboratorietester och fältundersökningar av toxiska effekter

Under 1970- och 1980-talen introducerades laboratorietester, modellekosystemförsök och bassängförsök med fisk för att studera avloppsvattnens toxiska egenskaper. Testerna användes för att rangordna miljöfarligheten hos olika delstegsavloppsvatten och totalavloppsvatten från olika process- och reningskoncept för att därigenom få underlag till utsläppsvillkor och reningsåtgärder.

Laboratorietesterna på grönalg, kräftdjur, sebrafisk och storspigg visade att övergång till modern koknings- och blekteknik (ECF och TCF) reducerade toxiciteten hos avloppsvatten från tillverkning av blekt kemisk massa. Testerna i modellekosystemen på blåstång och ryggradslösa djur samt bassängförsöken med fisk visade att införande av syrgasdelignifiering och långtgående tvätt, övergång från klorgasblekning till klordioxidblekning samt omhändertagande av spill och kondensat minskade effekterna påtagligt. Sammantaget pekade resultaten på att syrgasdelignifiering och omhändertagande av spill och kondensat varit mest avgörande för att minska effekter.

Undersökningar av toxiska effekter i recipienterna har riktats främst mot kloratskador på blåstång och hälsostörningar hos fisk. Observationerna av en kraftig reduktion av tångförekomsten i recipienten till Mönsterås bruk efter att klordioxidblekning infördes var en allvarlig observation, som föranledde snabb utredning av orsakssamband.

I modellekosystemförsök visades, att resthalter av klorat från klordioxidblekning orsakade kraftiga effekter på blåstång. När man således klargjort, att skadorna orsakades av klorat gjordes tekniska förändringar. Kloratreduktion genom införandet av anaeroba reningssteg används numera vid alla fabriker sedan början av 1990-talet, varför det inte längre finns någon risk för effekter på brunalger.

Vid Mönsterås bruk har inte återkoloniseringen av blåstång skett fullt ut. Orsaken anses vara betning av tånggräsugga och märklräftor på de små plantor, som koloniserat i recipienten. Detta är ett exempel på att det kan finnas en avsevärd tröghet i återhämtningen av tidigare kraftigt skadade ekosystem, trots att påverkan upphört.

Skador på fiskhälsa observerades i många av de recipienter som undersöktes under 1980- och 1990-talen. Varierande grad av återhämtning kan ses i nästan alla recipienter. Generellt sett har de fysiologiska hälsomåttens svarat bra på åtgärder i fabrikena. Återhämtning noterades i flera fall redan innan 2000 och i de, visserligen få, undersökningar som gjorts efter 2000 har inga allvarliga fysiologiska funktionsstörningar dokumenterats. Kvarvarande avvikelser i fysiologiska hälsomått tyder dock på att det fortfarande förekommer störningar av fiskhälsan även under senare år.

De morfologiska måtten verkar ha haft längre responstid. Kvarstående avvikelser kan fortfarande förekomma i kondition, tillväxt, könsorganens storlek och könsmognad. I Norrsundet har en störning av fortplantningen förekommit även efter att fabriken lagts ner och utsläppen upphört. Störningar av fortplantningen har också noterats under senare år i Örnköldsviksfjärden. Det finns också exempel på recipienter där inga effekter på morfometriska mått, inklusive fortplantningsförmåga, har kunnat påvisas under senare år.

Vid Norrsundets bruk förekom en rad störningar av fiskhälsan under 1980-talet. Liknande observationer gjordes även i andra recipienter, varför effekter torde ha förekommit även vid anläggningar som inte ingått i denna studie. Många effekter började successivt elimineras utanför Norrsundets bruk i början av 1990-talet. Liknande återhämtningar torde ha skett vid andra bruk,

vilket kan vara en förklaring till den förbättrade hälsosituation som dokumenterats vid många av de undersökningar som genomförts efter år 2000.

Hälsostörningar, som indikerar exponering för miljöstörande ämnen och som ökat med tiden, har också dokumenterats i referensområden i den nationella övervakningen av kustfiskhälsa. Vad detta betyder för tolkningen av resultat från skogsindustriundersökningar är oklart, men det är sannolikt att fiskens förmåga att klara lokala utsläpp minskar.

Följande sammanfattande slutsatser kan dras efter genomgången och utvärderingen av toxiska effekter av skogsindustriutsläpp:

- Laboratorietester, samt bassäng- och modellekosystemförsök under 1970- och 1980-talen visade att kraftiga minskningar av avloppsvattens toxicitet kunde åstadkommas med processförbättringar, vilket bidrog till en utveckling av miljövänligare teknik för massaframställning
- Den successiva teknikutvecklingen i fabriker med införande av syrgasdelignifiering och långtgående tvätt, övergång från klorgasblekning till klordioxidblekning, omhändertagande av svartlutsspill och kondensat, samt optimalt trimmade processer minskade de toxiska effekterna påtagligt på blåstång, ryggradslösa djur och fisk.
- Laboratorietesterna och modellekosystemförsöken gav resultat som i många fall har visat sig överensstämma med observationer vid fältundersökningar i recipienterna.
- Undersökningar av toxiska effekter i recipienterna har riktats främst mot kloratskador på blåstång och störningar av hälsotillståndet hos fisk.
- Under 1980-talet observerades en kraftig reduktion av blåstångsförekomsten främst i recipienten utanför Mönsterås bruk. Vissa skador på tång dokumenterades även utanför andra bruk. Modellekosystemförsök visade att orsaken var utsläpp av resthalter av klorat efter införandet av klordioxidblekning.
- Kloratreduktion installerades i det biologiska reningssteget vid samtliga fabriker med ECF-massaproduktion och kloratutsläppen reducerades väsentligt under 1990-talet.
- Återhämtningen av blåstångssamhället i Mönsteråsområdet har ännu inte skett fullt ut, sannolikt beroende på betning av bottenlevande kräftdjur. Detta indikerar att det kan finnas en avsevärd tröghet i återhämtningen i tidigare skadade ekosystem.
- Under 1980- och 1990-talen observerades en hög eller tydlig påverkan på fysiologiska funktioner och fortplantning hos fisk i de flesta recipienter. På senare tid har noterats ingen/svag eller måttlig påverkan i 17 av 21 utvärderade recipienter och tydlig påverkan i fyra recipienter. Resultaten tyder på god återhämtning.
- I recipienten för Norrsundets bruk kvarstår tydliga effekter på fortplantningen även tre år efter att fabriken lagts ned. Mycket tyder på, att historiskt kontaminerade sediment har betydelse, men detta bör utredas vidare.
- Sammantaget visar utredningen att riskerna för toxiska/hormonella effekter på organismer i recipienterna har reducerats kraftigt efter vidtagna interna åtgärder vid fabriker.

4 Utvärdering av olika faktorer betydelse för återhämtningsförloppet

4.1 Recipientens morfometriska och hydrologiska egenskaper

En viktig fråga inom projektet har varit att försöka belysa vilken betydelse olika recipientegenskaper har för uppkomsten av effekter och tillfriskningen i recipienter. Nedan presenteras en sådan utvärdering av vilken roll olika egenskaper hos recipienten (morfometri, vattenomsättning, bottenförhållanden, etc.) har för uppkomst av övergödningseffekter, förekomst och effekter av miljöfarliga ämnen, samt för tillfriskningsförloppen.

En rangordning av svenska kustlokaliserade sulfatmassabruksrecipienters känslighet för tillförsel av gödande ämnen kan göras utifrån deras morfometriska egenskaper genom att använda ett känslighetsindex (SI) som tagits fram av Håkanson (2008). Ju högre indexsiffra desto känsligare område. I **Tabell 18** presenteras en sådan rangordning och även de morfometriska parametrar som ligger till grund för det beräknade SI. Dessa är områdenas topografiska öppenhet och dynamiska kvot, vilka i sin tur beror av den inneslutna arean (A), tvärsnittsarean i öppningen (A_t) och medeldjupet (D_m). I **Tabell 19** redovisas en sammanställning av några andra recipientegenskaper som undersökts i primärrecipienter till svenska kustbaserade sulfatmassabruk (Karlsson & Malmaeus, 2008b).

Känslighetsindexet, SI, i **Tabell 18** uttrycker i princip att instängda områden (långsamt vattenutbyte), mycket djupa områden (skiktade, känsliga för syrgasbrist) och mycket grunda områden (hög primärproduktion) är mest känsliga för tillförsel av gödande ämnen. I **Tabell 19** inkluderas även betydelsen av utspädning som närhet till ett större vattendrag ger. Om **Tabell 18** och **19** vägs samman erhålls en rangordning av recipienter (**Tab. 20**), som relativt väl stämmer överens med den bild som framträtt gällande påverkan på vattenkvalitet och syrgasbrist (**Tab. 2, Tab. 3, Kap. 3.1**) i så motto att gödningspåverkan i öppna recipienter som exempelvis Husum, Värö, Vallvik, Mörrum, Mönsterås och Skutskär har varit och är begränsad. Detta indikerar att det finns ett grundläggande samband mellan recipientens morfometri och vilka gödningseffekter utsläppen från skogsindustrierna givit upphov till.

Recipienternas morfometri har även en avgörande betydelse för hur historiska utsläpp påverkar dagens miljöförhållanden. I öppna recipienter med snabb vattenomsättning och kraftig vågpåverkan har fiberbankar i regel eroderats och transporterats bort (**Tab. 5**), medan det i slutna områden som exempelvis Örnköldsviksfjärden eller områden med liten vattengenomströmning exempelvis sjön Grycken, fortfarande noteras effekter längs bottenarna av historiska utsläpp.

Tabell 18 Rangordning av svenska kustlokaliserade sulfatmassabruksrecipienters känslighet för att motta avloppsvatten utifrån deras morfometriska egenskaper (areal (A), medeldjup (Dm), och tvärsnittsarea (At), vilka definierar områdenas topografiska öppenhet och dynamiska kvot, vilka i sin tur ger känslighetsindexet (SI).

Fabrik	Recipient	A (km ²)	Dm (m)	At (m ²)	SI (dim. lös)
Husum	Husumbukten	21,5	15	112 800	1,5
Värö	Kattegatt	303	21	1 472 000	2,6
Vallvik	Vallviksfjärden	100	19	171 800	3,5
Gruvön	Åsfjorden	33,6	20	30 000	3,6
Östrand	Alnöundet	11,2	13	7 412	3,9
Skutskär	Skutskärsfjärden	142	17	243 700	4,0
Mönsterås	Ödänglaområdet	17,5	4	28 730	5,0
Norrsundet	S. Bottenhavet	9,3	4	7 500	6,1
Kappa	Vargödraget	40,4	8,7	29 000	6,4
Mörrum	Pukaviksbukten	143	10,5	98 850	8,1
Skoghall	Kattfjorden	55,7	19	12 000	8,5
Korsnäs	Gävle yttre fjärd	21	7	6 414	9,3
Iggesund	Gårdsfjärden	6,3	5	1 467	9,3
Karlsborg	Repskärsfjärden	60,3	5	37 080	10
Obbola	Österfjärden	18,5	4	6 438	11
Dynäs	Kramforsfjärden	36,7	28	3 026	12
Munksund	Yttrefjärden	7,9	6	288	23

Tabell 19 Topografisk öppenhet, förekomst av ackumulationsbottnar, älvtillrinning och kvot mellan fosforhalt i primärrecipient och omgivande havsbassäng för samtliga svenska kustlokaliserade sulfatmassabruk. Från Karlsson & Malmaeus (2008b).

	Topografisk öppenhet (dim.lös)		A-bottnar (%)		Älvflöde (m ³ /s)		Tot-P Rec/Ref (dim.lös)	
Karlsborg	0,1	Medel	0	God	180	God	2,1	Dålig
Kappa	0,1	Medel	30	Medel	0,2	Dålig	0,9	God
Munksund	0,004	Dålig	52	Dålig	163	God	1,2	God
Obbola	0,03	Medel	0	God	392	God	2,0	Medel
Husum	0,5	God	0	God	31	Medel	0,7	God
Dynäs	0,008	Dålig	60	Dålig	450	God	0,7	God
Östrand	0,1	Medel	49	Medel	386	God	1,1	God
Iggesund	0,02	Medel	31	Medel	10	Medel	2,9	Dålig
Vallvik	0,2	God	0	God	208	God	1,1	God
Norrsundet	0,1	Medel	7	God	6	Dålig	1,8	Medel
Korsnäs	0,03	Medel	18	Medel	35	Medel	2,4	Dålig
Skutskär	0,2	God	0	God	350	God	1,5	Medel
Mönsterås	0,2	God	0	God	30	Medel	1,7	Medel
Mörrum	0,1	Medel	0	God	35	Medel	1,2	God
Värö	0,5	God	0	God	38	Medel	0,7	God

Klasser:	God	Medel	Dålig
Topografisk öppenhet (dim.lös)	>0,1	0,1-0,01	<0,01
Akkumulationsbottnar (%)	<10	10-50	>50
Älvflöde (m ³ /s)	>100	10-100	<10
Tot-P Rec/Ref (dim.lös)	<1,2	1,2-2	>2

Tabell 20 Sammanvägd rangordning av några kustlokaliserade recipienters känslighet att motta avloppsvatten.

Fabrik	Recipient	Kategori
Husum	Husumbukten	1
Värö	Kattegatt	1
Vallvik	Vallviksfjärden	1
Skutskär	Skutskärsfjärden	1
Mönsterås	Ödänglaområdet	1
Mörå	Pukaviksbukten	1
Skoghall	Kattfjorden	1
Karlsborg	Repskärsfjärden	1
Obbola	Österfjärden	2
Dynäs	Kramforsfjärden	2
Munksund	Yttrefjärden	2
Gruvön	Åsfjorden	2
Östrand	Alnösundet	2
Kappa	Vargödraget	2
Korsnäs	Gävle yttre fjärd	2
Norrsundet	Norrsundet	3
Iggesund	Gårdsfjärden	3

	1	2	3
Kategori:	1	2	3
Känslighet:	okänslig	måttligt känslig	känslig

En utvärdering av betydelsen av recipientens egenskaper för förekomst och effekter av miljöfarliga ämnen visar inte lika klara samband. I **Tabell 21** presenteras olika kvalitativa morfometriska, hydrodynamiska och bottendynamiska förhållanden i recipienterna till de elva typbruken.

Tabell 21 Morfometriska variabler i recipienterna till de elva typbruken.

	Djup-förhållanden	Storlek	Andel A-botten	Vatten-omsättning
Karlsborg	Grund	Stor	Liten	Snabb
Domsjö	Djup	Liten	Stor	Långsam
Östrand	Djup	Medel	Medel	Medel
Iggesund	Grund	Liten	Stor	Medel
Vallvik	Djup	Stor	Liten	Snabb
Norr Sundet	Grund	Liten	Liten	Snabb
Korsnäs	Grund	Medel	Medel	Medel
Grycksbo	Grund	Liten	Stor	Långsam
Frövi	Grund	Medel	Medel	Långsam
Skoghall	Djup	Stor	Medel	Snabb
Mönsterås	Grund	Stor	Liten	Snabb

Utifrån de morfometriska förhållanden som presenteras i **Tabell 21** går det inte att se några samband mellan recipienttyp och förekomsten av påverkan på fiskars hälsotillstånd (**Tab. 17**) eller deras innehåll av miljöstörande ämnen (**Kap. 3.2**). Det är exempelvis utifrån morfometriska samband svårt att förklara varför man ser en kvarstående effektbild hos fiskar i recipienterna till Norrsundets bruk och Domsjö fabriker, men inte utanför Iggesunds bruk eller Korsnäsverken.

En sammanvägd tolkning av ovanstående är att när det gäller tillförsel av gödande ämnen så finns ett tydligt logiskt dos-respons-samband mellan recipienttyp i form av utspädningsförhållanden och sedimentationsförhållanden, och påverkan på primärproduktion och syreförhållanden. Däremot tycks förekomsten av ekotoxikologiska effekter styras av mer komplexa samband, även om utspädning även i detta fall sannolikt spelar en viktig roll.

4.2 Utsläppsbegränsande åtgärder

I bakgrundsrapporten gällande den miljötekniska utvecklingen (Norrström & Karlsson, 2015) presenteras den beräknade sammanlagda utsläppsmängden för olika parametrar vid de studerade fabrikerna (**Tab. 22**). Av tabellen framgår att utsläppsbilden varierat avsevärt mellan fabrikerna. Ett försök (**Kap. 3.3.1**) att utifrån utsläppsmängder också skatta de sammanlagda utsläppsmängderna av toxisk substans (**Fig. 43**) visar även det på en variation mellan olika fabrikskoncept. Det är emellertid inte möjligt att utifrån denna kvantifiering av total utsläppsmängd dra några generella slutsatser om hur miljön påverkats i mottagande vattenområden, vilket till stor del beror av de varierande recipientförhållandena.

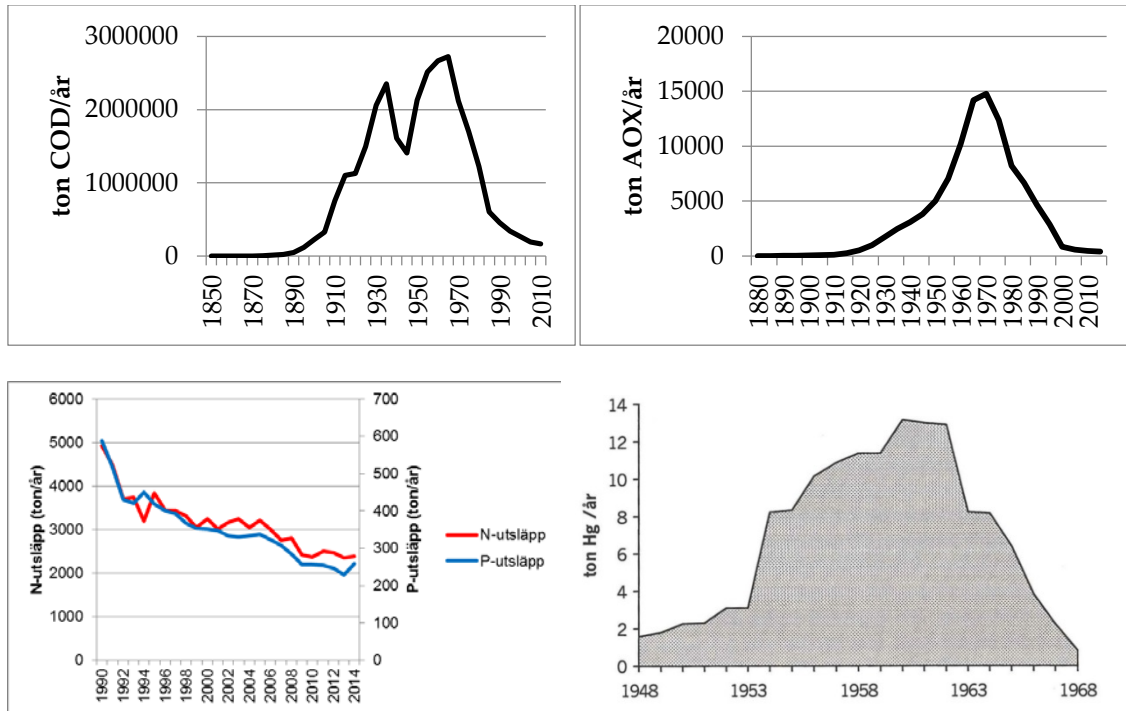
Tabell 22 Beräknade totalutsläpp av COD, SÄ och AOX från anläggningarna från start till och med år 2012. Från Norrström & Karlsson (2015).

Bruk	COD kton	SÄ kton	AOX kton
Karlsborg	1 317	245	24
Domsjö	5 899	392	23
Östrand	2 131	444	46
Iggesund	3 853	398	32
Vallvik	3 847	240	15
Norrsundet	1 283	168	23
Korsnäs	4 684	340	23
Grycksbo	480	36	0,6
Frövifors	585	86	Na
Skoghall	6 332	603	51
Mönsterås	671	31	13

Även om den direkta kopplingen mellan utsläppsbild och recipientens svar generellt är svag, så har givetvis utsläppen (**Fig. 50**) i många fall haft betydelse för miljöförhållandena i recipienterna.

Att tillförseln av organisk substans minskat kraftigt i recipienter med långsam vattenomsättning och bottenförhållanden, som medger sedimentation av partikulärt finmaterial, har haft stor betydelse för att förbättra syreförhållandena och levnadsbetingelserna för exempelvis bottenlevande djur. Av de åtgärder som genomförts för att åstadkomma detta har sannolikt nedläggningar av sulfitlinjer, processinterna åtgärder för att minska fiberförluster och införande av sedimentationsbassänger varit av störst betydelse.

Ett annat exempel på en åtgärd som har haft stor betydelse för miljötillståndet i en recipient är införandet av kloratreduktion. När det tidigt efter införandet av ECF-blekning vid Mönsterås bruk stod klart att restutsläppet av klorat var toxiskt för blåstång, en ekologisk nyckelart, genomfördes snabbt åtgärder för att reducera detta utsläpp till nivåer som inte medförde skadliga effekter på blåstångsamhällena. Återhämtningen och återkolonisationen av blåstång har emellertid gått långsamt. Orsakerna till detta diskuteras i **kapitel 3.3.2.1** och är ytterligare ett exempel på att recipientens svar på minskad belastning av toxiska ämnen ofta är svårförutsägbar.



Figur 50 Tidstrender för utsläpp av organiskt material (COD) klorerade ämnen (AOX), fosfor (P), kväve (N) och kvicksilver (Hg) vid tillverkning av papper och massa i Sverige. Data från Svidén (2003); Malmaeus & Karlsson (2010b); Jerkeman & Norrström (manuskript).

Som det diskuterats i **kapitel 3.3.1** är det svårt att peka ut vilken enskild process- eller reningsteknisk åtgärd som varit mest verkningsfull för att reducera subletala toxiska effekter, då olika processförändringar i regel genomförts parallellt. Tvivelsutan har dock införandet av syrgasdelignifiering, förbättrad tvätt och omhändertagande av spill och kondensat varit avgörande för att minska effekterna. Införandet av biologiska reningsanläggningar reducerade kraftigt den akuta toxiciteten hos avloppsvattnen liksom tillförseln av lättnedbrytbar syretärande organisk substans. Den ekologiska relevansen av detta är emellertid oklar, eftersom flertalet av de substanser som orsakar akut toxicitet är lättnedbrytbara under normala recipientbetingelser. Bassängförsök där fisk exponerats för ett antal obehandlade och biologiskt behandlade avloppsvatten (Grahn et al., 2000) tyder inte på att biologisk rening har haft en avgörande betydelse för att reducera subletal toxicitet. Slutningen av blekerier och utfasningen av klogas som blekkemikalie innebar en kraftig reduktion i tillförseln av klororganiska föreningar, varav vissa är persistenta exempelvis dioxiner och furaner. Det finns dock litet stöd för att det var dessa ämnesgrupper som specifikt orsakade toxiska effekter i recipienterna.

Efter att utsläppen av klororganiska ämnen reducerades kraftigt har fokus på den reningstekniska sidan legat på COD-reduktion. Relativt många av de externreningsanläggningar som tagits i drift under senare delen av 1990-talet och början av 2000-talet har varit högbelastade kompakta anläggningar med kort uppehållstid för vattnet och där reningprocessen krävt att närsalter doserats. Detta i kombination med initiala inkörningsproblem, ledde till en signifikant ökning av den samlade tillförseln av fosfor från skogsindustrin längs Bottniska viken under ett antal år i början av 2000-talet (Grahn & Sandström, 2007). Att utsläppen av näringsämnen trots allt minskat över tid kan vid de flesta fabriker huvudsakligen tillskrivas processinterna åtgärder och i några fall införande av kemisk fällning på delavlopp. Undantag utgör de långtidsluftade aktivslamanläggningarna vid Mönsterås, Frövifors och Skärblacka bruk där reduktionen av

närssalter varit god över tid. Strategin att fokusera på COD-elimination på bekostnad av näringsämnen problematiserades av Karlsson (2005), då det tidigt stod klart att införandet av EUs ramdirektiv för vatten skulle fokusera mot näringsämneshalter och därtill associerade ekologiska effektvariabler. Efter det har även flera internationella överenskommelser ratificerats, syftande till att minska näringsämnestillförseln till omgivande hav, vilket ytterligare satt närssaltsutsläppen i blickfånget. Även publiceringen av EU-gemensamma BAT-slutsatser för produktion av massa och papper som skedde 2014 har medfört en fokusering på att genomföra ytterligare åtgärder inom skogsindustrin för att klara kommande krav på minskade utsläpp till vatten. Förutom att fortsätta att trimma och optimera driftsprocesser är kompletterande tertiära reningssteg exempelvis sand- och skivfiltrering, omvänd osmos och kemisk fällning de åtgärder som idag står till buds för att ytterligare minska närssaltsutsläppen. Att detta generellt skulle ge någon större förändring av vattenkvaliteten i mottagande recipienter är dock inte att förvänta.

Bland de potentiellt miljöförbättrande åtgärder som tidigare visat sig vara verksamma för att reducera toxicitet och där det eventuellt fortfarande kan finnas en förbättringspotential kan framhållas förbättrade spillsystem, förbättrad processteknisk styrning och andra processinterna åtgärder för att ytterligare reducera utsläpp av lutrester (via obalans i systemen och spill) samt utökad rening (processintern) av kondensat och av renseriavlopp. Åtgärder av detta slag mot specifika delströmmar har sannolikt en större potential att leda till miljöförbättringar än dito externa syftande till en mer generell reduktion av organiskt material i totalavloppet.

I **Tabell 23** görs ett försök att generalisera när tidsperioden för olika åtgärder huvudsakligen infallit, vilka effekter de givit i recipienten och vilken generell betydelse de har haft för miljötillståndet i recipienterna.

Tabell 23 Generaliserad bild av tidpunkten för genomförandet av olika åtgärder, deras effekt på recipienterna och deras betydelse för miljöförhållandena.

Huvudsaklig tidsperiod för genomförande	Åtgärd	Effekt/respons i recipient	Betydelse för recipientförhållanden
1960-1985	Nedläggning av sulfitlinjer	Minskad syretäring i yt- och djupvatten, förbättrat ljusklimat, minskad toxicitet	Stor
1965-1975	Primär rening i sedimentationsbassänger	Minskad uppbyggnad av fiberbankar, minskad syretäring i bottenvatten och sediment, minskad nedslamning	Stor
1970-2000	Processinterna åtgärder, spillsystem, omhändertagande av kondensat, förbättrad tvätt, syrgasdelignifiering	Reducerad subletal toxicitet, minskade gödnings effekter	Stor
1985-1995	Övergång till torrbarkning, omhändertagande av renseriavlopp, barkpressvatten och vedgårdsvatten	Minskade utsläpp av barkrester, vedegna och stabila organiska ämnen, reducerad toxicitet	Intermediär
1985-1995	Utfasning av klorgasblekning	Reducerad tillförsel av klororganiska ämnen, minskad toxicitet, minskade halter av stabila klorföreningar i fisk	Intermediär
1985-1995	Kloratreduktion	Minskade kloratutsläpp	Stor/liten*
1985-2005	Sekundär rening i biologiska reningsanläggningar	Reducerad akut toxicitet, minskad COD-belastning	Liten
2005-	Tertiär rening som polersteg, kemisk fällning, sandfilter, skivfilter, omvänd osmos	Reducerad COD- och närssalttillförsel	Liten

* I kustrecipienter där blåstång är en ekologisk nyckelart av stor betydelse. I inlandsrecipienter och utsötade kustrecipienter liten betydelse

5 Miljökvalitetsmål, statusbedömningar och miljökvalitetsnormer

5.1 Nationella miljökvalitetsmål

Riksdagen har fastställt 16 nationella miljökvalitetsmål som ska vara riktningssivande för vattenförvaltningen. I Miljömålsberedningens delbetänkande *Med miljömålen i fokus – hållbar användning av mark och vatten* (Statens Offentliga Utredningar, SOU 2014:50) föreslås en sammanhållen och hållbar vattenpolitik, som fokuserar på hur vattenresurserna kan förvaltas för framtiden. Målen definieras dels som ett generationsmål, som skall vara uppnått 2020, dels som ett antal etappmål.

De miljökvalitetsmål, som främst berör miljösituationen i skogsindustrirecipienter, och som skall beaktas i företagets vattenmiljöarbete är:

- Ingen övergödning
- Giffri miljö
- Hav i balans samt levande kust och skärgård
- Levande sjöar och vattendrag
- Ett rikt växt- och djurliv
- Begränsad klimatpåverkan

Arbetet med att nå miljökvalitetsmålen ska fortlöpande utvärderas. Den senaste utvärderingen (Naturvårdsverket, 2012) visar, att Sverige är långt från att nå de ovan nämnda målen, vare sig nationellt eller regionalt. Naturvårdsverket påpekar, att det krävs bättre styrning och mer kraftfulla åtgärder framöver för att komma tillrätta med problemen på vattenområdet.

Skogsindustrin har som verksamhetsutövare ett ansvar för att genomföra åtgärder som möjliggör att miljökvalitetsmålen kan nås. Även om inte miljökvalitetsmålen är juridiskt bindande ska de tjäna som vägledning och vara riktningssivande för industrin i enskilda prövningar, t ex vid avgörandet av vilka miljöstörningar som bör föranleda hänsynstagande i form av begränsningar, försiktighetsmått och skyddsåtgärder. Avvägningar mellan behovet av skyddsåtgärder och hänsyn till vad som är tekniskt möjligt och rimligt att uppfylla, samt vägningen mellan nyttan av skyddsåtgärderna och kostnaderna för dem, ska i varje enskilt fall göras enligt hänsynsreglerna i miljöbalkens 2 kap.

5.2 Statusbedömningar och miljö kvalitetsnormer

5.2.1 Bakgrund

EGs ramdirektiv för vatten (Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG) om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område har inneburit ett mer bindande system för vattenförvaltningen jämfört med de nationella miljö kvalitetsmålen. Ramdirektivet har dock en betydligt snävare inriktning med koncentration till övergödningsproblematik och förekomst av vissa miljöfarliga ämnen.

Landets ytvatten har indelats i vattenförekomster. Samtliga vattenförekomster där skogsindustrirecipienter ingår har statusbedömts av vattenmyndigheterna. Sammanvägningar har därefter gjorts till ekologisk, kemisk och hydromorfologisk status, efter principen "sämst status styr". Miljö kvalitetsnormer har fastställts för vattenförekomsterna, till minst "god" ekologisk och kemisk status.

Åtgärdsprogram har föreslagits i de fall där "god" status inte uppnåtts. De nationella miljö kvalitetsmålen ska beaktas när åtgärdsprogram tas fram för att uppnå ramdirektivets miljö kvalitetsnormer. Bottenhavets vattendistrikt har t ex tagit fram en miljökonsekvensbeskrivning för åtgärdsprogrammen. De negativa effekter som åtgärdsprogrammen kan få på miljö kvalitetsmålen och hur åtgärdsprogrammen kan underlätta arbetet med att uppnå dessa skall identifieras. Sammantaget bedöms åtgärdsprogrammets inriktning få en övervägande positiv påverkan på de nationella miljö kvalitetsmål som har koppling till vatten.

Den fastställda miljö kvalitetsnormen för en vattenförekomst beskrivs i vattenmyndigheternas informationssystem VISS. Där anges också vilka kvalitetskrav som ska gälla vid slutet av en förvaltningscykel. Det i dag aktuella målet är att alla Sveriges vatten skall ha god status 2021. Översyn av måluppfyllelsen görs i cykler om sex år. För de vattenförekomster som inte uppfyller kraven på god status ska åtgärder vidtas så att god status uppnås 2027, eller alternativt senare.

Nya miljö kvalitetsnormer kommer inom kort att fastställas av Vattendelegationerna. Förslagen till nya normer redovisas i VISS samt i det remissmaterial som finns på hemsidan för respektive vattendistrikt. Miljö kvalitetsnormer för de vattenförekomster som berörs av de här aktuella skogsindustrierna ska enligt förslaget i flertalet fall vara uppnått 2027.

Fastställandet av miljö kvalitetsnormer har resulterat i skärpta riktlinjer för utsläpps begränsande åtgärder vid industrin. Havs- och vattenmyndigheten ställer idag krav på att industrin vid tillståndsprövningar ska klargöra hur verksamheten förhåller sig till fastställda normer och vilka åtgärder som kan vidtas. Även mark- och miljö domstolarna lägger stor vikt vid att miljö kvalitetsnormerna ska innehållas.

Hittills har miljö kvalitetsnormer för ekologisk status betraktats som "riktvärden", men efter ett utslag i EU-domstolen 2015 (den s.k. "Weserdomen") kan de komma att betraktas som "gränsvärden", vilket gör dem strikt juridiskt bindande och avgörande för bedömningen av om en verksamhet kan tillåtas eller inte. Åsidosättande av normer är bara tillåtet om undantag enligt

vattenförvaltningsförordningens bestämmelser kan medges. Hur detta kommer att utvecklas är ovisst.

En ytterligare skärpning förutses efter EU-domstolens beslut, att "icke försämringskravet" gäller enskilda kvalitetsfaktorer, inte den sammantagna ekologiska statusen. Detta innebär att ingen försämring alls är tillåten, vilket i hög grad kan komma att påverka tillståndsprovningen för industrin. Sannolikt kommer dock vattenmyndigheterna att tvingas göra undantag med tidsfrist. Vad detta innebär för verksamheter som opererar med tidshorisonter om flera tiotals år är ovisst.

Konsekvenserna av "Weserdomen" har diskuterats av Bjällås et al. (2015). Man konstaterar att domen förväntas få stor betydelse för den svenska vattenförvaltningen. Hur stor betydelsen blir bestäms av tolkningen i den svenska rättstillämpningen och vilka förändringar som kommer att göras i det svenska regelverket. I rapporten görs också en detaljerad genomgång av konsekvenserna vid provning av befintliga och nya industriverksamheter.

EU-domstolens beslut kan innebära, att myndigheterna måste ställa högre krav på underlaget i provnings- och tillsynsärenden. Vattenmyndigheternas statusklassningar av enskilda kvalitetsfaktorer kommer att bli viktigare och utgöra utgångspunkt för bedömningen i enskilda ärenden. Den idag ofta tillämpade expertbedömningen kommer sannolikt att behöva omprövas. Sökanden måste redovisa om verksamheten kan tänkas leda till en försämring av någon enskild kvalitetsfaktor, inte bara om det finns risk att den motverkar möjligheten att uppnå miljö kvalitetsnormen för den berörda vattenförekomsten. Den enda möjligheten att tillåta en verksamhet som innebär att normen äventyras är enligt EU-domstolen att man kan tillämpa undantag.

Som ovan sagts bestäms normen efter statusbestämningar enligt bedömningsgrunderna som tagits fram av Naturvårdsverket och numera fastställs av HaV. Vetenskapligt välgrundade och prövade underlag är därför av utomordentligt stor betydelse för den framtida tillståndsprovningen av svensk skogsindustri. Bedömningsgrunderna skall vara så konstruerade, att de medger beräkningar av avvikelser från definierade referensvärden. Som stöd för framtagning av referensvärden indelades de svenska ytvatten i typområden. Kustvatten delas in i 25 typer, varav två är vatten i övergångszon, d.v.s. större skärgård eller flodmynningsområde. Sjöarna delas in i 3-5 sjötyper. I de komplicerade situationer, som ofta råder i våra svenska vatten, inte minst i skogsindustrirecipienter som ofta är flodmynningar med varierande omgivningsförhållanden som t ex salthalt, pH och näringstillstånd, är det dock i många fall svårt att exakt definiera vad som är referensvärde för den enskilda vattenförekomsten. Typindelningen kan definitionsmässigt inte bli en exakt bas för framtagande av referensvärden. Det har också visat sig, att bedömningsgrundernas utformning gör dem svåra att tillämpa i vissa miljöer, t ex naturligt näringsfattiga vatten.

5.2.2 Granskning av statusbedömningar för de valda fabriksrecipienterna

I bakgrundsrapporten (Sandström et al., 2015) redovisas statusbedömningar för vattenförekomster som täcker de här valda fabrikernas recipienter. Bedömningarna har sedan dess reviderats. Utfallen redovisas i VISS. I vissa fall kan man hänföra recipienten till mer än en vattenförekomst. Det är också vanligt, att recipienten endast utgör en mindre del av vattenförekomsten. Där man haft tillräckliga underlag har bedömningarna av status ofta varit rimliga. Enligt VISS har det dock i många fall saknats underlag för vetenskapliga beräkningar av status, varför man tillgripit

expertbedömningar. Dessa har sannolikt också gett rimliga resultat i många fall, men det finns exempel på motsatsen. I genomgången nedan av utfallet för de valda fabrikerna redovisas och diskuteras flera exempel på svagheter och brister i bedömningarna.

Det övergripande syftet med vattendirektivet är att ge en översikt av miljöförhållandena främst i ett regionalt perspektiv vilket kräver data insamlade under längre tid från ett flertal provtagningsstationer och kvalitetsfaktorer. I tillståndsärenden är sådana underlag vanligtvis inte tillgängliga. Myndigheterna måste därför vid bedömningarna förlita sig på resultat av recipientkontroll erhållna från enstaka provtagningsstationer under en kort tidsperiod vid bedömningarna. Data är dessutom inte alltid heltäckande vad avser de kvalitetsfaktorer som skall ingå vid statusbestämningen. Hur man skall hantera denna bristfälliga täckning är oklart, men det finns en risk att myndigheterna tvingas kräva övervakning även av sådana kvalitetsfaktorer som inte kan bedömas korrekt i den aktuella vattenförekomsten. Redan idag undviker flera vattenmyndigheter statusklassning i fall där bedömningsgrunderna inte fullt ut kan tillämpas. Ett exempel är makrovegetation i kustvatten, där prövade bedömningsgrunder saknas för grunda bottenar och utsötade områden. Det bör också framhållas att statusbedömningar av de biologiska kvalitetsfaktorerna som grundas på korta tidsserier kan också leda fel beroende på stor naturlig mellanårsvariation.

I **Tabell 24** visas utfallet av vattenmyndigheternas statusbedömningar för de vattenförekomster som berörs av de valda elva skogsindustrierna. Sammanfattningen bygger på information ur VISS och för skogsindustrin är de aktuella kvalitetsfaktorerna näringsämnen, syretillstånd, siktdjup, växtplankton, makrovegetation och bottenfauna och i sötvatten även fisk. Här redovisas också den sammanfattade bedömningen av ekologisk och kemisk status. Bedömningen av kemisk status är i flertalet fall styrd av ämnen som i allt väsentligt härrör från andra källor än fabrikerna. Enligt denna sammanställning uppnår ingen vattenförekomst "god" ekologisk status.

Tabell 24 Sammanställning av vattenmyndigheternas statusbedömning för vattenförekomster som täcker in recipienterna för de fabriker som valts för analysen. O₂= syrehalt, Sd= siktdjup, Ns= kväve sommar, Nv= kväve vinter, Ps= fosfor sommar, Pv= fosfor vinter, Chl_a= klorofyllhalt, Mv= makrovegetation, Bf= bottenfauna, Sfä= särskilda förorenande ämnen. Kemisk status exkl. Hg och PBDEer. Data från VISS 2015.

Vattenförekomst	Statusbedömning för enskilda kvalitetsfaktorer											Samlad statusbedömning		
	O ₂	Sd	Ns	Nv	Ps	Pv	Chl _a	Mv	Bf	Sfä	Fys-kem	Biol.	Ekol.	Kemisk
Repskärsfjärden	God	God	God	Måttlig	God	God	God			Måttlig	Måttlig	God	Måttlig	God
Örnsköldsviksfjärden	God	Måttlig	Måttlig	Måttlig	Otillfredsställande	Måttlig	Måttlig		Dålig	Måttlig	Måttlig	Dålig	Måttlig	Dålig
Klingerfjärden	God	God	God	God	God	God	Måttlig	God	Otillfredsställande		God	Otillfredsställande	Otillfredsställande	Dålig
Gårdsfjärden	God	Måttlig	God	God	Måttlig	Måttlig	Otillfredsställande	Otillfredsställande	Otillfredsställande		Måttlig	Otillfredsställande	Otillfredsställande	God
Vallviksfjärden	God	God	God	God	God	God		Otillfredsställande	Måttlig		God	Otillfredsställande	Måttlig	God
Norrundet	God	Måttlig	God	God	Måttlig	Måttlig	Måttlig	God	Otillfredsställande		Måttlig	Otillfredsställande	Otillfredsställande	Dålig
Gävle Yttre fjärd	God	Otillfredsställande	God	Måttlig	Otillfredsställande	Måttlig	Otillfredsställande	Måttlig			Måttlig	Måttlig	Måttlig	Dålig
Grycken	Dålig	God	God	God	God	God			Måttlig	Dålig	God			Dålig
Väringen	God	Måttlig	God	God	God	God	Måttlig				God	Måttlig	Måttlig	God
Kattfjorden	God	God			God	God	God		Måttlig	God	God	Måttlig	Måttlig	God
Ödängla	God	God	God	God	Dålig	Otillfredsställande	God		God		Måttlig	God	Måttlig	God

God	Hög status
God	God status
Måttlig	Måttlig status
Otillfredsställande	Otillfredsställande status
Dålig	Dålig status
	Bedömning saknas

Vattenmyndigheterna ger i många fall kommentarer om underlaget för statusbedömningarna. En generell åtgärd som gjorts vid bedömningarna är undantag för kvicksilver och polybromerade difenyletrar (PBDE) vid klassningen, i de fall som dessa ämnen inte relateras till lokala källor. Nedan sammanfattas kommentarer för vattenförekomster som berörs av valda fabriker. Detaljerade beskrivningar av recipienttillståndet ges i bakgrundsrapport (Sandström et al., 2015).

Repskärsfjärden (Karlsborgs bruk)

Ekologisk status bedömdes som "måttlig" 2009 baserat på fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer. Klassningen för biologiska kvalitetsfaktorer är ofullständig, då varken makrovegetation eller bottenfauna tagits med i bedömningen. Status för klorofyll var dock "god". För bottenfauna konstaterar myndigheten, att brister i BQI omöjliggjort klassning av kvalitetsfaktorn. Någon ytterligare information om grunderna för detta ges ej i VISS.

Tidpunkten för uppnående av miljökvalitetsnormen sätts till 2021.

Örnsköldsviksfjärden (Domsjö Fabriker)

Ekologisk status bedömdes som "måttlig" 2009. Såväl fysikalisk-kemiska som biologiska kvalitetsfaktorer bedömdes ha "måttlig" status. För näringsämnen bedömdes status vara "otillfredsställande" för totalfosfor under sommaren och löst oorganisk kväve under vintern.

Status för bottenfauna bedömdes som "dålig" enligt expertbedömning baserad på data från 2002. Klassificeringen baseras på BQI. Utfallet påverkas negativt av att den normalt dominerande vitmärkan, som indikerar "god" status, haft en generell nedgång under 2000-talet. På grund av detta finns en risk att statusen klassas till lägre än vad den i verkligheten är och baseras på icke lokal påverkan. Trots detta används kvalitetsfaktorn bottenfauna för klassning.

Den kemiska statusen bedömdes som sämre än "god" beroende på för höga halter av PBDE DDT, HCB och kvicksilver. Myndigheten konstaterar, att det kommer att krävas flera åtgärdsinsatser under en längre tid innan vattenförekomsten uppnår "god" ekologisk och kemisk status. Internationella minskningar av näringsämnestillförseln har dessutom stor betydelse för att minska påverkan på de svenska kustvattnen.

Miljökvalitetsnormen fastställdes som "god" status och föreslås vara uppnådd 2027.

Klingerfjärden (Östrands massafabrik)

Den ekologiska statusen i Klingerfjärden bedömdes 2009 vara "otillfredsställande" baserat på beräknat BQI för bottenfauna. Vattenförekomsten har dessutom problem med främmande arter. Vilka detta är nämns inte, men havsborstmasken *Marenzelleria* sp. torde ha bidragit till statusbedömningen.

Bedömningen av bottenfaunastatus är en expertbedömning baserad på data från 2007-2011. I likhet med Örnsköldsviksfjärden påpekar man att bedömningen påverkas av den generella nedgång av vitmärka som skett har under 2000-talet. På grund av detta finns en risk att statusen klassas till lägre än vad den i verkligheten är och baseras på icke lokal påverkan. Trots detta används kvalitetsfaktorn bottenfauna för klassning av ekologisk status.

Kemisk status bedöms som sämre än "god", bl. a på för höga halter polyaromatiska kolväten. Även om åtgärder genomförs är bedömningen att det kommer att ta tid att uppnå miljökvalitetsnormen med hänsyn till de föroreningar som finns och att det är först 2021 som man kan förvänta sig att "god" kemisk ytvattenstatus kan uppnås.

Tidpunkten för uppnående av miljökvalitetsnormen föreslås vara 2027.

Gårdsfjärden (Iggesunds bruk)

Myndigheten bedömde den ekologiska statusen som "otillfredsställande" 2009.

För bottenfauna konstaterades i likhet med Örnsköldsviksfjärden och Klingerfjärden att bedömningen påverkas av den generella nedgång av vitmärta som skett har under 2000-talet. På grund av detta finns en risk att statusen klassas till lägre än vad den i verkligheten är och baseras på icke lokal påverkan. Trots detta används kvalitetsfaktorn bottenfauna för klassning av ekologisk status vilket bidrar till den låga statusen.

Bedömningen för makroalger baseras på arternas djuputbredning. Klassningen blev "otillfredsställande" efter expertbedömning baserat på data från 2012. Transekterna uppfyllde inte bedömningsgrundens krav på djup eller bottensubstrat. Den växtlighet som fanns dominerades av fintrådiga alger och kärlväxter. Trots förekomst av hårbottensubstrat saknades arter som man kan förvänta i ett hårbottensamhälle. Huruvida hänsyn tagits till den låga salthalten, som begränsar utbredningen av brunalger, framgår inte.

Kemisk status bedömdes som "god". Tidsfristen för uppnående av miljökvalitetsnormen för både ekologisk och kemisk status sattes till 2027.

Vallviksfjärden (Vallviks bruk)

Ekologisk status bedömdes som "måttlig". Statusklassificeringen baseras på kvalitetsfaktorn bottenfauna och styrks av klassningen av kvalitetsfaktorn särskilda förorenande ämnen som också indikerar "måttlig" status.

Bottenfaunabedömningen baseras på data från åtta provpunkter åren 2006-2011. Statusklassningen har ändrats p.g.a. ökad kunskap. Bedömningen påverkas, liksom i ovan nämnda fall, av den generella nedgången av vitmärta i Bottenhavet under 2000-talet. På grund av detta finns en risk att statusen klassas till lägre än vad den i verkligheten är och baseras på icke lokal påverkan. Trots detta används kvalitetsfaktorn bottenfauna för klassning.

Status för makrovegetation bedömdes som "god" baserat på expertbedömning. Transekterna i vattenförekomsten är dock oftast inte tillräckligt djupa för att möta kraven i bedömningsgrunden. Vattenförekomsten omges av andra vattenförekomster med god-hög status vilket styrker bedömningen.

Särskilda förorenande ämnen klassades som "måttlig" status på grund av förhöjda halter av arsenik.

Kemisk status (exkl. Hg och PBDE) bedömdes som "god".

Miljökvalitetsnormen för ekologisk status föreslås vara uppnådd 2027. För kemisk status görs undantag för Hg och PBDE.

Norrsundet (Norrsundets bruk, nedlagd 2008)

Vattenmyndigheten klassade ekologisk status som "otillfredsställande" 2013. Kemisk status exkl. Hg och PBDE klassades som sämre än "god".

Den ekologiska statusklassificeringen baseras på kvalitetsfaktorn bottenfauna som indikerar "otillfredsställande" status. I likhet med övriga områden efter Bottenhavskusten har en nedgång av vitmärta observerats under 2000-talet. På grund av detta finns en risk att statusen klassas till lägre än vad den i verkligheten är och baseras på icke lokal påverkan. Trots detta används kvalitetsfaktorn för klassning.

Bottenfaunaklassningen bygger på data från 2006-2008. Data från senare år skulle kunna ge en annan bedömning, t ex om vitmärlan återhämtat sig, men ekologisk status skulle enligt myndigheten inte klassificeras till högre än "måttlig" eftersom kvalitetsfaktorerna makroalger och gömfröiga växter, växtplankton, siktdjup och särskilda förorenande ämnen indikerar "måttlig" status.

Statusbedömningen för makrovegetation har gjorts som expertbedömning baserad på tre inventerade transekter. Alla tre transekterna är för grunda för att uppfylla kraven i bedömningsgrunden men de har hårbottenssubstrat ner till 7-8 m djup. Jämförelser med tidigare studier visar att påslamningen har minskat och att djuputbredningen av alger har ökat sedan 80- och 90-talet. Status bedöms som "måttlig".

Den kemiska statusen klassades som ej "god" 2015 beroende på för höga halter av prioriterade förorenande ämnen.

Tidpunkten för uppnående av miljökvalitetsnormen har satts till 2027.

Gävle yttre fjärd (Korsnäsverken)

Den ekologiska potentialen i ytvattenförekomsten klassificeras som "måttlig" 2009. Kemisk status bedömdes som sämre än "god".

Klassningen av ekologisk status baseras på bottenfauna (2006-2011), med stöd av växtplankton samt allmänna förhållanden för näringsämnen. Alla tre kvalitetsfaktorerna uppvisar "måttlig" status. Även särskilda förorenande ämnen har "måttlig" status i vattenförekomsten.

Måttlig status för näringsämnen orsakas främst av lågt siktdjup och hög fosforhalt under sommaren. Bedömningen för växtplankton baseras på en sammanvägning av klorofyll och biovolym.

Statusklassningen för bottenfauna har förändrats under perioden 2006-2011 från "otillfredsställande" till "måttlig". Förändringen kan bero på ökad tillgång på data eller på att miljökvaliteten förbättrats. Att status bedömts som "otillfredsställande" kan kopplas till den nedgång av vitmärla som förekommit under 2000-talet. Status kan därför ha klassats till lägre än den reella och baserats på icke lokal påverkan. Trots detta har BQI använts för statusklassningen.

Bedömningsgrunden för makrovegetation har inte kunnat tillämpas fullt ut vid bedömningen av status. Den låga salthalten i Yttre fjärden begränsar möjligheten för de marina makroalger som bedömningsgrunderna utvecklats för. Varken blåstång eller smaltång har noterats medan fintrådiga alger som t ex grönslick dominerar. På många lokaler är diversiteten och förekomsten av växtlighet låg. Vid expertbedömning baserad på inventerade transekter fastställdes status som "måttlig".

Tidsfristen för uppnående av miljökvalitetsnormen har satts till 2027. Måluppfyllelsen påverkas av att närliggande vattenförekomster inte klarar miljökvalitetsnormen till 2021. Alla åtgärder för att minska övergödning behöver emellertid genomföras till 2021 för att "god" ekologisk status ska kunna nås till 2027.

Grycken (Grycksbo pappersbruk)

Den ekologiska statusen bedömdes vara "måttlig" 2015. Kemisk status bedömdes som sämre än "god" 2015.

Bedömningen av ekologisk status påverkas av vandringshinder för fisk både upp- och nedströms vattenförekomsten.

Den fysikalisk-kemiska statusen bedömdes som "hög" efter sammanvägning av näringsämnes- och försurningsbedömningarna.

Djursamhällena i sjöns mjukbottnar bedöms efter expertbedömning ha "måttlig" status. Bedömningsgrunder har inte använts. Djupa botten uppvisar låg diversitet och få funktionella grupper i jämförelse med genomsnittet för Dalarnas sjöar.

Miljökvalitetsnormen skall vara uppnådd 2021.

Väringen (Frövifors bruk)

Den ekologiska statusen bedömdes som "måttlig" 2013. Klassning av kemisk status exkl. Hg och PBDE har ej gjorts. Under juni 2009 analyserades vattendirektivets prioriterade ämnen i ett ytvattenprov från sjön. Inga gränsvärden överskreds dock i det aktuella provet.

Artsammansättningen hos bottenfaunan var avgörande för bedömningen av ekologisk status. Bottenfaunan har provtagits på tre lokaler 2010 och 2012 och bedömdes som "måttlig" utifrån syrgasförhållanden på botten.

Den sammanvägda bedömningen av växtplankton tydde inte på att vattenförekomsten skulle vara närings- eller försurningspåverkad. Status bedömdes som "god".

Bedömning av makrovegetation enligt makrofytindex (TMI) visade på "god" status. Den ekologiska kvoten (EK) för sjön ligger dock endast 0,01 enheter från klassgränsen mellan "god" och "måttlig" status och den invasiva arten sjögull är mycket utbredd i flertalet vikar. Bedömningen blev därför att Väringen har "måttlig" status med avseende på makrovegetation.

Den fysikalisk-kemiska statusen bedömdes som "god".

Förslaget till miljökvalitetsnorm är "god" ekologisk status som skall vara uppnådd 2021. För kemisk status föreslås undantag för Hg och PBDE.

Kattfjorden (Skoghalls bruk)

Den ekologiska statusen bedömdes som "måttlig" 2015. Utslagsgivande för bedömningen är bottenfauna. Ekologisk status har ändrats från "god" till "måttlig" status jämfört med förvaltningscykel 2004-2009, beroende på att bottenfaunastatus har ändrats från "god" till "måttlig" status och att bedömningsgrunderna för regleringspåverkan har ändrats.

Antal arter bottendjur och tätheterna har minskat under senaste åren med en viss förbättring 2012, och den sammantagna bedömningen av status med avseende på övergödning är "god". Bedömningen 2015 överensstämmer med tidigare klassificering 2009, men bottenfaunasamhället indikerade en påverkan av miljögifter i sedimenten, varför den samlade bedömningen blir "måttlig" status.

De fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna hade "hög" status. Bedömningen av växtplankton visar också "hög" status, men den är endast baserad på kvalitetsfaktorn klorofyll. Klassning av makrofyter saknas.

Den kemiska statusen bedöms som ej god. Exkluderas Hg och PBDE indikerar samtliga mätta substanser "hög" status.

Miljö kvalitetsnormen skall vara uppnådd 2021.

Ödänglaområdet (Mönsterås bruk)

Den ekologiska statusen bedömdes som "måttlig" 2013. Myndigheten påpekar, att aktuell biologisk provtagning saknas. Bedömningen av näringsämnen, som baseras på data från perioden 2009-2012, visade på "måttlig" status. Status för syrgas och klorofyll bedöms vara "hög", medan status för siktdjup bedömdes som "god". Status för näringsämnen var utslagsgivande för klassningen av ekologisk status.

Bottenfaunans status bedömdes vara "god". Bedömningen baserades dock på endast en provpunkt. Bedömningsgrunden användes, men alla kriterier var ej uppfyllda (för få provpunkter). Klassningen överensstämde med tidigare bedömning 2009.

Den kemiska statusen bedömdes som sämre än "god" 2009. Mätningar i fisk tydde på att gränsvärdet för kvicksilver överskridits. Inga mätningar i relevant matris av övriga prioriterade ämnen har gjorts i vattenförekomsten.

Miljö kvalitetsnormerna för uppnående av ekologisk och kemisk status har föreslagits få en frist till 2027.

5.2.3 Sammanfattande analys och diskussion

Sammanställningen (Tab. 24) ger en generell bild, där de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna har betydligt bättre status än de biologiska kvalitetsfaktorerna. En första tolkning kan vara, att vattenförvaltningen, som riktats mot minskade utsläpp av närsalter och syreförbrukande ämnen, gett god effekt men att det finns en tröghet i de biologiska systemens responser. Detta är med säkerhet giltigt i vissa fall, och det kan fortfarande finnas behov av utsläpps begränsningar, men det kan också finnas andra förklaringar.

Att status för de biologiska kvalitetsfaktorerna ofta bedömts vara lägre än för vattenkvalitetsfaktorerna, sällan högre, är ett problem som berör både kust- och inlandsvatten. Avvikande status för en biologisk kvalitetsfaktor kan leda till krav på åtgärder av såväl det allmänna som berörda industrier, trots att vattenkvaliteten redan är god. Risken för felallokeringar i miljövårdsarbetet är uppenbar.

Under senare tid har man också uppmärksammat, att "top-down" effekter beroende på minskade bestånd av rovfisk kan ha en betydande påverkan på eutrofieringssymptomen, i försök jämförbara med tillförsel av närsalter (Östman et al., 2016). Mindre rovfisk leder till minskat siktdjup och ökad påväxt. Att blåstångssamhället utanför Mönsterås bruk haft svårt att återhämta sig kan mycket väl vara en konsekvens av en brist på rovfiskar.

Vattendirektivet har en tydlig "bottom-up" profil, och förutsätter att åtgärder för att minska tillskottet av närsalter skall leda till högre status för biologiska kvalitetsfaktorer. Om inte detta sker

i samverkan med åtgärder för att stärka bestånden av rovfisk, kan resultatet äventyras. Ännu har dock inte vattenmyndigheterna rekommenderat sådana åtgärder.

Orsaken till att "god" ekologisk status inte uppnås är i flertalet fall mjukbottenfauna. Bara en av de berörda vattenförekomsterna klarar god status för denna kvalitetsfaktor. Status för bottenfauna klassificeras av indexet BQI, som är något olika för sjöar och kustvatten. BQI är baserat på tre parametrar: artsammansättning (proportionen känsliga och toleranta arter), antal arter och antal individer (abundans). Indexet bygger på att dessa parametrar förändras vid ökad eller minskad organisk belastning på bottenarna. Tyngdpunkten i indexet ligger hos arternas känslighet för störning.

Det är viktigt att avvikelserna och bedömningarna av status av bottenfauna är baserad på mer ingående analyser. Det finns idag exempel som förefaller helt orimliga, t ex att en invandrad bottenfaunaart skall motivera långtgående krav på utsläppsreduktion vid en industri, trots att åtgärden sannolikt blir verkningslös. Utsläppsbegränsande åtgärder kan redan vara gjorda, som säkerställt god status för vattenkvalitet och därigenom skapat förutsättning för återhämtning av biologiska kvalitetsfaktorer.

Svårigheten att göra korrekt bedömning av ekologisk status baserat på bottenfauna har också påtalats av länsstyrelsen i Norrbottens län. Statusbedömningen för Rånefjärden, som är ett regionalt referensområde utan nämnvärd lokal påverkan, var "god" 1997 och 1998, varefter den sjönk och bedömdes som "dålig" eller "otillfredsställande" 1999-2006. Länsstyrelsen konstaterar, att en krasch av vitmärlepopulationen kring år 2000 gör att bottenfaunan får sämre än god status även i referensområden. För Karlsborgs bruks recipient Repskärsfjärden avstår man från klassning av bottenfaunastatus beroende på brister i BQI.

Problemen med kraftigt reducerade bestånd av vitmärle gäller för hela Bottniska viken och delar av egentliga Östersjön. Att arten genomgick till synes cykliska variationer i förekomst konstaterades sedan man började regelbunden övervakning under 1970-talet. Den kraftiga nedgång som skett de senaste 10-15 åren kan dock inte kallas cyklisk.

Att bottenfaunasamhället i norra Bottenviken är mycket artfattigt, ofta förekommer endast upp till fyra arter, har gjort att nedgången av vitmärle här fått särskilt stor effekt på statusklassningen. I Bilaga B till Naturvårdsverkets handbok (NV, 2007:4) påpekas också, att statusklassning i detta och i ett antal andra områden inte kan göras med dagens bedömningsgrunder, utan att man bör tillämpa expertbedömningar. Den framtida konsekvensen av detta förfarande efter domen om bindande miljökvalitetsnormer är oklar, och situationen blir ännu osäkrare om "icke försämringsprincipen" kommer att tillämpas fullt ut.

Det måste också understrykas att BQI inte till fullo kan beskriva statusen av bottenfaunan i starkt utsötade områden. Länsstyrelsen i Norrbottens län menar, att bedömningsgrunden behöver utvecklas vidare för att bättre kunna bedöma statusen av bottenfaunan i de nordliga kustvattnen. Liknande krav borde ställas på bedömningsgrunder för flodmynningsområden, dit huvuddelen av industrin är lokaliserad.

Länsstyrelsens slutsats för Rånefjärden är, att: *"kvalitetsfaktorn bottenfauna kommer att bedömas till dålig status men är mycket osäker pga. ovan nämnda orsaker. Bedömningen kommer tillsvidare inte att ingå i bedömningen av ekologisk status för vattenförekomsten. Bedömningsgrunden bör utvecklas för att bättre beskriva tillståndet i sötvattenspåverkade och naturligt artfattiga områden"*.

Osäkerheter som försvårar statusbedömningen för bottenfauna vid Västkusten har också behandlats i "Watersprojektet". Här konstaterar man efter en analys av olika beräknings sätt, att det använda indexet BQI är bättre än andra alternativ, t ex Shannon-Wienerindex. Analysen visade tydliga trender på många utsjölokaler. Problemen uppstår vid statusbedömning för kustlokaler. Ofta förekommande starka mellanårsvariationer försvårar analysen av linjära trender. Bedömningen av status för dessa stationer är alltså icke tillförlitlig, vilket också ses i vattenmyndighetens kommentarer till klassningarna. Detta riskerar drabba industrirecipienter och försvåra möjligheten att bygga ut existerande anläggningar eller etablera nya.

En genomgång av de stora datamängder som finns tillgängliga visar, att det finns ett samband mellan djup och status för Västkustens mjukbottenfauna. Lägre status på grunda lokaler kan givetvis indikera, att dessa är mer påverkade av övergödning, men sambandet med djup kan åtminstone delvis förklaras av att bedömningsgrunderna systematiskt påverkar klassningen. Förhållandet kan vara detsamma i Östersjön, men här kompliceras analysen av att artantal, abundans och biomassa är mycket lägre än vid Västkusten, särskilt i flodmynningsområden.

Även länsstyrelsen i Dalarna har utvärderat resultatet av tillämpningen av de biologiska bedömningsgrunderna på ett stort material företrädesvis från sjöar inom Dalälvens avrinningsområde (Länsstyrelsen Dalarnas län, 2010). Man konstaterar att tillämpningen av bedömningsgrunderna i många fall inte ger en rättvisande bild av miljöförhållandena. En viktig orsak anser man vara att de biologiska bedömningsgrunderna i alltför liten grad tar hänsyn till de stora olikheter som naturligt sett råder mellan sjöar såväl inom ett enskilt avrinningsområde som i landet som helhet. Det saknas således referensdata eftersom bedömningsgrunderna utgår från ett fåtal sjötyper när i själva verket sjötyperna biologiskt sett är mångfaldigt fler. Detta betyder också att ekosystemen i sjöarna uppvisar olika känslighet för mänsklig påverkan och statusbedömningarna blir i många fall inte korrekta.

Det är uppenbart att uppträdandet av främmande invasiva arter skapar problem vid statusbedömning och i synnerhet när man skall fastställa miljökvalitetsnormer och åtgärdsbehov. I dag vägs invasiva arter in i statusbedömningen tillsammans med andra arter som viktas med utgångspunkt från deras antagna känslighet, i det stora flertalet fall känslighet för övergödning. De invasiva arter som idag betyder mest i Östersjöområdet bottenfauna tillhör släktet *Marenzelleria*. Släktet ges låg känslighet för övergödning (känslighetsvärde 5), och då det, i avsaknad av den annars dominanta arten vitmärla (*Monoporeia affinis*) med högre känslighet (känslighetsvärde 15), ökat kraftigt i abundans blir statusklassningen sämre än "god". Det kan också konstateras, att släktet *Marenzelleria* har mycket liten betydelse biomassemässigt i bottenfaunasamhällena, ofta inte mer än några procent av totalvikten.

Invandrade eller avsiktligt introducerade främmande arter har ofta en mycket kraftig populationsutveckling, om miljön är passande. Som exempel kan nämnas mink, bisam, signalkräfta och pungräka i kraftverksmagasin. I flertalet fall följs tillväxtfasen av en ofta stark nergång till låga numerärer, en utveckling som brukar kallas introduktionseffekten. Sådan dynamik, som inte är korrelerad till övergödning, försvårar tillförlitlig statusbedömning och visar att man borde överväga alternativa bedömnings sätt.

Statusbedömning exklusive effekten av invasiva arter skulle kunna utformas som mer grundläggande för åtgärdskrav riktade mot t ex industrianläggningar, eftersom dessa i stort sett aldrig varit ansvariga för spridningen av främmande arter. För att få en mer korrekt bedömning av statusen för bottenfauna kan expertbedömning, utförd av personer med stor kunskap om arternas ekologi samt bottenförhållandenas dynamik, vara nödvändig. Hur detta skall utformas vid fastställande av juridiskt bindande miljökvalitetsnormer är dock oklart.

Vad gäller makrofyter i havet kan inte bedömningsgrunderna tillämpas om transekten har ett djup som understiger vegetationens nedre utbredningsgräns. Bedömningsgrunden baserar sig på ett antal arter känsliga för övergödning. Blomqvist et al. (2014) har gjort en granskning av ett antal makrofytinventeringar och hur de svarar upp mot sambandet med övergödning. De fann att sambandet mellan djuputbredning och övergödning relaterade parametrar var svagt. Däremot var täckningsgraden på hårbotten relaterad till övergödning relaterade variabler när man tog hänsyn till naturliga gradienter av salthalt och vågexponering. Även artantalet var kopplat till övergödning, men vid klassningen av ekologisk status måste man också ha goda data för salthalten och dess variation.

Bedömningsgrunderna för makrofyter måste revideras så att statusklassning även kan göras i grunda områden och utsötade områden, särskilt flodmynningar. Den ovan refererade granskningen av genomförda inventeringar borde kunna ligga till grund för en sådan revidering. Användningen av kvalitetsfaktorn vid fastställande av miljökvalitetsnorm riskerar idag bli synnerligen äventyrlig.

Vattenkvalitetsparametrarna uppvisar i de flesta fall "god" till "hög" status. Det är dock en parameter som ofta avviker och resulterar i klassningen måttlig status och det är det s.k. DIN-värdet under vinter. DIN står för dissolved inorganic nitrogen och är liktydigt med halten nitrat och ammonium. Halterna av dessa ämnen har ökat under de senaste 30-40 åren i kustområden och vissa sjöar och denna ökning kan inte korreleras till tillförsel via deposition. Den troligaste förklaringen till den ökade nitrathalten är därför minskad denitrifikation. Utsläppen av lättillgängligt organiskt kol har under denna period minskat radikalt i kustområdena och i Väneren och Vättern och sannolikt bidragit till att denitrifikationen minskat. Det bör göras en översyn av klassgränserna för DIN då de minskade utsläppen av organiskt material kan vara orsaken till de förhöjda halterna.

Ett annat genomgående problem, som framkommer vid analys av myndigheternas kommentarer till statusbedömningarna, är bristen på data. Recipienterna ligger ofta i en mindre del av den avgränsade vattenförekomsten. Antalet stationer som kan beskriva recipientstatus blir därför i regel få. Den stora naturliga variationen mellan punkter, t ex för bottenfauna, riskerar bidra till en avsevärd osäkerhet i bedömningen av lokal status. Tidsserierna är också otillräckliga. Dessutom täcks sällan samtliga kvalitetsfaktorer i övervakningsprogrammen.

Det kan konstateras, att den skärpning som aviseras beträffande miljökvalitetsnormernas juridiska betydelse samt tillämpningen av "icke försämringsprincipen" har ökat vikten av att miljökvalitetsnormerna baseras på korrekta och väl underbyggda bedömningsgrunder. Det förtjänar åter att påpekas, att det är bedömningsgrunden som i hög grad styr miljökvalitetsnormen.

Under den period då underlagsmaterialen för implementering av Ramdirektivet för vatten utarbetades framfördes ett flertal kritiska synpunkter på bedömningsgrunderna, t ex bristen på relevanta referensvärden. En del av detta åtgärdades, men långt ifrån allt. Det påpekades också, att det finns i systemet en inbyggd statistisk hantering av osäkerheter som innebär att man medvetet överskattar sannolikheten för felaktig negativ statusbedömning, d.v.s. tillämpning av en försiktighetsprincip. Vid den tidpunkten hade man inte vetskap om hur frågan om miljökvalitetsnormer skulle utvecklas. Konsekvensen av detta statistiska synsätt i en situation där miljökonsekvensnormerna är juridiskt bindande bör närmare utredas. Ramdirektivet för vatten kräver dock inte att en försiktighetsprincip tillämpas vid bestämmandet av klassgränser, utan att det skall styras av vetenskapliga bedömningar.

Vattenmyndigheten för Bottenhavet begärde efter samråd 2009 synpunkter på myndighetens förslag till förvaltningsplan, förslag till åtgärdsprogram samt förslag till miljökvalitetsnormer. Antalet svar var stort; 147 skriftliga svar avgavs. I myndighetens sammanfattning av remissvaren finns flera synpunkter på statusbedömningar och miljökvalitetsnormer, som berör de frågeställningar som behandlas ovan.

Många av remissynpunkterna berörde miljökvalitetsnormernas rättsliga status. Det fanns också flera remissinstanser som hade synpunkter på bedömningsgrunderna som använts vid klassning av vattenförekomstens status. Kritik framfördes även på att statusklassningarna och bakomliggande dataunderlag var bristfälliga och otydliga. Olikheter i bedömningarna mellan vattendistriktet påpekades också. I vissa fall har synpunkter på statusklassningar föranlett justering av status och därmed också av miljökvalitetsnormen. Vattenmyndigheten aviserade att under nästa cykel (2009-2015) arbeta vidare med att kvalitetssäkra statusklassningarna och därmed normerna. I vilken mån detta skett och om det resulterat i reviderade bedömningsgrunder är oklart.

Bjällås et al. (2015) analyserar hur väl det svenska systemet med kvalitetsfaktorer och bedömningsgrunder (Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer för ytvatten, HVMFS 2013:19) är anpassat till EU-domstolens ställningstagande. En viktig fråga som ställs är om föreskrifterna i HVMFS 2013:19 har en detaljningsnivå som är anpassad till utgången i "Weserdomen". En generell synpunkt är, att svensk lagstiftning sannolikt måste ändras. Andra frågor med koppling till vår analys som behandlas av Bjällås et al. (2015), är om det finns skäl att göra en naturvetenskaplig utvärdering av klassgränserna samt om det finns skäl att se över möjligheten att ifrågasätta miljömål till följd av domen och dess rättsverkningar. Uppenbarligen finns det skäl för att överväga en översyn av de svenska klassgränserna. Hur har klassgränserna fastställts och är intervallen för klasserna tillräckligt breda på det sätt som EU-domstolens dom förutser? En större fråga är om vi någonsin kommer att kunna beskriva en kvalitetsfaktor i form av exakta generella gränser för olika typer av vatten.

Bjällås et al. (2015) tar även upp ett speciellt problem som kan uppstå vid statusklassning av vattenförekomster i samband med miljöprovningar, då de ofta har gjorts som expertbedömningar av vattenmyndigheten. Det faktiska underlaget i form av mätningar enligt HVMFS 2013:19 har brustit eller saknats, vilket riskerar att leda till "ett stort mått av skönsmässigt beslutsfattande".

Sammanfattningsvis anser Bjällås et al. (2015) att "Weserdomen" har ställt ett antal tidigare negligerade problem i ljuset, och motiverar en grundläggande revidering av det svenska systemet om rättsäkerhet, vetenskaplighet och rimlighet skall kunna uppnås.

Slutsatser om miljökvalitetsmål, statusbedömningar och miljökvalitetsnormer:

- De nationella miljökvalitetsmål som berörs av skogsindustrins utsläpp är långt ifrån uppnådda
- Miljökvalitetsnormen styrs i hög grad av bedömningsgrunderna för enskilda kvalitetsfaktorer
- Statusbedömningarna för skogsindustrirecipienterna är i många fall rimliga
- Den generella bilden är att vattenkvalitetsfaktorerna indikerar god status, medan bottenfauna och makrovegetation oftast inte når god status

- Betydelsen av invandrade, invasiva arter för bedömning av bottenfaunastatus i recipienter bör granskas
- Mycket tyder på, att bedömningsgrunderna för särskilt bottenfauna och makrovegetation bör revideras
- Betydelsen av "top-down" effekter i fisksamhället på statusbedömningarna bör utvärderas
- Många skogsindustrier ligger i områden där bedömningsgrunderna inte är fullt ut tillämpbara
- Expertbedömningar görs i många fall beroende på svagheter i bedömningsgrunden eller brist på data
- Dataunderlaget för recipienter är ofta bristfälligt
- Övervakningsprogrammen bör anpassas bättre till bedömningsgrundernas krav
- En översyn av klassgränserna bör göras
- En grundläggande översyn av systemet för statusbedömning bör göras med anledning av EU-domstolens dom i "Weserfallet"

6 Sammanvägd bedömning

6.1 Bakgrund

Projektets syfte har varit att undersöka och analysera tillfriskningsförlopp och eventuella kvarstående effekter i skogsindustrirecipienter baserat på data från elva svenska massa- och pappersbruk. Underlaget för analyserna har redovisats i Sandström et al. (2015). Ytterligare data har inhämtats från andra bruk, där för frågeställningarna relevanta undersökningar gjorts. Norrström & Karlsson (2015) har gjort en historisk genomgång för de valda bruken. Med några undantag startade verksamheterna kring eller strax efter sekelskiftet 1800 - 1900. Över tid har det funnits olika typer av tillverkning (sulfatmassa, sulfatmassa, mekanisk massa, papperstillverkning etc.).

För alla fabriker ökade utsläppen av organiskt material fram till ca 1965 – 1975, med en nedgång under andra världskriget beroende på minskad produktion. De högsta utsläppen noterades för de fabriker som hade tillverkning av sulfatmassa. Efter att utsläppen kulminerat följde en brant nedgång som kan kopplas till att sulfatmassatillverkningen lades ned samt att fabrikeras miljöprestanda kraftigt förbättrades genom slutning av vissa processer och införande av sedimenteringsbassänger på samtliga anläggningar.

Blekning av massa har i flera fall förekommit sedan anläggningarnas start och andelen blekt massa har hela tiden ökat. Flottnings- och sjölagring av ved förekom vid fabriker fram till 1970-talet, vilket resulterade i utlakning av extraktivämnen och närsalter.

Tekniken för tvättning samt lut- och spillåtervinning blev successivt allt bättre, vilket ledde till minskade utsläpp av organiskt material. Syrgasblekning introducerades under 1970-talet vilket ledde till ytterligare minskade utsläpp. Efter att klorblekningen började ersättas med klorjordioxid och/eller peroxid under 1980-talet har också utsläppen av klorerat material minskat kraftigt. Alla fabriker i studien som tillverkar blekt sulfatmassa har infört ett eller flera syrgassteg och bleker sedan början av 1990-talet utan användning av klorgas.

Under 1970-talet påbörjades installation av biologiska reningssteg och samtliga fabriker i studien har idag någon form av biologisk rening. Mätt som COD ligger utsläppen från fabriker idag på samma nivå eller lägre än när fabriker startade trots att produktionen är 10 till 40 gånger högre. De huvudsakliga problemområden som analyserats i den fortsatta utvecklingen fram till nuläget är övergödning, förekomst av miljöfarliga ämnen i sediment och fisk samt toxiska effekter i laboratorieförsök, modellekosystem och fält. Analyser har också gjorts av recipientförhållandenas betydelse för återhämtning samt vilken relevans och träffsäkerhet som vattenmyndigheternas statusbedömningar av recipienterna haft. Kvarvarande problemställningar och kunskapsluckor har därefter identifierats och rekommendationer ges för fortsatta utredningar.

6.2 Närsalter och övergödning

När det gäller gödande ämnen som kan påverka vattenkvalitet, bottenförhållanden, utbredning av vegetation och fiskbeståndens sammansättning kan konstateras, att det i flertalet recipienter skett en markant förbättring. Med dagens tekniska standard och reningsteknik förekommer inte längre

den tidigare ofta grava påverkan på vattenkvaliteten. I recipienterna har man sett att reducerade fosforutsläpp följts av minskade fosforkoncentrationer i recipienten, en minskad produktion av växtplankton och ett ökat siktdjup. Dessa kvalitetsfaktorer har således reagerat tydligt och snabbt på utsläpps begränsande åtgärder.

Minskad belastning har lett till ökade syrehalter i vattnet och en återkolonisation av bottenfauna på tidigare "döda" botten. Bottenfaunans fortsatta återhämtning har dock i flera fall varit långsam och ofullständig. I stor utsträckning kan detta tillskrivas historiska utsläpp av fiberrikt material som ansamlats på botten, men det verkar också finnas en tröghet beroende på att dynamiken mellan arter i ekosystem kan vara oförutsägbar och under ständig förändring. I Östersjön har också invasiva havsborstmaskar av släktet *Marenzelleria* under senare år fått stor en utbredning och dominerar ofta bottenfaunasamhället. Det är oklart i vilken grad en framtida återkolonisation av mer ursprungliga bottenfaunarter kommer att ske i dessa områden.

Makrovegetationen i recipienterna har i många fall återhämtat sig, som en konsekvens av i första hand ökat siktdjup. Minskade näringsnivåer har lett till mindre påväxt. I kustområdena har detta sammantaget möjliggjort ökad djuputbredning av tång och rödalger.

Fisksamhället har också svarat tydligt på minskade utsläpp av gödande ämnen. Den kraftiga dominans av vitfisk som tidigare var vanlig förekommer endast i undantagsfall i dagens recipienter.

Skogsindustrin bidrar fortfarande till belastningen av organiska ämnen och närsalter, även om den minskat i relation till andra källor. Det är mindre vanligt att dagens utsläpp bidrar med mer än 10 % av den sammanlagda näringsämnestillförseln till en primärrecipient. Det finns fortfarande behov av minskad belastning, men i flertalet fall kan man inte förvänta sig att framtida utsläppsreduktioner kan påverka vattenkvaliteten nämnvärt. Att reducera näringsämnestillförseln från skogsindustrin har, i förhållande till åtgärder mot andra landbaserade källor i enskilda recipienter, ofta en stor potential, men i regel en låg kostnadseffektivitet.

Den påverkan av utsläpp av gödande ämnen som kvarstår består av ett bidrag till den storskaliga tillförseln av näringsämnen till omgivande hav, en fördröjd återhämtning av mjukbottenfaunan där historiska utsläpp av organiskt material lagrats in i botten samt i enstaka fall, genom tillförsel av fosfor, en stimulerad produktion av växtplankton och därtill relaterade effekter på t ex ljusförhållanden, makrofytutbredning och fiskproduktion.

6.3 Miljöfarliga ämnen och toxiska effekter

6.3.1 Halter i sediment och organismer

Skogsindustriella avloppsvatten innehåller också ämnen som kan klassas som miljöfarliga. Kvicksilverutsläpp var tidigare ett stort problem men de upphörde i slutet av 1960-talet och halterna har sedan dess minskat i sediment och fisk i tidigare kvicksilverbelastade recipienter. I jämförelse med bakgrundsområden förekommer dock fortfarande förhöjda halter. När det gäller utsläpp av andra spårämnesmetaller så har dessa tillförts via vedråvaran och generellt sett inte lett till förhöjda halter i organismer.

Bland de organiska miljöfarliga ämnena har klorerade dioxiner och furaner stått i en klass för sig, då upptag i fisk potentiellt påverkat livsmedelskvaliteten. Förekomsten av dessa ämnen i förhöjda

halter i avloppsvatten från skogsindustrin har upphört efter övergången från elementärt klor vid blekning av massan, men förhöjda halter förekommer fortfarande i sediment och fisk i några recipienter. Haltförhöjningarna av dioxiner i fet fisk från Östersjön, Vänern och Vättern förklaras idag av atmosfärisk deposition av kongener med huvudsakligt ursprung i förbränningsprocesser.

Utfasningen av klorblekning och införandet av andra processinterna åtgärder under 1980- och början av 1990-talet gav en kraftig reduktion av utsläppen av klorfenolära ämnen. Idag bildas vid ECF-blekning enbart mono- och diklorerade föreningar, vilka är lättnedbrytbara och har låg toxicitet. PCB, DDT och andra klorerade pesticider har inte använts aktivt i tillverkningsprocessen men kan ha följt med som kontaminering av råvara eller använts i fabrikernas infrastruktur på samma sätt som i övriga samhället.

Under tidigare produktionsperioder kunde utsläppen av extraktivämen vara stora. Det är sedan länge känt att hartssyror är akuttoxiska i höga koncentrationer. Utsläppen av extraktivämen har dock reducerats kraftigt genom processinterna åtgärder.

Användningen av komplexbildare (EDTA och DTPA) som tillsatskemikalier vid TCF-blekning har ökat under senare år, och det finns farhågor att de kan orsaka miljöstörningar. Det har dock inte kunnat påvisas några negativa effekter i recipienter av dessa ämnen.

Observationer på framför allt fisk i försök och i fältundersökningar har indikerat, att avloppsvattnen kan innehålla hormonstörande ämnen. Vissa vedegna extraktivämen, främst hartssyror, steroler och triterpener kan orsaka toxisk/hormonell effekt på fisk vid långtidsexponering i försök, men identiteten på de ämnen som orsakat t ex fortplantningsstörningar på vildlevande fisk är fortfarande okänd. Även om ett stort antal undersökningar genomförts saknas en samlad bild av effekter av bioaktiva extraktivämen och deras metaboliter.

Halterna av miljöfarliga ämnen i recipienternas sediment och organismer har efter vidtagna processförändringar minskat tydligt. Denna utveckling har skett parallellt med förbättrade syreförhållanden och ökad utbredning av bottenfauna. Fortfarande förekommer emellertid i några recipienter förhöjda halter i sediment och fisk. Att det även förekommer toxiska effekter på fisk i några områden som inte kan förklaras av pågående utsläpp tyder på att historiskt kontaminerade sediment kan vara en viktig faktor att beakta. Förändringar i sedimentomblandningen genom ökad eller minskad utbredning av olika arter/släkten av bottendjur kan potentiellt påverka återhämtningsförloppet även om andra sedimentologiska processer förefaller ha större betydelse i skogsindustrins recipienter.

Risken för läckage av toxiska ämnen ur de fiberbankar som byggdes upp utanför massafabrikerna har uppmärksamats på senare tid. Generellt sett har de ofta mäktiga fiberbankarna med tiden eroderats bort och brutits ner eller överlagrats med renare sediment. Det finns dock fortfarande fiberrika sediment med förhöjda halter av miljöfarliga ämnen i recipienterna. En ökad bioturbation orsakad av den invasiva havsborstmasken *Marenzelleria* spp misstänks bidra till att göra ämnena mer tillgängliga för upptag i t ex fisk men fortfarande saknas resultat som visar att så är fallet. Halterna av PCB och DDT är generellt högre i fiberrika sediment utanför skogsindustrin än i bakgrundslokaler, medan halterna i fisk ligger på jämförbar nivå.

6.3.2 Tester i laboratoriet och i modellekosystem

I Sverige har ingen annan industribransch genomfört lika många tester på avloppsvatten som skogsindustrin, och insatserna har varit betydande även internationellt. Toxicitetstester i laboratoriet, modellekosystemförsök och långtidförsök på fisk har gjorts för att dels uppfylla krav på biologisk karaktärisering, dels värdera och rangordna olika processlösningar ur miljösynpunkt.

Under 1970-talet gjordes ett stort antal laboratorietester för att rangordna miljöfarligheten hos olika delstegsavloppsvatten och totalavloppsvatten från olika process- och reningskoncept. Testerna beskrev främst den akuta toxiciteten. Resultaten visade att övergång till modern koknings- och blekteknik (ECF och TCF) reducerade toxiciteten hos avloppsvatten från tillverkning av blekt kemisk massa. Externrenade avloppsvatten gav nästan undantagslöst ingen akut toxicitet i för recipientförhållanden realistiska spädningar. Det toxiska bidraget från oblekta delströmmar och avloppsvatten från tillverkning av mekanisk massa befanns vara av samma storleksordning som bidraget från blekeriavloppen vid kemisk massaframställning.

Tester som gjordes i modellekosystem och i bassängförsök med fisk visade att införande av syrgasdelignifiering och långtgående tvätt, övergång från klorgasblekning till klordioxidblekning samt omhändertagande av spill och kondensat minskade effekterna påtagligt. Eftersom de olika åtgärderna ofta genomfördes parallellt har det inte varit möjligt att entydigt peka ut vilken åtgärd som varit mest verksam. Syrgasdelignifiering och förbättrad tvätt men även omhändertagande av spill och kondensat har haft stor betydelse.

Även efter övergången från blekning med klorgas till klordioxid sker ett restutsläpp av klorerade ämnen. Analyser visar dock på låga halter, och ett stort antal experimentella studier på organismer har visat att inga eller svaga effekter förekommit och att det saknats skillnader mellan ECF- och TCF-blekning. I de fall effekter dokumenterats har de inte kunnat relateras till blekeriavloppsvattnet utan till andra delströmmar från fabriken.

Allvarliga skador på blåstångsamhället observerades utanför Mönsterås bruk efter att fabriken övergått till blekning med 100 % klordioxid. Sedan början av 1990-talet bleker man dock helt klorfritt. Försök i modellekosystem visade, att skadorna berodde på klorat, som bildas som restprodukt vid blekningen. Teknik för kloratreduktion utvecklades och installerades vid samtliga fabriker med ECF-massaproduktion varefter utsläppen successivt har minskat kraftigt. Andra faktorer som bidrog till minskade effekter i testerna var införande av mer effektiv processtyrning samt trimning och optimering av fabriken vilket lett till jämnare drift och minskade utsläpp av organiskt material, bl. a. extraktivämen.

De olika laboratorietesterna med fisk som främst fokuserade på reproduktionsstörningar, visade på en minskad påverkan på fortplantningen som ofta kunde kopplas till processoptimeringar och interna processförändringar. Undersökningarna utförda med avloppsvatten före och efter olika externreningskoncept visade inte samma tydliga positiva respons på fortplantningen som åtgärder utförda inne i fabriken. Den stora mängden försök med fisk och modellekosystem visade att biologisk behandling generellt sett inte minskade subletala toxiska/hormonella effekter gentemot organismer. I flertalet fall var effektprofilen densamma på obehandlade såväl som biologiskt behandlade avloppsvatten. I vissa fall minskade de toxiska/hormonella effekterna efter biologisk behandling medan de i andra fall var mer uttalade efter biologisk behandling.

Sammanfattningsvis visar resultaten att avloppsvatten, från fabriker med hög teknisk standard och optimalt trimmade processer, i koncentrationer realistiska för recipientförhållanden orsakar svaga och knappt mätbara toxiska/hormonella effekter.

6.3.3 Toxiska effekter i fält

Övergången till klordioxidblekning sågs som en stor miljöförbättrande åtgärd. Den ovan nämnda skadan på blåstången utanför Mönsterås Bruk var därför en oväntad effekt. Tecken på liknande skador sågs sedan också vid andra anläggningar. Relativt snabbt hade man gjort analyser av orsaken och kunde ta fram verksamma åtgärder. Risken för kloratskador är idag eliminerad.

Undersökningar av toxiska effekter på vildlevande djur har gjorts på en del evertebrater, men insatserna har varit förhållandevis små och det är svårt att analysera såväl effekter som återhämtning. Fiskar har varit och är de vanligaste studieobjekten. Miljö/Cellulosaprojektets kartläggning av hälsotillståndet hos fiskar i recipienten för Norrsundets bruk under 1980- och 1990-talen har varit vägledande för metodutvecklingen. Ett antal effekter dokumenterades från cell- till samhällsnivå. Uppföljande undersökningar i recipienter till andra massabruk visade på ett kvalitativt likartat, men ofta svagare, effektmönster. Symptombilden hade god överensstämmelse med de biokemiska och fysiologiska effekter som påvisats hos fiskar som på laboratoriet exponerades för avloppsvatten från massafabriker.

Utvärderingen av återhämtning och kvarvarande effekter visar att det i flertalet av de utvalda recipienterna skett en successiv tillfriskning av fiskhälsan jämfört med historiska förhållanden, då hög eller tydlig påverkan var vanligt förekommande. Det finns dock fortfarande exempel på kvarvarande störningar på fortplantningsförmågan och/eller andra fysiologiska funktioner. I Norrsundet ger den långa observationsserien stöd för tolkningen att en toxisk/hormonell störning av ämnesomsättningen och fortplantningen hos fisk förekommit även tre år efter att fabriken lagts ner och utsläppen upphört. Detta indikerar, att det finns ett läckage av aktiva ämnen från tidigare produktion som lagrats i recipientens botten. Undersökningar har visat, att en erosion av sedimenten har skett, och fortfarande pågår utanför bruket.

Sammantaget visar analysen, att hög påverkan på fiskhälsan inte har kunnat påvisas vid någon av de valda fabrikerna på senare år, medan däremot en tydlig kvarvarande påverkan observerats vid två fabriker. Måttlig påverkan förelåg i en av recipienterna, och ingen eller svag påverkan i de övriga sex.

Genomgången av hälsotillståndet i tolv andra fabriksrecipienter visade också en god återhämtning, men det fanns kvarvarande måttlig eller tydlig påverkan på fortplantning och/eller fysiologiska funktioner i fem fabriksrecipienter. I fyra recipienter, där fysiologiska funktioner inte studerats, har inga effekter på fortplantning, tillväxt och kondition kunnat påvisas på senare år. I tre recipienter saknades effekter på såväl fortplantning som fysiologiska funktioner.

Trots att kvarstående påverkan förekommer visar analysen att en avsevärd förbättring har skett i samtliga fall där återhämtning kan bedömas. Hög eller tydlig påverkan var vanligt före år 2000, medan det vid de senaste undersökningarna noterats svag/ingen påverkan vid 13 och måttlig påverkan i fyra av totalt 21 utvärderade recipienter. Endast i fyra recipienter bedöms hälsostatus som tydlig påverkan. Generellt har de fysiologiska hälsomåten svarat bra på förbättringar i fabrikerna, men kvarvarande avvikelser har setts i några recipienter under 2000-talet främst när det gäller immunförsvar och leverfunktion. Då de sentida fysiologiska undersökningarna är fåtaliga försvåras dock analysen. Morfometriska mått tycks ha haft en längre responstid och på senare år har kvarstående effekter på främst reproduktion förekommit i några recipienter där man sett en återhämtning av de fysiologiska hälsomåten.

6.4 Utvärdering av olika faktorerers betydelse för återhämtningsförloppet

6.4.1 Recipientens morfometri

En viktig fråga inom projektet har varit att försöka belysa vilken betydelse olika recipientegenskaper har för uppkomsten av effekter och tillfriskningen i recipienter. När variabler som beskriver slutenhet, djup och tillrinning från vattendrag vägdes samman erhöles en logisk och förväntad bild för vattenkvalitet som visade att gödningspåverkan i öppna recipienter har varit och är begränsad och att det finns ett grundläggande samband mellan recipientens morfometri och vilka gödnings effekter utsläppen från skogsindustrierna gett upphov till. Morfometrin påverkar också vilka rester av tidigare produktion som kan finnas kvar. I öppna recipienter med snabb vattenomsättning och kraftig vågpåverkan har fiberbankar i regel eroderats och transporterats bort, medan det i slutna områden eller områden med liten vattengenomströmning fortfarande finns fiberrika sediment.

Sambanden mellan recipientens egenskaper och förekomst och effekter av miljöfarliga ämnen visade sig inte vara lika klara. Det saknas samband mellan recipienttyp och påverkan på fiskars hälsotillstånd eller fiskens innehåll av miljöförstörande ämnen. Utifrån morfometriska samband är det svårt att förklara varför man ser en kvarstående effektbild hos fiskar i vissa recipienter men inte i andra. En sammanvägd tolkning är att för gödande ämnen finns ett tydligt samband mellan recipienttyp i form av utspädnings- och sedimentationsförhållanden och påverkan på primärproduktion och syreförhållanden. Däremot tycks förekomsten av ekotoxikologiska effekter styras av mer komplexa samband, även om utspädning även i detta fall sannolikt spelar en viktig roll.

6.4.2 Utsläppsbegränsande åtgärder

Även om den direkta kopplingen mellan utsläppsbild och recipientens svar generellt är svag, så har givetvis utsläppen i många fall haft stor betydelse för miljöförhållandena i recipienterna. Att tillförseln av organisk substans minskat kraftigt har i recipienter med långsam vattenomsättning och bottenförhållanden, som medger sedimentation av partikulärt finmaterial, lett till kraftigt förbättrade syreförhållanden och levnadsbetingelser för exempelvis bottenlevande djur och makrovegetation. Av de åtgärder som genomförts för att åstadkomma detta har sannolikt nedläggningar av sulfitlinjer, processinterna åtgärder för att minska fiberförluster och införande av sedimentationsbassänger varit av störst betydelse.

Det är svårare att peka ut vilken enskild process- eller reningsteknisk åtgärd som varit mest verkningsfull för att reducera subletala toxiska effekter, då olika processförändringar i regel genomförts parallellt. Syrgasdelignifiering, förbättrad tvätt, omhändertagande av spill och kondensat samt införandet av biologisk rening reducerade kraftigt den akuta toxiciteten vid tester på avloppsvattnen. Den ekologiska relevansen av detta är emellertid oklar. Flertalet substanser som orsakar akut toxicitet är lättnedbrytbara, och subletala effekter på fisk i recipienten förekommer även efter åtgärder som eliminerat större delen av akuteffekterna.

Ett annat exempel på en åtgärd som har haft stor betydelse för miljötillståndet i recipienter är införandet av kloratreduktion. Klorateffekter på blåstång efter införandet av ECF-blekning vid

Mönsterås bruk åtgärdades snabbt genom åtgärder i bioreningen. Att blåstångssamhället ännu inte återhämtat sig helt, trots att bruket sedan 1990-talet varit helt klorfritt och den toxiska inverkan upphört, är ett exempel på att recipientens svar på minskad belastning kan vara svårförutsägbar.

Övergången till ECF-blekning innebar kraftigt minskade utsläpp av persistenta klororganiska föreningar, t ex dioxiner och furaner. Det finns dock lite stöd för att det var dessa ämnesgrupper som specifikt orsakade toxiska effekter i recipienterna. Efter att utsläppen av klororganiska ämnen reducerades kraftigt har fokus på den reningstekniska sidan legat på COD-reduktion. Ett motiv för detta var att minska risken för subletala effekter på organismer. Vid många bruk byggdes effektiva reningsanläggningar med kort uppehållstid för vattnet för att nå COD-målet. I denna typ av biologiska reningsanläggningar krävs i regel tillsatser av näringsämnen vilket initialt kan leda till ökade fosforutsläpp. Att COD-utsläppen fortsatt att minska under senare tid kan också tillskrivas processinterna åtgärder.

Strategin att fokusera på COD-elimination på bekostnad av näringsämnen blev ett problem då det stod klart att införandet av EUs ramdirektiv för vatten skulle fokusera mot näringsämneshalter och därtill associerade ekologiska effekter. Efter det har även flera internationella överenskommelser ratificerats, syftande till att minska näringsämnestillförseln till omgivande hav, vilket ytterligare satt närsaltsutsläppen i blickfånget. Förutom att fortsätta att trimma och optimera driftsprocesser är kompletterande tertiära reningssteg, exempelvis skivfilter, omvänd osmos och kemisk fällning de åtgärder som idag står till buds för att ytterligare minska närsaltsutsläppen.

Bland de potentiellt miljöförbättrande åtgärder som tidigare visat sig vara verksamma för att reducera toxicitet och där det eventuellt fortfarande kan finnas en förbättringspotential kan framhållas förbättrade spillsystem, förbättrad processteknisk styrning och andra processinterna åtgärder för att ytterligare reducera utsläpp av lutrester (via obalans i systemen och spill) samt utökad rening (processintern) av kondensat och av renseriavlopp.

6.5 Miljökvalitetsmål, statusbedömningar och miljökvalitetsnormer

Ramverket för skogsindustrins miljöarbete utgörs av miljöbalken och de miljötillstånd med villkor för respektive verksamhet som har utfärdats med stöd av denna samt andra lagar och föreskrifter inkl. de svenska miljökvalitetsmålen. Dessutom styrs varje företags arbete med miljöförbättringar med egna miljömål, miljömärkningskrav och ambitioner som har sin grund i fabrikernas specifika miljöledningssystem. De framtida kraven i EU:s BAT-slutsatser för produktion av massa, papper och kartong samt EU:s Ramdirektiv för vatten tillför ytterligare fokus på genomförandet av miljöförbättrande åtgärder rörande utsläpp till vatten och luft inom skogsindustrin.

Miljökvalitetsmålen har en vidare inriktning än ramdirektivet, som är mer koncentrerat till övergödning. När det gäller miljökvalitetsmålen kan man konstatera att de mål som berörs av skogsindustrins utsläpp är långt ifrån uppnådda.

Genom införandet av miljökvalitetsnormer har ramdirektivet för vatten fått en starkare juridisk betydelse. Miljökvalitetsnormen sätts som antingen "god" eller "hög" ekologisk och kemisk status och påverkas därför i hög grad av bedömningsgrunderna för enskilda kvalitetsfaktorer. Granskningen har visat, att statusbedömningarna för många kvalitetsfaktorer i skogsindustrirecipienterna varit rimliga. Det finns dock ett antal frågetecken och osäkerheter. Den

generella bilden är att kvalitetsfaktorerna gödande ämnen, syrgas, siktdjup och växtplankton ofta indikerar "god" status, medan bottenfauna och makrovegetation uppvisar "otillfredsställande" eller "måttlig" status. Detta kan vara rimligt, men det finns oklarheter vid tillämpningen av bedömningsgrunderna, vilket också påpekats av länsstyrelserna.

Mycket tyder på, att bedömningsgrunderna för särskilt bottenfauna och makrovegetation bör revideras. Betydelsen av invandrade, invasiva arter för bedömning av bottenfaunastatus i recipienter bör t ex granskas. Bedömningsgrunden för makrovegetation är inte anpassad till sådana miljöer som skogsindustrirecipienter. Det framstår klart, att många skogsindustrier ligger i områden där bedömningsgrunderna för såväl bottenfauna som makrovegetation inte är fullt ut tillämpbara.

Ett annat problem är att man ofta tvingas tillgripa expertbedömningar beroende på svagheter i bedömningsgrunden eller brist på data, vilket inte är ett tillräckligt rättssäkert tillvägagångssätt. EU-domstolen har 2015 avkunnat en dom i det s.k. "Weserfallet". Konsekvensen av "icke försämringskravet", som fastställts av domstolen, är att det måste ställas krav på en grundläggande översyn av systemet för statusbedömning.

Slutsatserna är, att bedömningsgrunderna bör revideras så att de kan tillämpas på alla typer av recipienter, att dataunderlaget för statusbedömning ofta är bristfälligt och måste stärkas, samt att övervakningsprogrammen bör anpassas bättre till bedömningsgrundernas krav. En översyn av klassgränserna bör också göras.

6.6 Kvarvarande problemställningar och kunskapsluckor

Sammanställningen visar, att återhämtningen efter att utsläppen reducerats generellt varit god i skogsindustrins recipienter och att många av de miljöproblem som påvisats kan anses vara lösta. Det finns dock några återstående frågeställningar som är angelägna att beakta och analysera i det fortsatta miljöarbetet inom skogsindustrin.

Rimligtvis bör förbättringar avspeglas i vattendirektivets statusklassningar. Det finns dock mycket som indikerar, att uppnåendet av "god" ekologisk status i vattenförekomster som inte uppfyller miljökvalitetsnormen sällan kan klaras även efter långt driven reduktion av närsalter och organiska ämnen eller t o m om fabriken läggs ner. Detta kan delvis bero på kvarvarande rester från tidigare utsläpp, men det finns också starka indikationer på att statusbedömningarna inte är tillförlitliga i en riktning som underskattar den faktiska statusen. Detta leder till stora problem vid bedömning av uppnåendet av miljökvalitetsnormer. "Icke försämringsprincipens" tillämpning vid prövningar av utökad produktion vid enskilda anläggningar är en ytterligare oklar faktor. Det är också uppenbart, att statusbedömningar enligt EUs ytvattendirektiv inte är optimalt anpassade för industrirecipienter. En alternativ, mer holistisk modell för bedömning av påverkan bör utvecklas och testas i ett antal recipienter.

Ett problem som också bör undersökas, är kopplingen mellan miljöfarliga ämnen i sediment och de kvarvarande effekterna på fiskhälsa. I några av de av oss analyserade fallen har avvikelser förekommit, som svårigen kan förklaras av de aktuella utsläppen, men en mer ingående orsaksanalys saknas. Energi- och resursförbrukningen i förhållande till miljönyttan vid fortsatta

åtgärder för att minska utsläppen har ökat med tiden. Detta problem bör analyseras och man bör även på allvar granska alternativ som olika kompensationsåtgärder.

6.7 Rekommendationer för fortsatta utredningar

Mot bakgrund av den problemanalys som genomförts föreslås följande undersökningar och utredningar:

6.7.1 Statusbedömning och miljö kvalitetsnormer

Tillämpningen av miljö kvalitetsnormer i miljöarbetet ställer allt hårdare krav på såväl industri som samhälle att genomföra åtgärder i de fall där normerna inte uppnås eller där uppnående riskerar att förhindras. Föreliggande genomgång har visat, att den ekologiska statusen med vissa undantag är sämre än "god" i de vattenförekomster som berörs av utsläppen. Den huvudsakliga orsaken är otillräcklig status för mjukbottenfauna och i vissa fall makrovegetation. Trots ofta flera års god vattenkvalitet, dvs den kvalitetsfaktor som bäst svarar på utsläpps begränsningar, kvarstår otillräcklig status för bottenfauna i flera recipienter.

Bottenfaunasamhällena var i många fall kraftigt störda under tidigare produktionsperioder, och kvarstående sedimentpåverkan kan fördröja återhämtning. Denna tröghet kan dock inte vara den enda förklaringen till statusklassningen. Otillräcklig status för mjukbottenfauna förekommer också i områden där det är mycket svårt att koppla denna till förorenings situationen, och den kan variera på grund av naturliga orsaker mellan år. Även i våra minst förorenade områden kan klassningen för bottenfauna leda till otillräcklig ekologisk status. Uppenbarligen finns svagheter i bedömningssystemet som därför bör revideras.

Bedömningsgrunderna för makrovegetation bör också anpassas bättre till miljöer med grunda mjukbottnar, låg salthalt och brist på hårda bottnar ner till djup under siktdjupet. Många skogsindustrirecipienter ligger i områden där miljöerna är naturligt sådana, vilket äventyrar statusbedömningen. En svag punkt som identifierats, och som har synnerligen stor betydelse för bedömningen av recipienter, är bristen på goda jämfördata för näringsfattiga system och flodmynningar. Man kan också konstatera, att om vattenkvaliteten år efter år visar god status, men bottenfaunastatus t o m försämras över tid, så finns grund för mer fördjupade analyser av orsakssamband.

Sammanfattningsvis föreslås ett undersökningsprogram i två delar; dels mer grundläggande studier av dynamiken i recipienternas bottenfaunasamhällen och betydelsen av historisk påverkan på sedimenten, dels att det görs en genomgång av dagens bedömningsgrunder för bottenfauna och makrovegetation samt en revision av dem där så är befogat. Jämförelser med tillämpningen av bedömningsgrunder och metodiken för fastställande av status i Finland och Norge samt andra länder inom EU bör göras.

6.7.2 Undersökning av fiskhälsa i olika typer av recipienter

Att det idag i vissa områden förekommer effekter på fiskhälsan som med liten sannolikhet kan kopplas till pågående utsläpp, inte minst utanför Norrsundets bruk där avloppsvattentillförseln helt upphört, talar för att det kan röra sig om svårnedbrytbara ämnen med affinitet till partiklar och att det kan ske en mobilisering av substanser från sediment till vatten som orsakar exponering via gäländning eller via intag av bottenlevande djur. Det skulle vara av värde både vetenskapligt och vid bedömning av åtgärder att söka klarlägga i vilken mån historiskt kontaminerade sediment kan framkalla effekter hos fisk, och i så fall vilka typer av effekter, samt vilka ämnen/ämnesgrupper samt biogeokemiska processer som bidrar till effekterna. Studier av fiskhälsa från fysiologisk nivå till kontroll av fortplantning bör därför göras i ett antal valda recipienter som representerar områden med tidigare kraftig belastning av bottenarna, i andra områden där man fortfarande ser effekter, samt i recipienten till Norrsundets bruk som en "referens" där utsläppen upphört. Undersökningarna bör samordnas med kemiska analyser av sediment och fisk, samt laboratorieförsök med exponering av fisk för sediment med varierande kontamineringsgrad.

6.7.3 Utveckling av modell för bedömning av recipientstatus

Vattendirektivets statusbedömningar har inte optimal utformning för recipienter. Kvalitetsindikatorerna täcker inte alla relevanta områden, och man tar liten hänsyn till förändringar över tid. Därför föreslås, att en ny modell utvecklas. I **Bilaga 1** presenteras en skiss på hur en sådan modell för bedömning av påverkan kan vara uppbyggd. Där ges även exempel på frågor att beakta vid utvecklingen av modellen. En vidareutveckling och test av denna modell föreslås.

6.7.4 Utveckling av system för kompensationsåtgärder

Genomgången har visat, att ytterligare åtgärder för att reducera närsaltsutsläpp från skogsindustrin generellt är av begränsad betydelse för recipienternas vattenkvalitet. De åtgärder som idag står till buds för att ytterligare begränsa restutsläppen till vatten från skogsindustrin är fortsatt trimning och optimering av driftsprocesser eller olika former av förstärkt externrening. I de senare fallen är det inte uppenbart att den samlade miljönyttan av åtgärden överstiger de negativa konsekvenserna i form av ökad energi- och resursförbrukning. Därför föreslås att man undersöker möjligheterna att införa ett system där kompensationsåtgärder kan accepteras. Exempel på dylika åtgärder som skulle kunna vara av intresse är anläggandet av våtmarker, reduktionsfisken, fiskevårdsåtgärder eller åtgärder i recipienter som förändrar biogeokemiska processer till exempel syresättning eller fastläggning av fosfor i sediment. Även åtgärder för att stärka bestånden av rovfisk kan ha stor potential och bör utredas ytterligare.

7 Referenser

- Adams, S.M., Crumby, W.D., Greeley, Jr., M.S., Shugart, L.R. & Saylor, C.F. 1992. Responses of fish populations and communities to pulp mill effluents: a holistic assessment. *Ecotox. Env. Safety* 24:347-360.
- Afzelius, L., 1996. Idefjorden tillfrisknar snabbt. I: Havsmiljön 1996.
- Ahling, B., 1974. Tillfriskningsförloppet av den skogsindustriellt förorenade Glafs fjorden – Biologiska förhållanden. IVL-rapport B1974.
- Agerberg, A. & Berglund, A., 1996. Fiskekologiska undersökningar vid Husums massafabrik. En sammanställning av provfisken utförda mellan åren 1980-1995. Opubl. rapport. Fiskeriverket, Utredningskontoret i Härnösand.
- ALcontrol, 2012. Recipientkontroll i Nordöstra Hälsinglands vattendrag, sjöar och kustvatten
- Allard, A-S., Renberg, L. & Neilson, A.H., 1996. Absence of ¹⁴C evolution from ¹⁴C -labelled EDTA and DTPA and the sediment/water partition ratio. *Chemosphere*, 33(4):577-583.
- Allmänna Råd, 1994. Vattenrecipientkontroll vid skogsindustrier. Allmänna Råd 94:2. Naturvårdsverket. 85 sid.
- Andersson, S. 2014. Kustfiskövervakning i recipienten för Mönsterås Bruk 2013. Linnéuniversitetet. Institutionen för biologi och miljö. Rapport 2014: 3.
- Andersson, J., Dahl, J., Johansson, P., Nilsson, J., Sandström, O. & Svensson, A., 2000. Utslagen fiskrekrytering och sviktande fiskbestånd i Kalmar läns kustvatten. *Finno* 2000:5.
- Andersson, T., Bengtsson, B.-E., Förlin, L., Härdig, J. & Larsson, Å., 1987. Long-term effects of bleached kraft mill effluents on carbohydrate metabolism and hepatic xenobiotic biotransformation enzymes in fish. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 13: 53-60.
- Andersson, T., Förlin, L., Härdig, J. & Larsson, Å., 1988. Physiological disturbances in fish living in coastal water polluted with bleached kraft pulp mill effluents. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 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.
- Asklund, R. & Fridlund, M., 2004. Dynamisk fosformodellering för Bråviken. Rapport från kursen Prediktiv limnologi, Uppsala universitet.
- Asplund, G., 1992. On the origin of organohalogen found in the environment. Ph.D. thesis, Dept. Water and Environ. Studies, Linköping University, Sweden.
- Asplund, G., Christiansen, J. and Grimvall, A., 1993. A chloroperoxidase-like catalyst in soil: detection and characterization of some properties. *Soil Biol. Biochem.*, 25: 41-46.
- Assefa, A., 2015. Tracing and apportioning sources of dioxins using multivariate pattern recognition techniques. Doctoral thesis Umeå University, ISBN 978-91-7601-285-7.
- Balk, L., Förlin, L., Söderström, M & Larsson, Å., 1993. Indications of regional and large-scale biological effects caused by bleached pulp mill effluents. *Chemosphere* 27: 631-650.
- Bengtsson, B-E., Breitholz, M., Eklund, B. & Viktor, T., 2009. Utvärdering av biologiska tester gjorda på svenska skogsindustriavlopp 2001-2007. NV rapport 6304.

- Bergelin, U., 1987. Effekter på abborre av utsläpp från ASSI-Karlsborgs massaindustri i Kalix skärgård 1986. Fiskeristyrelsens utredningskontor i Luleå. Meddelande nr 2, 1987.
- Bergström, R., Eriksson, G., von Post, H. & Svedung, I., 1975. Pilotförsök avseende upptagning och avvattning av kvicksilverkontaminerat fibersediment ur Örserumsviken, Västervik. IVL-rapport B265.
- Bergström, R., Eriksson, G. & Lindfors, L-G., 1976. Avvattning med silbandspress av slam från en cellulosaindustriell vattenreningsanläggning – fiberinnehållets betydelse vid avvattning av blandslam innehållande fiber- och aktivt slam. IVL-rapport B272.
- Billiard, S.M., Querbach, K. & Hodson, P. 1997. Toxicity of retene to early life stages of two freshwater fish species. Paper presented at 3rd Internat. Conf. on Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents, Rotorua, New Zealand, 9-13 Nov. 1997. Preprint No. 3D11.
- Bjurhem, J-E., Ek M., Ekengren, Ö., Heyman W., Solyom P. Viktor T., 1990. Karakterisering av blekeriavloppsvatten från tillverkning av kemisk massa före och efter membranfiltrering och biologisk rening. SSVL MILJÖ 90 rapport 102
- Bishop, W.E. & Maki, A. W., 1980. A critical comparison of two bioconcentration test methods. In: Eaton, J. G. et al. (Eds) Aquatic toxicology pp. 61-77.
- Bjällås, U., Fröberg, M. & Sundelin, A., 2015. Hur ska EU-domstolens dom i mål C-461/13 (Weserdomen) tolkas och vad får den för betydelse? Rapport från Fröberg & Lundholm advokatbyrå.
- Blomqvist, M., Wikström, S. A., Carstensen, J., Qvarfordt, S. & Krause-Jensen, D. 2014. Response of coastal macrophytes to pressures. Waters report no. 2014:2.
- Boesch D., Hecky R., O'Melia C., Schindler D. & Seitzinger S., 2006. Eutrophication of Swedish seas. Swedish Environmental Protection Agency Report 5509.
- Bolton, Jr.H., Li, S.W., Workman, D.J & Girvin, D.C., 1993. Biodegradation of synthetic chelates in subsurface sediments from the southeast coastal plain. J. Environ. Qual., 22:125-132
- Boman, B. & Bergström, R., 1985. Anaerob behandling av fibersediment och skogsindustriella avloppsslam. IVL-rapport B792.
- Bonde, C. & Wester A., 2005. Miljöeffekter av Karlsborgs bruk i Repskärsfjärden Dynamisk modellering av partikulärt kol. Prediktiv limnologi, Projektarbete 5 p, Uppsala universitet.
- Brattberg, G., 1986. Decreased phosphorus loading changes phytoplankton composition and biomass in the Stockholm archipelago, Vatten 42: 141–152.
- Broman D., Cornelissen G., Wiberg K. & Tysklind M., 2008. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) in waters outside pulp, paper and wood industries using sediment traps and passive samplers. Draft report.
- Brumley, C., Stuthridge, T., Anderson, S., Tavendale, M. & Gifford, J. 1997. Partitioning behaviour of pulp and paper effluent constituents in recipient matrices and biota. Paper presented at 3rd Internat. Conf. on Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents, Rotorua, New Zealand, 9-13 Nov. 1997. Preprint No. 2E1.
- Bruneau, L., 1956. Några resultat av vatten- och bottenundersökningar vid Ångermanlandskusten. Svensk Papperstidning 56:204-213.
- Conley, D.J. et al., 2011. Hypoxia is increasing in the coastal zone of the Baltic Sea. Environ. Sci. Technol. 45: 6777–6783.

- Conner, A.H., Nagaoka, M., Rowe, J.W. & Perlman, D., 1976. Microbial conversion of tall oil sterols to C19 steroids. *Applied and environmental microbiology* 32:310-311.
- Cook, D. L., LaFleur, L., Parrish, A., Jones, J. & Hoy, D. 1996. Characterization of plant sterols in a select group of US pulp and paper mills. 5 th IEAWQ Symposium Vancouver Canada June 10-13 1996.
- Dahl, S. Eklund, J. & Rosenqvist, C., 2003. Utvärdering av Utansjö bruks fosforutsläpp. Rapport från kursen Prediktiv limnologi, Uppsala universitet.
- Dahl, S. & Rosenqvist, C., 2004. Näringsvävsmodellering i Vättern. Examensarbete civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik, Uppsala universitet, 1401-5765/W 04 014.
- Dahlman, O., Mörck, R., Ljungquist, P., Reimann, A., Johansson, C. Borén, H. & Grimvall, A, 1993. Chlorinated structural elements in high-molecular-weight organic matter from unpolluted waters and bleached-kraft mill effluents. *Environ. Sci. Technol.*, 27: 1616-1620.
- Danielsson, S., et al., 2014. Contaminants in fish from potentially polluted sites along the Swedish coast with the national monitoring programme as reference. Swedish Museum of Natural History report no 8:2014.
- Dave, G., Damgaard B., Grande M., Martelin J-E., Rosander B. & Viktor T., 1987. Ring-test of an embryo-larval toxicity test with zebrafish (*Brachydanio rerio*) using chromium and zinc as toxicants. *Environ. Toxicol. Chem* 6 : 61-77.
- Davis, J.C. & Hoos, R.A.W., 1975. Use of sodium pentachlorophenate and dehydroabiatic acid as reference toxicants for salmonid bioassays. *Journal of the Fisheries research board of Canada* 32(3):411-416.
- de Jong, E., Field, J.A., Dings, J.A.F.M., Wijnberg, J.B.P.A. & de Bont, J.A.M., 1992. De novo biosynthesis of chlorinated aromatics by the white-rot fungus *Bjerkandera* sp. BOS55. Formation of 3-chloro-anisaldehyd from glucose. *FEBS Letters*, 305: 220-224.
- Eagleson, M (transl. and rev.), 1993. Concise encyclopedia chemistry. Walter de Gruyter & CO., Berlin, 1201 pp.
- Ebeling, G., 1931. Recent results of the chemical investigation of the effects of waste waters from cellulose plants on fish. *Wasser* 5(11):192-200.
- ELK, 2007. Recipientkontroll för Arbogaåns vattenförbund. Årssammanställning 2006.
- Engkvist, R., Malm, T. and Tobiasson, S. 2000. Density dependent grazing effects by the Isopod *Idotea baltica* L on *Fucus vesiculosus* L in the Baltic Sea. *Aquat. Ecol.* 34:253-260.
- Ericson, G., Lindesjö, E., Liewenborg, B., Pettersson, I. & Balk, L., 1996. Studier av biologiska effekter i en gradient utanför Sundsvall. Rapport från ITM, Stockholms Universitet, 1996-03-15.
- Ericson, G., Lindesjö, E. & Balk, L., 1998. DNA adducts and histopathological lesions in perch (*Perca fluviatilis*) and northern pike (*Esox lucius*) along a polycyclic aromatic hydrocarbon gradient on the Swedish coastline of the Baltic Sea. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 55: 815-824.
- Eriksson, G., Hägerstedt, L-E., Lundberg, B. & von Post, H., 1981. Sanering av en skogsindustriell recipient – Öresrumsviken, Westerviks pappersbruk. IVL-rapport B632.
- Evander, D. & Linnér, J., 2011. Biologiska undersökningar på abborre, Billerud Karlsborg AB 2010. Hushållningssällskapet Rådgivning Nord AB – Miljö och Ekologi. Rapport 2011-03-22.
- Fragoso, N.M., Hodson, P.V., Kozin, I.S., Parrott, J.L., Hahn, M.E. & Brown, R.S. 1997. Mixed function oxygenase activity of rainbow trout in relation to exposure, accumulation and

- excretion of retene. Paper presented at 3rd Internat. Conf. on Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents, Rotorua. New Zealand, 9-13 Nov. 1997. Preprint No. 3D10.
- 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. & Lindeström, L., 1988. Exponering av regnbåge för avloppsvatten från Fors Kartongbruk AB 1988-05-23.
- Förlin, L., Andersson, T., Balk, L & Larsson, Å., 1991. Biochemical and physiological effects of pulp mill effluents on fish. In: Environmental fate and effects of bleached pulp mill effluents. Swedish Environmental Protection Agency, Report 4031: 235-243.
- Förlin, L., Larsson, Å., Hanson, N., Parkkonen, J., Nyberg, E., Faxneld, S., Bignert, A., Ek Henning, H., Bryhn, A., Gårdmark, A. & Olsson, J., 2014. Fokus Kvädöfjärden: Varför mår kustfisken dåligt? HAVET 2013/2014: 26-30.
- Granmo, Å., Ekelund, R., Dave, G., Fischer, S. & Viktor T. 1983. Toxicitetstestning av industriavloppsvatten med fisk, kräftdjur och mollusker. Statens naturvårdsverk PM 1733.
- Grahn, O., 2003a. Miljökonsekvenser av utsläpp till vatten från Billerud Karlsborg. ÅF-Miljöforskargruppen rapport F03/11:2
- Grahn, O., 2003b. Miljösituationen i Skoghalls bruks recipientområde – Kattfjorden – vattenkvalitet, sediment och bottenfauna. ÅF-Miljöforskargruppen rapport F03/17.
- Grahn, O., 2003c. Utvärdering av recipientförhållandena vid Skoghalls Bruk 2002. Sammanfattande rapport över undersökningar av vattenkvalitet, sediment, bottenfauna samt fiskfaunans sammansättning och hälsotillstånd. ÅF-Miljöforskargruppen rapport F03/20.
- Grahn, O., 2004. Karakterisering av avloppsvatten och recipientstudier vid Södra Cell Tofte hösten 2003. ÅF-MFG rapport F04/06.
- Grahn, O., 2007. Stora Enso Hylte AB – Undersökning av avloppsvattnets toxicitet samt reproduktion hos fisk i recipienten Nissan. NordMiljö rapport NM07/15.
- Grahn, O., 2013. Kvicksilverhalten i fisk i recipienten till Stora Enso Skutskär åren 1999-2013. NordMiljö rapport, 7 sid.
- Grahn, O., 2013. Kemisk och biologisk karakterisering av avloppsvatten från Domsjö Fabriker före och efter stängning av det luftade aktivslamsteget i den biologiska reningsanläggningen. Rapport från Nordmiljö 2013-02-21.
- Grahn, O. & Landner, L. 1998. Miljöpåverkan av biologiskt renade avloppsvatten från sulfatfabriker. Litteraturstudie. Rapport från MiljöForskarGruppen.
- Grahn, O. & Sangfors, O., 1998. Miljöförhållanden i recipienten till Iggesund bruk. MFG-rapport F98/057:5.
- Grahn, O. & Grotell, C., 2002. Abborrens fysiologiska status och reproduktionsförmåga i recipienten för Iggesund Paperboard 2001. ÅF Rapport F02/002.
- Grahn, O. & Sandström, O., 2003. Miljöpåverkan av skogsindustriella utsläpp. En uppdaterad sammanfattning av experimentella studier och fältstudier på fisk samt en genomgång av strategi och metodik för att studera kvarstående effekter. Rapport för SSVL.
- Grahn, O. & Sangfors, O., 2005a. Fysiologisk och biokemisk undersökning av abborre i recipienten till Billerud Karlsborg AB. 2005-03-01. NordMiljö AB.

- Grahn, O. & Sangfors, O., 2005b. Uppföljande undersökning av leverfunktionen hos fisk i recipienten till M-real Husum år 2004. NordMiljö rapport NM05/13.
- Grahn, O. & Sangfors, O., 2005c. Fysiologisk och biokemisk undersökning av abborre i recipienten till Kappa Kraftliner AB 2004. NordMiljö rapport NM05/11.
- Grahn, O. & Sangfors, O., 2005d. Recipientförhållanden vid Smurfit Munksjö Aspa Bruk AB. Avloppsvattnets toxicitet, kemiska och biologiska förhållanden samt reproduktionsstudier av abborre i Vättern. NordMiljö rapport NM05/24:2.
- Grahn, O. & Sandström, O., 2006. Samordnad kustvattenkontroll i Kalmar län. Granskning, sammanfattning och utvärdering av undersökningar samt förslag till revidering speciellt med hänsyn till behovet av kontroll av utsläppen från Mönsterås Bruk. NordMiljö och SKUTAB.
- Grahn, O. & Sangfors, O., 2006a. Miljöeffekter av utsläpp till vatten från Vallviks Bruk AB. Prövotidsredovisning, NordMiljö rapport.
- Grahn, O. & Sangfors, O., 2006b. Uppföljande undersökning av leverfunktionen hos fisk i recipienten till M-real Husum år 2005. NordMiljö rapport NM 06/13.
- Grahn, O. & Sandström, O., 2007. Synpunkter och kommentarer angående de miljömässiga motiven att införa biologisk rening på avloppsvattnet från Vallviks Bruk. Stencil Arvika/Forsmark 5 maj 2007.
- Grahn, O. & Sangfors, O., 2008a. Uppföljande undersökning av reproduktionen hos abborre i recipienten till Aspa Bruk. NordMiljö rapport 26 maj 2008.
- Grahn, O. & Sangfors, O., 2008b. 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 2008-03-20.
- Grahn, O. & Sandström, O., 2011. Miljökonsekvensbeskrivning av utsläpp till vatten i samband med utbyggnad av Domsjö fabriker. NordMiljö rapport 2011-08-19.
- Grahn, O., Landner, L., Notini, M., Calmerbjörk, M. & Grotell, C. 1994. Effekter i modellekosystem exponerade för totala fabriksavloppsvatten från två fabriker med produktion av ECF-respektive TCF-sulfatmassa. Sammanfattning av försök utförda 1993 samt tillbakablick på några tidigare utförda försök. Rapport från MiljöForskarGruppen.
- Grahn, O., Sangfors, O. & Lindeström, L., 1995. Miljöförhållanden i Väringen, recipient till AssiDomän Carton AB, samt bedömning av effekter vid förändrade produktionsförhållanden. Rapport från MiljöForskarGruppen F94/047:4.
- Grahn, O., Landner, L., Förlin, L., Larsson, Å., Lindesjö, E. & Sandström, O., 2000. Effekter på fisk av obehandlade och biologiskt behandlade avloppsvatten från sulfatmasafabriker. SSVL Miljö 2000, rapport nr 5.
- Grahn O., Karlsson, M. & Lidén A., 2003. Miljökonsekvenser av utsläpp till vatten. ÅF-Miljöforskargruppen rapport S113303 för Kappa Kraftliner, Piteå, 25 sid.
- Grahn, O., Sandström, O. & Sangfors, O., 2005. Miljökonsekvenser av utsläpp till Sundsvallsbukten. Kritisk granskning, sammanfattning och utvärdering av undersökningar 1990-2003. Rapport till Sundsvallsbuktens vattenvårdsförening, 2005.
- Grahn, O., Sandström, O., Härdig, J., Notini, M. & Sangfors, O., 2006a. Undersökningar av fastsittande vegetation samt fortplantning hos fisk i recipienten till Korsnäsverken Gävle 2005. SKUTAB/NordMiljö rapport 2006.

- Grahn, O., Sandström, O., Härdig, J., Notini, M. & Sangfors, O., 2006b. Undersökning av fastsittande vegetation samt hälsotillstånd och fortplantning hos fisk i recipienten till Skutskärs Bruk 2005. SKUTAB/NordMiljö rapport 2006-06-30.
- Grahn, O., Sandström O., Härdig J., Notini M. & Sangfors, O., 2006c. Undersökningar av strandzonens växt- och djursamhällen samt tillväxt och fortplantning hos fisk i recipienten till Norrsundets Bruk 2005. Rapport från NordMiljö & Skutab.
- Granberg, M.E., Gunnarsson, J.S., Hedman, J.E., Rosenberg, R. & Jonsson P., 2008. Bioturbation-driven release of organic contaminants from Baltic Sea sediments mediated by the invading polychaete *Marenzelleria neglecta*. *Environ. Sci. Technol.* 42:1058–1065.
- Gribble, G.W., 1992. Naturally occurring organohalogen products. *J. Natural Products*, 55: 1353-1395.
- Gribble, G.W., 1996. Naturally occurring organohalogen compounds – a comprehensive review. *Progr. Org. Natural Prod.*, 68: 1-423.
- Grimvall, A., Laniewski, K., Borén, H., Jonsson, S. and Kaugare, S., 1994. Organohalogens of natural or unknown origin in surface water and precipitation. *Toxicol. Environ. Chem.*, 46: 183-196.
- Grotell, C., 1995a. Fysiologisk undersökning på regnbåge exponerad för utgående avloppsvatten från Frövifors Bruk. MFG-rapport 95/009.
- Grotell, C., 1995b. Undersökning av abborre uppströms och nedströms AssiDomän FRÖVI. MFG-rapport 95/037.
- Grotell, C., 1998a. Tånglakeundersökning i recipienten till Vallviks Bruk 1997. MFG-rapport F98/010.
- Grotell, C., 1998b. Fysiologisk studie på abborre i recipienten för Stora Skoghäll år 1997. MFG-rapport F98/012:2.
- Grotell, C., 1996. Fysiologisk undersökning på abborre i Gävlebukten. MFG-rapport F96/002.
- Grotell, C., 1997. Gonadutvecklingen hos abborre i recipienten till Norrsundets Bruk 1996. MFG-rapport F97/014.
- Grotell, C., 2000. Abborre i recipienten till Aspa Bruk. Hälsotillstånd och utveckling av könsorgan hösten 1999. ÅF-MFG-rapport F00/025.
- Grotell, C. 2003a. Könsmognad och kondition hos abborre vid Smurfit Munksjö Aspa Bruk AB hösten 2002. ÅF-MFG-rapport F03/032.
- Grotell, C., 2003b. Abborrens fysiologiska status vid Billerud Karlsborg hösten 2002. ÅF-MFG Rapport F03/13.
- Grotell, C., 2003c. Studie av abborre i Kattfjorden, recipient till Stora Enso AB Skoghalls Bruk 2002.
- Grotell, C., 2003d. Kompletterande fiskfysiologisk studie på abborre i recipienten till Stora Enso AB Skoghalls Bruk 2003.
- Grotell, C., 2004a. Fysiologisk studie på abborre 2003 vid M-real Sverige Husumfabriken. ÅF-MFG Rapport F04/03.
- Grotell, C., 2004b. Undersökning på abborre i recipienten till Rottneros Bruk hösten 2003. ÅF-MFG Rapport F04/04.
- Grotell, C., 2010. Recipientutvärdering av förhållandena i Gårdsfjärden, recipient till Iggesund Bruk. ÅF-Infrastructure rapport 2010-01-12.

- Grotell, C. 2010. Uppdatering av utredningar beträffande recipienten till Korsnäs AB, Korsnäsverken. Rapport från ÅF-Engineering AB
- Grotell, C. & Grahn, O., 2000. Könsorganens utveckling hos abborre i Kattfjorden vid Skoghalls Bruk 1999. MFG-Rapport F00/009.
- Grotell, C. & Härdig, J., 2000. Fysiologisk studie på abborre i norra Bottenviken hösten 1999. MFG-rapport F00/011.
- Grotell, C. & Lehtinen, K.-J., 1996. Fysiologisk undersökning på tånglake i Gävlebukten. Miljöforskargruppen rapport F96/027.
- Grotell, C. & Sangfors, O., 1997. Undersökning av abborre inom Dalslands kanal år 1996 Miljöforskargruppen Fryksta. Rapport F97/18.
- Grotell, C. & Karlsson, M., 2007. Miljöförhållanden i recipienten till Bäckhammars Bruk samt kemisk-biologisk karakterisering av avloppsvatten. ÅF-Process rapport 2007-03-16. 60 sid.
- Grotell, C. & Tana J., 2008. Fiskundersökningar i Väringen 2006–2007, recipient till Korsnäs Frövi AB. ÅF Consult AB.
- Grotell, C. & Tana, J., 2012. Fiskfysiologisk undersökning 2011-2012 samt sedimentundersökning 2011 i Väringen, recipient till BillerudKorsnäs Frövi. ÅF Infrastructure AB, Rapport 2012-12-20.
- Grunwald, C., 1980. Steroids. In Bell, E.A. & Charlwood, B.V. (eds.), Secondary plant products. Vol. 8 of Encyclopedia of plant physiology (Pirson, A. & Zimmerman, M.H., eds.), Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, pp 221-256.
- Gustafsson, B. et al., 2013. Nya beting för Baltic Sea Action Plan. Baltic Nest Institute, Presentation på Havsmiljöseminariet 2013.
- 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.
- Hagman, N., 1936. Resin acids and fish mortality. Finnish paper timber journal 18(1):32-41.
- Hanson, A., 1969. Åtgärder på industrisidan i Sverige. Nordisk Hygienisk Tidskrift 2:186-189.
- Hanson, N., Larsson, Å., Parkkonen, J., Nyberg, E., Faxneld, S., Bignert, A., Ek Henning, H., Bryhn, A., Olsson, J., Förlin, L. 2015. Environmental changes in the Baltic Sea affects fish health. Poster presentation at SETAC North America 36th Annual Meeting, 1-5 November 2015, Salt Lake City, Utah, USA.
- Hanson, N., Larsson, Å., Parkkonen, J., Förlin, L., Faxneld, S., Nyberg, E., Bignert, A., Ek Henning, H., Olsson, J., Bryhn, A., Ericson, Y. 2016. Förändrad föda ger ökat upptag av miljögifter. HAVET 2015/2016: 86-89..
- Hansson, S., 1986. Kustprovfiske med nät i Kalixälvens mynningsområde 1985. Inf. Sötvattens lab. Drottningholm 9.
- Hansson, P., 1999. Metaller i ytsediment-Yttre Fjärden, Gävle – juni 1999. Rapport Hillevik Marina fältstation.
- Hansson, P., 2007. Bottenfaunan i Yttre fjärden – oktober 2007. Kustfilm Nord AB rapport för Sjöfartsverket, 12 sid.

- Hansson, P., 2009. Mätkampanj 2009. Gävlebukten. Länsstyrelsen Gävleborg
- Hansson, P. & Wijnbladh, 1998. Bottenfaunan i Yttre fjärden – oktober 1998. Hillevik Marina Fältstation.
- Hansson, T., Hansen, W., Tjärnlund, U., Balk, L. & Bengtsson, B-E., 2014. Biomarker investigations in adult female perch (*Perca fluviatilis*) from industrialised areas in the Northern Sweden in 2003. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 66: 237-247.
- Hasselborg, T., 1994. Resultatredovisning populationsprovfiske Karlsborg 1994. Rapport. Fiskeriverkets Utredningskontor i Luleå.
- Hasselborg, T., Perä, I., Kilpala, M. & Sandström, O., 2000. Undersökning av könsmognad hos abborre i recipienten för AssiDomän Karlsborg AB, Kalix. Fiskeriverkets Utredningskontor i Luleå.
- Hatfield., 2007. Crofton environmental effects monitoring (EEM) cycle four interpretive report. Hatfield Consultants, Vancouver, Canada, March 2007.
- Helander, B., 2013. Rapportering från undersökning av DDT-PCB-HCB-HCH och PBDE i ägg från havsörn 2012. NRM-rapport nr 7:2013.
- Hewitt, L.M., Carey, J.H., Dixon, D.G. & Munkittrick, K.R., 1996. Examination of bleached kraft mill effluent fractions for potential inducers of mixed function oxygenase activity in rainbow trout. In Servos, M.R., Munkittrick, K.R., Carey, J.H. & Van Der Kraak, G.J. (eds.), *Environmental fate and effects of pulp and paper mill effluent*. St. Lucie Press, Delray Beach, Florida, pp 79-94.
- Hultsfreds kommun, 2011. Projekt Svartsjöarna - Projekt- och erfarenhetsrapport, 2011:1.
- Hushållningssällskapet, 2013. Östrand.
- Hylander, B.N., Ericsson, T., Frostell, B., Karlsson, M., Malmaeus, M. & Sivard, Å., 2007. Kostnadsnyttoanalys av begränsning av utsläpp av gödande ämnen till Kattegatt. ÅF-Process rapport för Södra Cell Värö, 27 sid.
- Håkanson, L., 1999. Water pollution - methods and criteria to rank, model and remediate chemical threats to aquatic ecosystems. Backhuys Publishers, Leiden, 299 p.
- Håkanson, L., 2008. Factors and Criteria to Quantify Coastal Area Sensitivity/Vulnerability to Eutrophication: Presentation of a Sensitivity Index Based on Morphometrical Parameters. *International Review of Hydrobiology* 93:372-388.
- Håkanson, L. & Jansson, M., 1983. Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag, Berlin, 316 p.
- Håkanson, L., Jonsson, B., Jonsson, P. & Martinsen, K., 1988. Distribution of chlorinated organic substances from pulp mills. *Wat. Sci. Tech.* 20:13-24.
- Håkanson, L., A. Gyllenhammar & Karlsson, M., 2002. Östersjön – hur läget är, hur det borde vara och hur man kommer dit! Uppsala universitet, Institutionen för geovetenskaper, LUVA 02-01, 110 sid.
- Härdig, J., 1994. Provtagning av galla samt okulärbesiktning av abborre i recipienten till MODO:s Bruk, Örnsköldsvik 1994-08-18. Rapport från SVA, Uppsala.
- Härdig, J. & Ottosson, K., 2004. Rapport från fiskundersökning i Sundsvallsbukten 2003. Rapport från SVA i samarbete med Hushållningssällskapet Västernorrland. SVA 2004/212.

- Härdig, J., Andresson, T., Bengtsson, B.-E., Förlin, L. & Larsson, Å., 1988. Long-term effects bleached kraft mill effluents on red och white blood cell status, ion balance, and vertebral structure in fish. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 15: 96-106.
- Häubner, N., 2014. Fiberbankar i Norrland (FIN). Projektplan 2014-06-18, 10 sid.
- Höglund, C., Norrman, J. & Viktor, T., 1984. Undersökning av biologiska effekter av totalt fabriksavlopp från Domsjö fabriker, efter anaerob behandling samt förlängd delignifiering. IVL-uppdragsrapport R57/84.
- IPCC, 2013. Working group 1 contribution to the IPCC fifth assessment report. Climate change 2103: The physical science basis. - IPCC Secretariat, Genève, 2216 p.
- Jackson, G.A. & Morgan, J.J., 1978. Trace metal-chelator interactions and phytoplankton growth in seawater media: Theoretical analysis and comparison with reported observations. *Limnol. Oceanogr.*, 23:268-282.
- Jerkeman, P. & Norrström, H., 2016. Skogsindustrins miljöhistoria. Skogsindustriernas Industrihistoriska Utskott, manuskript.
- Johnson, T., 2006. Fiskbiologiska undersökningar i nedre Ångermanälven år 2005. Pelagia Miljökonsult AB. Rapport till Utansjö Bruk AB 2006-08-12.
- Jones, P.D., 2006. Water qualities and fisheries in the Mersey estuary, England: A historical perspective. *Mar. Pollut. Bull.* 53: 144-154.
- Jonsson, P., 1992. Large-scale changes of contaminants in Baltic Sea sediments during the twentieth century. PhD-thesis at Uppsala University. ISBN 91-554-2997-1.
- Jonsson, P., 2002. Bottenundersökningar i Gårdsfjärden 2002. JP Sedimentkonsult rapport.
- Jonsson, P., 2011. Bottenkartering av sex fjärdar längs Gävleborgskusten. Rapport JP Sedimentkonsult, 16 sid.
- Jonsson, P., 2015. Miljögifter i sediment i Stockholms skärgård och i östra Mälaren 2013. Länsstyrelsen i Stockholms län rapport 2015:3.
- Jonsson, P., Jonsson, B., Håkanson, L., & Martinsen, K., 1986. Spridning av klorerat organiskt material från skogsindustrier. Naturvårdsverket rapport 3228.
- Jonsson, P., Carman, R. & Wulff, F., 1990. Laminated sediments in the Baltic - A tool for evaluating nutrient mass balances. *Ambio* 19:152-158.
- Jonsson, P., Carman, R. & Wulff, F., 1990. Laminated sediments in the Baltic - A tool for evaluating nutrient mass balances. *Ambio* 19:152-158.
- Jonsson P., Rappe C., Kjeller L.-O., Kierkegaard A., Håkanson L. & Jonsson B., 1993. Pulp-mill related polychlorinated organic compounds in Baltic Sea sediments. *Ambio* 22, 37-43.
- Jonsson, P., Eckhäll, J. & Larsson, P., 2000. PCB and DDT in laminated sediments from offshore and archipelago areas of the NW Baltic Sea. *Ambio* 29:268-276.
- Jonsson, P., Persson, J. & Holmberg, P., 2003. Skärgårdens botten. Naturvårdsverket rapport 5212.
- Jonsson, P., Jonsson, B., Håkanson, L., & Martinsen, K., 1986. Spridning av klorerat organiskt material från skogsindustrier. Naturvårdsverket rapport 3228.
- Josefsson, S., Leonardsson, K., Gunnarsson, J.S. & Wiberg, K., 2010. Bioturbation-Driven Release of Buried PCBs and PBDEs from Different Depths in Contaminated Sediments. *Environ. Sci. Technol.* 44:7456-7464.

- Kaplin, C., Holmbom, B. and Huhtiniemi. 1997. Removal and degradation of wood resin components in an activated sludge treatment plant. Paper presented at 3rd Internat. Conf. on Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents, Rotorua, New Zealand, 9-13 Nov. 1997. Preprint No. 1D11.
- Karlsson, M., 2002. Miljökonsekvensbeskrivning av utsläpp av metaller och alkaliska salter till vatten från AssiDomän Cartonboard, Frövi. ÅF-Miljöforskargruppen rapport S118402.
- Karlsson, M., 2002. Fosforbudget för Iggesundrecipienten - simulering av alternativa utsläppsnivåer från Iggesund bruk. ÅF-Miljöforskargruppen rapport S101702, 17 sid.
- Karlsson, M., 2004a. Miljöförhållanden i Yttrefjärden – omsättning av organiskt material och näringsämnen. Underlag till rapport för SCA Munksund.
- Karlsson, M., 2004b. Modellering av recipientens omsättning av näringsämnen, organiskt material och suspenderade ämnen. ÅF-Miljöforskargruppen rapport S104803 för Skutskärs Bruk, 68 sid
- Karlsson, M., 2004c. Miljöförhållanden i Billingsfors Bruks vattenrecipient. ÅF-Miljöforskargruppen rapport S115603, 19 sid.
- Karlsson, M., 2005. Hur ska rening av skogsindustriella utsläpp till vatten optimeras? Svensk Papperstidning nr 4, 2005.
- Karlsson, O.M., 2011. Predicting Ecosystem response from Pollution in Baltic Archipelago areas using Mass-balance Modelling. Doctoral thesis Uppsala University, ISBN 978-91-554-8012-7.
- Karlsson, M. & Paulsson, M., 1999. Korsnäsverkens påverkan på Gävle yttre fjärd - Simulering av alternativa utsläppsscenarioer. Rapport från kursen: Prediktiv limnologi 1999. Uppsala universitet, 23 sid.
- Karlsson, O., M. & Håkanson, L., 2001. Miljökonsekvensanalys av Korsnäsverkens fosforutsläpp till Gävle Yttre Fjärd. Uppsala universitet, Institutionen för geovetenskaper, 37 sid.
- Karlsson, M. & Malmaeus, M., 2006. Spridningsberäkning för utsläpp av fosfor och organiskt material till Bottenhavet från Vallviks Bruk. ÅF-Consult rapport, 21 sid.
- Karlsson, M. & Malmaeus, M., 2008a. Miljöförhållanden i recipienten till Korsnäs Frövi samt miljökonsekvenser av utsläpp till vatten. 31 sid.
- Karlsson, M. & Malmaeus, M., 2008b. Recipientförhållanden utanför svenska kustlokaliserade sulfatmassabruk. Rapport för Vallviks Bruk AB, 6 sid.
- Karlsson, M. & Elving, H., 2009. Kvicksilver i sediment och fisk från Stockholms skärgård. IVL rapport B1890, 17 sid.
- Karlsson, M. & Malmaeus, M., 2012a. Gårdsfjärdens fosforomsättning. IVL-rapport U3700 för Iggesund Paperboard AB, 11 sid.
- Karlsson M. & Malmaeus, M., 2012b. Indications of recovery from PCDD/F-contamination outside Swedish cellulose industries Organohalogen compounds 74: 1229-1232.
- Karlsson, M. & Viktor, T., 2014. Miljöstörande ämnen i fisk från Stockholmsregionen. IVL-rapport B2214.
- Karlsson, M. & Sandström, O., 2014. Miljöstörande ämnen i abborre från Gävle hamn före och efter farledsmuddring. IVL-rapport U5026.
- Karlsson, M., Grotell, C. & Malmaeus, M., 2005. Miljökonsekvenser av utsläpp till vatten. ÅF-Process rapport för Husums Fabrik, 64 sid.

- Karlsson, M., Grotell, C. & Malmaeus, M., 2005b. Prövotidsredovisning Del av U1 Miljöförhållanden i recipienten och miljökonsekvenser av utsläpp till vatten. ÅF-Process rapport för Karlsborgs Bruk, 45 sid
- Karlsson, O.M., Jonsson, P.O., Lindgren, D., Malmaeus, J.M. & Stehn, A., 2010a. Indications of recovery from hypoxia in the inner Stockholm archipelago. *Ambio* 39: 486–495.
- Karlsson, M., Malmaeus, M., Rydin, E., Jonsson, P., 2010b. Bottenundersökningar i Upplands, Stockholms, Södermanlands och Östergötlands skärgårdar 2008-2009. IVL-rapport B1928, 100 sid.
- Karlsson, M., Malmaeus, M., Baresel, C., Sivard, Å., Ericsson, T. & Grahn, O., 2012. Kostnadseffektivitet i åtgärder mot övergödning – Fallstudie Gävle fjärdar, IVL-rapport B2078.
- Karlsson, M., Sjöholm, L. & Viktor, T., 2014. Metaller och stabila organiska ämnen i Oxundaåsystemet. IVL-rapport U4769.
- Karlsson O.M, Malmaeus J.M., Viktor T., Andersson M.G. & Rydin E., 2014. A revised semi-empirical mass balance model for phosphorus in Baltic coastal areas. *Fundamental and Applied Limnology* 185: 209-221.
- Karås, P., Neuman, E. & Sandström, O., 1991. Effects of pulp mill effluent on the population of dynamics of perch, *Perca fluviatilis*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 48: 28-34.
- Kautsky, H., Kautsky, U. & Nellbring, S., 1988. Distribution of flora and fauna in an area receiving pulp mill effluents in the Baltic Sea. *Opehelia* 28 (2) p 139-155.
- LaFleur, L.E., 1996. Sources of Pulping and bleaching derived chemicals in effluents. In Servos, M.R., Munkittrick, K.R., Carey, J.H. & Van Der Kraak, G.J. (eds.), *Environmental fate and effects of pulp and paper mill effluents*. St. Lucie Press, Delray Beach, Florida, pp 21-31.
- Landner L. 1981. Undersökning av den akuta toxiciteten mot fisk av blekeriavlutar framställda i laboratorieskala. IVL-rapport R 57/81
- Landner, L., 1989. Sammanställning och utvärdering av miljötillståndet i Norrsundetrecipienten under senare delen av 1980-talet. MFG-rapport för NBAB Norrsundet.
- Landner, L., 1990. Sundsvallsbukten. Miljöprojekt Sundsvall-Timrå. Delrapport 20.
- Landner, L., 1998. Uppträdande och effekter av de starka komplexbildarna DTPA och EDTA i vattenmiljön. En kritisk litteraturgranskning – november 1998. Miljöforskargruppen (MFG).
- Landner, L., Lindeström, L. & Lindén, O., 1977. Effekter av skogsindustriella avloppsutsläpp i recipienterna - sammanställning av nuvarande kunskap. IVL rapport B368
- Landner L., Neilson A.H., Sörensen, L., Tärnholm A. & Viktor T. 1984 Short-term tests for predicting the potential of xenobiotics to impair reproduction success in fish. *Ecotoxicol. Environ. safe.* 9: 282-293.
- Landner, L., Lehtinen, K-J., Rosemarin, A., Notini, M., Tana, J., Härdig, J. & Grahn, O. 1991. Kemisk karakterisering och testning i modellekosystem av tre blekeriavloppsvatten och två totala fabriksavloppsvatten från produktion av barrvedsmassa. Rapport från MiljöForskarGruppen.
- Landner, L., Grimvall, A., Håkansson, H., Sangfors, O. and Walterson, E., 1995. Chlorine and chlorinated compounds in Sweden. Survey of fluxes to and in the environment, pools in the environment and health and environmental risks. The Swedish National Chemicals Inspectorate, KemI Report No. 5/95. 313 pp.

- Larsson, Å., Haux, C. & Sjöbeck, M-L. 1985. Fish physiology and metal pollution: Results and experiences from laboratory and field studies. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 9: 250-281.
- Larsson, Å., Förlin, L., Grahn, O., Landner, L., Lindesjö, E. & Sandström, O. 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.
- Larsson, Å., Förlin, L., Lindesjö, E. & Sandström, O., 2003. Monitoring of individual organism responses in fish populations exposed to pulp mill effluents. In: *Environmental Impacts of Pulp and Paper Waste Streams. Proceedings of the 3rd International Conference of Environmental Fate and Effects of Bleached Pulp Mill Effluents.*, Nov 9-13, 1997, Rotorua, New Zealand. SETAC Press, 2003. pp 216-226.
- Larsson, Å., Förlin, L., Hanson, N. & Parkkonen, J. 2014. Kustfisk – hälsa. HAVET 2013/2104: 82-83.
- Leach, J. M. & Thakore A. N., 1973. Identification of constituents of kraft pulping effluent that are toxic to juvenile Coho salmon (*Onchorhynchus kisutch*). *Journal of the fisheries research board of Canada*. 30: 474-484.
- Leach, J. M. & Thakore A. N., 1975. Isolation and identification of constituents toxic to juvenile rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in caustic extraction effluents from kraft pulpmill bleach plants. *Journal of the fisheries research board of Canada*. 32: 1249-1257.
- Leach, J.M. & Thakore, A.N., 1976. Toxic constituents in mechanical pulping effluents. *Tappi* 59(2):129-132.
- Lehtinen, K.-J., Oikari, A., Hemming, J., Mattsson, K. & Tana, J., 1992. Effects on rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) of food contaminated with solid fraction of bleached kraft mill effluents (BKME). In *Environmental fate and effects of bleached pulp mill effluents*, pp. 293-309. Ed. A. Södergren. Swedish Environmental Protection Agency report 4031.
- Lehtinen, K.-J., Tana, J., Mattsson, K., Härdig, J., Karlsson, P., Grotell, C., Hemming, S., Engström, C. & Hemming, J. 1993. Physiological responses and effects on survival, growth and parasite frequency in fish exposed in mesocosms to treated total mill effluents from production of bleached kraft pulp (BKME), thermomechanical pulp and phytosterols. *Finnish Board of Waters and Environment, Series A*. ISBN 951-47-7137-0. 64 pp.
- Lehtinen, K-J., Mattsson, K., Tana, J., Engström, C., Lerche, O. & Hemming, J., 1999. Effects of wood-related sterols on the reproduction, egg survival, and offspring of brown trout (*Salmo trutta lacustris* L.) *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 1999;42(1):40–49.
- Lowell, R.B., Culp, J.M. & Wrona, F.J. 1995. Stimulation of increased short-term growth and development of mayflies by pulp mill effluent. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol 14, No. 9, pp.1529-1541.
- Lidén, A., 2003. Kvantifiering av POC-flöden till, från och inom Breidangen, Oslofjorden. Examensarbete Miljö- och vattenteknikprogrammet, Uppsala universitet.
- Liljeström, S. & Åberg, B. 1966. Studies on the mechanism of chlorate toxicity. *K. Lantbrukshögskolan Annlr.* 32:93-107.
- Lindesjö, E. & Thulin, J., 1992. A skeletal deformity of the northern pike (*Esox lucius*) related to pulp mill effluents. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 49: 166-172.
- Lindeström, L., 1977. Bottenundersökning i kustområdet Husum - Köpmanholmen, maj-juni 1977. Rapport IVL.

- Lindeström, L., 1983. Luftningens betydelse för syreförhållandena i sjön Grycken - Historisk bedömning och rekommendationer. IVL rapport F83/079.
- Lindeström, L., 1988. Utredning om kvicksilver i sjön Grycken - En sammanfattande bedömning. MFG rapport F88/097.
- Lindeström, L., 1994. Komplexbildare i Edeboviken: Fortsatta undersökningar i fält och laboratorium under 1993 och 1994. MFG-rapport F94/19.
- Lindeström, L., 1995. Sedimentkartering i norra Vätern 1994. Förekomst av cellulosa-fibrer och organiskt material. MFG-rapport F94/045.
- Lindeström, 2002. Industripåverkan på Vätterns fiskar. Vätterns vattenvårdsförbund rapport nr 66.
- Lindeström, L. & Kind, T., 1988. DTPA vid Fors Kartongbruk, effekter på reningsanläggning och recipient. Resultat av utredningsarbeten under 1986-1988. MFG & SM Miljöteknik, F8/036:3.
- Lindeström, L. & Sangfors, O., 1992. Metaller i organismer och sediment i skogsindustriella recipienter. SSVL Miljö 93. Rapport nr 29.
- Lindgren, B. & Norin, T. 1969. Hartssets kemi. Hartskompendium utgivet av Svenska Pappers- och Cellulosaingenjörsföreningen, Stockholm.
- Lindvall, B. 1984. The condition of a Fucus-community in a polluted archipelago area on the east coast of Sweden. *Ophelia* 3:147-150.
- 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.
- Ling, W.H. & Jones, P.J.H., 1995. Minireview dietary phytosterols: A review of metabolism, benefits and side effects. *Life sciences* 57(3):195-206.
- Lousa-Alvin, A., Tengdelius Brunell, J., Wästlund, D., 2010. Modellering av vattenomsättningen i recipienten till Norrsundets bruk. Rapport från kursen Prediktiv limnologi, Uppsala universitet.
- Lst., 2003. Länsstyrelsen Västernorrland, arbetsmaterial.
- Lst., 2010. Länsstyrelsen Dalarna
- Lst., 2010. Länsstyrelsen Västernorrland. Sundsvall-Östrand
- Lst., 2012. Miljögifter i Gävleborg, resultat från verifieringar 2009 – 2011. Länsstyrelsen Gävleborg rapport 2012:4.
- Lundberg, B. & von Post, H., 1979. Undersökning av cellulosaindustriella recipienter ur fiberåtervinningssynpunkt. SNV PM 1119.
- Lundgren, K., Rappe, C. & Buser, H-R., 1991. Swedish Environmental Protection Agency technical report 4031.
- MacLatchy, D.L. & Van Der Kraak, G.J., 1995. The phytoestrogen B-sitosterol alters the reproductive endocrine status of goldfish. *Toxicology and applied pharmacology* 134(2):305-
- Magnusson, K., 2008. Fact sheet *Marenzelleria*. Regional Information Offices in the Skagerrak/Kattegat area, the Baltic Sea proper, and the Gulf of Bothnia. http://www.frammandearter.se/5arter/pdf/Marenzelleria_spp.pdf Published 27-11-2008.
- Mahmood, Z. & Hall, E.R., 2008. Quantification of Plant Sterols in Pulp and Paper Mill Effluents. *Water Quality Research Journal of Canada*, Vol 43.
- Malmaeus, M., 2004. Bedömning av ekologiska konsekvenser av fosforutsläpp från AssiDomän Frövi – simulering av alternativa utsläppsnivåer. Inst. för geovetenskaper, Uppsala universitet.

- Malmaeus, M., & Karlsson, M., 2005. Sedimentförhållanden i Dingelsundet. ÅF-rapport för Vindpark Väneren, 26 sid.
- Malmaeus, M., & Karlsson, M., 2007a. Modellering av omsättning av fosfor i Pukaviksbukten. ÅF-Consult AB rapport för NordMiljö, 13 sid.
- Malmaeus M., & Karlsson, M., 2007b. Sedimentundersökning i Väringen år 2005 – kompletterad med analyser av extraktivämnena 2007. Rapport för Korsnäs Frövi, 25 sid.
- Malmaeus, M., Karlsson, M., 2007c. Spridning av avloppsvatten från Skoghalls Bruk. ÅF rapport för Nordmiljö, 23 sid.
- Malmaeus, M. & Norrström, H., 2007. Resultat från mätningar av dioxinförekomst inom svenska massa- och pappersbruk. ÅF-rapport 2007-01-22.
- Malmaeus, M. & Karlsson, M., 2008. Utvärdering av resultat från dioxinstudier vid svensk massa- och pappersindustri. IVL rapport för Skogsindustrierna 2008-06-11.
- Malmaeus, J.M. & O.M., Karlsson, 2010a. Estimating costs and potentials of different methods to reduce the Swedish phosphorus load from agriculture to surface water. *Science of the Total Environment* 408: 473-479.
- Malmaeus, M., & Karlsson, M., 2010b. Belysning av BSAP ur ett skogsindustriellt perspektiv. IVL Svenska Miljöinstitutet, stencil, 19 sid.
- Malmaeus, M. & Karlsson, M., 2012. Sedimentundersökning i Väringen 2011 med analyser av antrakinon, komplexbildare och metaller. IVL-rapport 2012-11-19.
- Malmaeus, M., Hylander, B.N., Karlsson, M. & Sivard, Å., 2008. Kostnader för olika åtgärder för att minska tillförseln av fosfor till Egentliga Östersjön. ÅF-Process rapport för Södra Cell Mörrum, 44 sid.
- Malmaeus, M., Simon, O., Almemark, M., Sivard, Å., Karlsson, M. & Ericsson, T., 2010. Effekter av ytterligare reningssteg vid skogsindustrier. IVL-rapport B1953.
- Malmaeus, M., Karlsson, M. & Rahmberg, M., 2012a. Bottensedimentens roll för dioxinsituationen i industrirecipienter. IVL-rapport B2053.
- Malmaeus, M., Almemark, M., Sivard, Å. & Ericsson, T., 2012b. Anaerob vattenrening vid massaindustrier – en helhetsbedömning ur miljösynpunkt. IVL-rapport B2079.
- Marsheck, W.J., Kraychy, S. & Muir, R.D., 1972. Microbial degradation of sterols. *Applied microbiology* 23:72-77.
- Martel, P.H., Kovacs, T.G. & Voss, R.H., 1996. Effluents from Canadian pulp and paper mills: A recent investigation of their potential to induce mixed function oxygenase activity in fish. In: Servos, M.R., Munkittrick, K.R., Carey, J.H. & Van Der Kraak., G.J. (Eds.) *Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents*. St. Lucie Press, Delray Beach FL. Pp. 401-412.
- Mattsoff, L. & Oikari, A., 1987. Acute hyperbilirubinaemia in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) caused by resin acids. *Comparative biochemistry and physiology* 88C(2):261-268.
- McLeay, D.J. & Brown, D.A., 1979. Stress and chronic effects of untreated and treated bleached kraft pulpmill effluent on the biochemistry and stamina of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *J. Fish. Res. Board Can.* 36:1049-1059.
- Mee, L., 2006. Reviving dead zones. *Sci. Am.* 295, 78-85.

- 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), http://www.icpmapping.org/Mapping_Manual
- Mellanen, P., Petänen, T., Lehtimäki, J., Mäkelä, S., Bylund, G., Holmbom, B. & Mannila, E., Oikari, A. & Santti, R. 1996. Wood-derived estrogens: Studies in vitro with breast cancer cell lines and in vivo in trout. *Toxicology and applied pharmacology* 136(2):381-388.
- Mikaelsson H., 2002. LCA-studie av utbyggd reningsanläggning, Iggesunds Bruk. ÅF-IPK rapport S124802.
- Mikkelsen, P. & Paasivirta, J. 1997. Chemical characterization of total wastewaters from pine pulp mill process with TCF or ECF bleaching. Paper presented at 3rd Internat. Conf. on Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents, Rotorua, New Zealand, 9-13 Nov. 1997. Preprint No. 1D5.
- Monfelt, C., K-J. Lehtinen & Grahn, O., 1990. Fiskfysiologiska undersökningar i Kattfjorden och norra Värmlandssjön 1989. MFG-rapport F9/038.
- Munkittrick, K.R., Van Der Kraak, G.J., McMaster, M.E. & Portt, C.B. 1992. Response of hepatic MFO activity and plasma sex steroids to secondary treatment of bleached kraft pulp mill effluent and mill shutdown. *Env. Tox. Chem.* 11:1427-1439.
- Munkittrick, K.R., Van Der Kraak, G.J., McMaster, M.E., Portt, C.B. van den Heuvel, M.R. & Servos, M.R., 1994. Survey of receiving-water environmental impacts associated with discharges from pulp mills. 2. Gonad size, liver size, hepatic EROD activity and plasma sex steroid levels in white sucker. *Environmental toxicology and chemistry* 13(7):1089-1101.
- Munkittrick, K.R., Servos, M.R., Carey, J.H. & Van Der Kraak, G.J. 1997. Environmental impacts of pulp and paper wastewater: evidence for a reduction in environmental effects at North American pulp mills since 1992. *Wat. Sci. Tech.* 35(2-2):329-338.
- Munthe, J., Bodaly, R.A.D., et al., 2007. Recovery of Mercury-Contaminated Fisheries. *Ambio* 64:33-34.
- Mörck R., Dahlman, O. & Strömberg, L., 1992. Kemisk sammansättning hos sulfat- och sulfittmassaindustrins utsläpp till vattenrecipienter. STFI rapport i: Nordiska Ministerrådet, 1993. Den nordiska skogsindustrins miljöfrågor del 2. Nordiska Ministerrådet rapport 1993:599.
- Naturvårdsverket. 2006. Undersökningstyp: Hälsotillstånd hos kustfisk – biologiska effekter på subcellulär och cellulär nivå. 2006-02-10. 23 sid.
- Naturvårdsverket. 2007. Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon. Bilaga B till handbok 2007:4.
- Naturvårdsverket, 2012. Steg på vägen. Fördjupad utvärdering av miljömålen 2012. Naturvårdsverket Rapport 6500. 541 sid.
- Naturvårdsverket, 2013. Orsaker till dioxinproblemet i Östersjöregionen och förslag till åtgärder. Sammanfattning av resultat från forskningsprogrammet BalticPOPs. Naturvårdsverket Rapport 5912. nedanstående
- Neilson A., H., Allard A-S. Landner L., Sörensen L., Reiland S. & Viktor, T., 1984. Formation of tri and tetrachloroveratrol from bacterial methylation of guaiacols and their toxicity and bioconcentration potential. *Can. Jour Fish Aquat.Sci* pp 1502-1512.
- Neilson A., H., Malmberg M., Viktor T. & Wallin U. 1990. Subletal toxicitet mot *Cerodaphnia dubia* och *Brachydanio rerio* för avloppsvatten från tretekniknivåstudien. SSVL projekt miljö 90, rapport 93.

- Neilson A., H., Malmberg M. & Viktor T. 1991. Subletal toxicitet mot *Cerodaphnia dubia* och *Brachydanio rerio* hos avloppsvatten inom fyratekniknivåstudien. SSVL projekt miljö 90.
- Neuman, E., 1987. Inverkan av avloppsvatten från skogsindustrier på fiskesamhällen – en utvärdering av svenska undersökningar. Naturvårdsverket Rapport 3325. 78 s.
- Neuman, E. & Karås, P., 1988a. Effects of pulp mill effluent on a Baltic coastal fish community. *Water Science and Technology* 20: 95-106.
- Neuman, E. & Karås, P., 1988b. Fiskbestånd. I: Fiskeribiologiska Undersökningar. Gävlebukten 1988. Miljöforskargruppen 1989-05-22. Stencil.
- Nilsson, S., 2005a. Fiskeribiologiska undersökningar avseende hälsotillstånd och fortplantningsförmåga hos abborre i recipienten för Billerud Karlsborg AB, Kalix, 2004. Fiskeriverket, Utredningskontoret i Luleå. 2005-03-04.
- Nilsson, S., 2005b. Fiskeribiologiska undersökningar avseende hälsotillstånd och fortplantningsförmåga hos abborre i recipienten för Kappa Kraftliner AB, Piteå, 2004. Fiskeriverket, Utredningskontoret i Luleå. Rapport 2005-03-22.
- Norborg, A-C., 2009. Metaller och organiska miljögifter i Vänersediment 2008/2009. Väners vattenvårdsförbund rapport nr 52. NV, 1999., Sanering av Järnsjön i Emån. Naturvårdsverket rapport 4991.
- Nordlöf, U., Helander, B., Zebühr, Y., Bignert, A. & Asplund, L., 2012. Polychlorinated dibenzo-p-dioxin, polychlorinated dibenzofurans and non-ortho-PCBs in eggs of white-tailed sea eagles collected along the Swedish coast in the Baltic Sea. *Science of the Total Environment* 438:166-173.
- Norkko, J. et al., 2011. A welcome can of worms? Hypoxia mitigation by an invasive species. *Global Change Biology* doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02513.x
- Norrström, H. & Karlsson, M., 2015. Miljösituationen i skogsindustrirecipienter – Bakgrundsrapport produktions- och miljöteknisk utveckling. IVL-rapport C123.
- Notini, M. 1987. Undersökningar av algförekomsten i vattenrecipienten utanför Värö Bruk. Rapport från MiljöForskarGruppen F7/059.
- Notini, M. 1989. Algförekomsten i vattenrecipienten utanför Värö Bruk. Rapport från MiljöForskarGruppen F9/081.
- Notini, M., 1991. Sammanfattning av studier av växtsamhällen på grunda bottenar i recipienten vid Mönsterås Bruk. Rapport F91/013 MiljöForskarGruppen (MFG).
- Notini, M., 1992a. Effekter av avloppsvatten från Värö Bruk på fastsittande alger. Rapport från MiljöForskarGruppen F92/017.
- Notini, M., 1992b. Studier av alg tillväxten på hårbottenar i Hanöbukten 1990 och 1992. Rapport från MiljöForskarGruppen, F92/077.
- Notini, M., 1999. Kustinventering av vegetationen i Norrsundets recipient i september 1998. Rapport från MiljöForskarGruppen juni 1999.
- Notini, M. & Rosemarin, A., 1992. Kustinventering av vegetationen i Norrsundets recipient. MFG Rapport F92/076.
- Notini, M., Grahn, O. & Sangfors., 1987. Studier av blåstångens förekomst och utbredning längs delar av Hälsingekusten, juni 1987. MFG-rapport F7/064.
- NV, 1999a. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav. Naturvårdsverket rapport 4914.

- NV, 1999b. Sanering avjärnsjön i Emån. Naturvårdsverket rapport 4991.
- Nyberg, E. et al., 2012. Miljögifter i biota. I: Havet, 2012. Havsmiljöinstitutet.
- O'Connor, B., Kovacs, T. & Voss, R. 1997. The influence of Pulp and Paper Mill Effluent Biosolids on Ceriodaphnia reproduction. Paper presented at 3rd Internat. Conf. on Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents, Rotorua, New Zealand, 9-13 Nov. 1997. Preprint No. 3P4.
- Olsson, M., Asplund L., Bignert A., de Wit C., Eriksson U. & Haglund P., 2005. Dioxiner i kustlevande fisk från södra Bottenhavet en studie av presumtiva föroreningskällor. Rapport till Naturvårdsverket.
- Ottosson, K. & Härdig, J., 1999. Biologiska undersökningar av fisk i Sundsvallsbukten 1998. Rapport 1999-03-31.
- Pait, A. S. & Nelson, J.O., 2002. Endocrine Disruption in Fish. An Assessment of Recent Research and Results. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS CCMA 149.
- Palm A., Sternbeck, J. et al., 2002. Screening av pentaklorfenol (PCP) i miljön. IVL-rapport B1474.
- Palm Cousins, A., et al., 2007. Kvicksilver och organiska miljögifter i Örserumsviken Del 2: Efter saneringen. IVL-rapport B1705.
- Palmkvist, J. & Pettersson, A., 2008. Bottenfauna i Gävleborgs kustvatten 2008. Medins Biologi AB.
- Parker, C.A. & O'Reilly, J.E., 1991, Oxygen depletion in Long Island Sound: A historical Perspective. Estuaries 14, 248-264.
- Pelagia, 2001. Biologiska undersökningar i recipienten till SCA Packaging Obbola AB år 2001. Provfiske, fysiologiska undersökningar på abborre, vegetations- och påväxtundersökningar Jämförelse mellan undersökningar utförda år 2000 och 2001 Rapport till SCA Packaging Obbola AB 2001-11-30.
- Perä, I., 1994. Fiskeribiologiska undersökningar vid Assi-Karlsborg. Fiskeriverket, Utredningskontoret i Luleå.
- Priha, M.H., 1996. Ecotoxicological impacts of pulp mill effluents in Finland. In: Servos, M.R., Munkittrick, K.R., Carey, J.H. & Van Der Kraak, G.J. (Eds.) Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents. St. Lucie Press, Delray Beach FL. pp. 637-650.
- Pryke, D. C. & Barden, M., T., 2006. Environmental Performance of Maine's Bleached Kraft Pulp and Paper Mills. Technical Paper at Sixth International Conference on Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents, Vitória, Brazil.
- Pryke, D.C., Swanson, S.M., Bouree, G.R., Owens, J.W., & Klopper-Sams, P.J. 1995. Environmental improvements at Grande Prairie and ecosystem response. Pulp and Paper Canada. 96(11): T377-385.
- Regnell, O. & Ewald, G., 1991. Syrgashaltens inverkan på kvicksilvermetylering och kvicksilvrets fördelning mellan sediment och vatten från sjön Grycken - En laboratoriestudie. Rapport från ekologiska institutionen, Lunds universitet.
- Regnell, O., Hammar, T., Helgée, A., & Troedsson, B., 2001. Effects of anoxia and sulfide on concentrations of total and methyl mercury in sediment and water in two Hg-polluted lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58: 506-517.
- Remberger, M. & Svenson, A., 1997. The fate of EDTA and DTPA in aquatic environments receiving waste water from two pulp and paper mills. SSVL Miljö 95/96, rapport nr.18.

- Renberg, I., 1986. Photographic demonstration of the annual nature of a varve type common in N. Swedish lake sediments. *Hydrobiologia* 140:93-95.
- Robinson, R.D., 1994. Evaluation and development of laboratory protocols for predicting the chronic toxicity of pulp mills effluents to fish. Univ. of Guelph, Ph. D. Thesis.
- Rosenberg, R., 1973. Tillfriskning av en tidigare förorenad fjord. *Forskning och Framsteg* 7:24–25.
- 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. & Notini, M., 1993. Utredning om blåstång, *Fucus vesiculosus* (L) i Östersjön och Bottenhavet. SSVL Miljö 93. Rapport nr 40.
- Rosemarin, A., Mattsson, J., Lehtinen, K. J., Notini, M. & Nylén, E., 1986. Effects of pulp mill chlorate on *Fucus vesiculosus*. A summary of projects. *Ophelia Suppl.* 4:219-224R
- Rosemarin, A., Lehtinen, K. J., Notini, M. & Mattsson, J., 1990. Effects of treated and untreated softwood pulp mill effluents on Baltic Sea algae and invertebrates in model ecosystems. *Nordic Pulp & Paper Res. J* 2-1990:83-87.
- Ryding, S-O., Landahl, C-C., Liljeblad, Å. & Viktor, T., 1985. Bedömning av miljökonsekvenser av ökad kloridoxidinblandning vid framställning av blekt sulfatmassa vid Östrands fabriker, Timrå. IVL rapport V85/0026.
- Rönberg, O., Lehto, J. & Haahtela, I., 1985. Recent changes in the occurrence of *Fucus vesiculosus* in the Archipelago Sea, SW Finland. *Ann. Bot. Fennici* 22:231.244.
- Salonsaari, J., 2005. Populations- och täthetsstudier av fisk i recipienten utanför Billerud Karlsborg AB, Kalix. Fiskeriverket rapport 1, Utredningskontoret i Luleå 2005-03-04.
- Sandström, O., 1994. En kartering av fisksamhället i nedre Umeälven 1994. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet. Opubl. rapport. 10 s.
- Sandström, O. 1996. Studie av fiskrekryteringen i Gävle Yttre Fjärd 1995. Opubl. rapport. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet.
- Sandström, O., 2010. Tillväxt, kondition och fortplantningsförmåga hos abborre utanför Iggesunds Bruk 2009. SKUTAB Rapport 2010-05-07.
- Sandström, O., Karås, P. & Neuman, E., 1988. Effects of bleached pulp mill effluents on growth and gonad function in Baltic coastal fish. *Water Science and Technology* 20: 107-118.
- Sandström, O. & Thoresson, G., 1988. Mortality in a perch population in a Baltic pulp mill effluent area. *Marine Pollution Bulletin* 19: 564-567.
- Sandström, O. & Larsson, Å., 1993. Miljöpåverkan av skogsindustriutsläpp. Sammanfattning av resultat från nordiska undersökningar. Nordiska Ministerrådets rapport Den nordiska skogsindustrins miljöfrågor. Vol. 1. Nordiske Seminar- og Arbejdsrapporter 1993: 598. 63 sid.
- Sandström, O. & Abrahamsson, I., 1996. Ägg- embryo- och larvstudie på naturligt deponerad abborrom i Gävle Yttre Fjärd. Opubl. rapport. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet.
- Sandström, O. & Neuman, E., 2003. Long-term development in a Baltic fish community exposed to bleached pulp mill effluent. *Aquatic Ecology* 37: 267-276.
- Sandström, O. & Härdig, J., 2008. Hälsa och fortplantning hos abborre i recipienten till Karlit AB, Karlholms bruk. Skutab, opubl. rapport.

- Sandström, O. & Härdig, J., 2010. Hälsotillstånd och fortplantningsförmåga hos abborre i Örnsköldsviksfjärden 2009. SKUTAB rapport 2010-09-23.
- Sandström, O. & Abrahamsson, I., 2012. Uppföljande undersökning av tillväxt och fortplantning hos abborre i recipienten till Norrsundets Bruk 2011. SKUTAB Rapport 2012-03-01.
- Sandström, O., Agerberg, A., Berglund, A., Förlin, L. & Lindesjö, E., 1997a. Fiskundersökningar vid Iggesunds Bruk 1996. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet. Opubl. rapport.
- Sandström, O., I. Abrahamsson & Härdig, J., 1997b. Undersökning av fisk i Edeboviken 1996. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet. Opubl. rapport.
- Sandström, O., Larsson, Å., Andersson, J., Appelberg, M., Bignert, A., Ek, H., Förlin, L. & Olsson, M., 2005. Three decades of Swedish experience demonstrates the need for integrated long-term monitoring of fish in marine coastal areas. *Water Qual. Res. J. Canada*, 2005, Volume 40, No. 3, 233–250.
- Sandström, O., Grahn, O. & Sangfors, O., 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., Grahn, O., Karlsson, M., Larsson, Å., Malmaeus, M. & Viktor T., 2015. Miljösituationen förr och nu i skogsindustrirecipienter - Bakgrundsrapport. IVL-rapport C115.
- Sandström, O., Abrahamsson, I. & Grahn, O., 2016. Hälsotillstånd och fortplantningsförmåga hos abborre i Örnsköldsviksfjärden 2015. SKUTAB AB och NordMiljö AB. Rapport 2016-02-08.
- Sangfors, O., 1995. Provfiske i Gävlebukten 1995. MFG-rapport F95/57:3.
- Sangfors, O. & Grahn, O., 1994. Miljöförhållanden i Örnsköldsviksfjärden, recipient till Domsjö sulfitfabrik. Rapport från MiljöForskarGruppen F94/049.
- Sangfors, O. & Sandström, O., 2001. Fortplantning hos abborre i Bråviken. ÅF-MFG-rapport F01/026:2.
- Sangfors, O. & Grahn, O., 2008. Undersökning av fiskens hälsotillstånd och reproduktion i recipienten till Stora Enso AB Skoghalls Bruk. NordMiljö-rapport NM08/13.
- SCA, 2009. Fiske av abborre och provtagning av sediment i Skönviken vid SCA Graphic Sundsvall AB, Östrands massafabrik 2003-2008. Reg.nr 05:52.
- SCA, 2011. Redovisning av resultatet över provtagningar i Skönviken 2004-2010. Reg.nr 09-26.
- Servizi J., A. och Gordon R., W., 1972. Detoxification of kraft pulp mill effluent by an aerated lagoon. *International pacific salmon fisheries commission progress report no. 26: 1972*
- Sierra-Alvarez, R. & Lettinga, G., 1990. The methanogenic toxicity of wood resin constituents. *Biological wastes* 33(3):211-226.
- Sillanpää, M., 1996. Complexing agents in waste water effluents of six Finnish pulp and paper mills. *Chemosphere* 33(2): 293-302.
- Sivard, Å., Ericsson, T., Hylander, N., Karlsson, M. & Malmaeus, M., 2010. Cost benefit analysis of measures to reduce industrial effluent discharges. *Water Science and Technology*, 62:1623-1628.
- Sjölin, A., 2012. Undersökning av stabila organiska ämnen och metaller i abborre och gädda 2010-2011. Vänerens vattenvårdsförbund rapport nr 71.
- Skei, J., Larsson, P., Rosenberg, R., Jonsson, P., Olsson, M. & Broman, D., 2001. Eutrophication and contaminants in aquatic ecosystems. *Ambio* 29: 184-194.

- SMHI, 2013. Oxygen Survey in the Baltic Sea 2013- Extent of Anoxia and Hypoxia, 1960-2013. SMHI Oceanography report 49, 2013.
- Snowball, I. & Apler, A., 2015. Till botten med gamla synder. Havsutsikt 2/2015.
- SSVL, 1982. Slutrapport – Miljövänlig tillverkning av blekt kemisk massa.
- SSVL, 1995. Slutrapport från delprojekt 1, Miljöeffektforskning. Rapport nr 79 SSVL Miljö 1993 .
- Svenson, A. & Kaj, L., 1994. Undersökning av förutsättningar för fotokemisk omvandling av Fe(III)-DTPA i Edeboviken, recipient till Hallsta Pappersbruk. IVL-Rapport 1994-06-07.
- Sperens, U., Uppman, M., Larsson, P. & Karlsson, K., 2013. Gästriklands vattenvårdsförening årsrapport 2013. Pelagia Miljökonsult.
- Staffas, L., Pettersson, E., Norrström, H., Ericsson, T., Remberger, M. & Karlsson, M. 2015. Komplexbildare och miljömärkning av pappersprodukter. IVL-rapport B2244.
- Statens Offentliga Utredningar, SOU, 2014. Med miljömålen i fokus – hållbar användning av mark och vatten. Delbetänkande från Miljömålsberedningen. SOU 2014: 50. 412 sid.
- Stehn, A., 2011. Bottenfauna i Brunnsviken 25 maj 2007. Eurofins rapport 909666-1853993-SB740-11.
- Stuthridge, T., Anderson, S. & Tavendale, M., 1997. Biotransformation and fate of terpenoid constituents in pulp and paper mill treatment systems and recipients. Paper presented at 3rd Internat. Conf. on Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents., Rotorua, New Zealand, 9-13 Nov. 1997. Preprint No. 2K1.
- Sundelin, B. & Eriksson, A.-K., 2001. Mobility and bioavailability of trace metals in sulfidic coastal sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 4: 748-756.
- Sundelin, B. & Eriksson Wiklund, A.-K., 2003. Stockholms förorenade bottnar - vad händer om de syresätts? I: Tidlund, A. (red), 2003. Miljötilståndet i egentliga Östersjön rapport 2003. Stockholms Marina Forskningscentrum, 60 sid.
- Sundqvist K.L., Haglund P., Olsson M., Broman D., Bignert A., Cornelissen G. & Wiberg K., 2007. Concentrations and congener patterns of PCDD/Fs in surface sediment, settling particular matter, water and fish from the south Bothnian Sea, Sweden. *Organohalogen Compounds* 69, 247-250.
- Svedäng, H. & Grotell, C., 1998. Hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake vid Vallvik, södra Bottenhavet. Recipientstudie 1997. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet. Opubl. rapport.
- Svidén, John, 2003. Kvicksilvrets miljöhistoria: Användning, utsläpp och åtgärder 1800–2000. ISBN 91-631-3649-X.
- Swedish Environmental Protection Agency, 1993. Bleached Pulp Mill Effluents: Composition, fate and effects in the Baltic Sea. Final report from Environmental Cellulose II (Editor: Anders Södergren), Swedish Environmental Protection Agency, Report 4047. 150 pp.
- Södergren A., (Red.), 1989. Biological effects of Bleached Pulp Mill Effluents. Naturvårdsverket Rapport 3558.
- Thoresson, G., 1996. Metoder för övervakning av kustfiskbestånd. Kustrapport 1996:3.
- Tobiasson, S., 2013. Bottenfauna i: Olsson, P. (red). Sammanfattande rapport av recipientkontrollen i Kalmar läns kustvatten 2012. Toxicon rapport 016-13.
- Toxicon, 2008. Hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake i recipienten till Mönsterås Bruk hösten 2007. Rapport 7/08.

- Toxicon, 2013a. Hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake i recipienten till Södra Cell Mörrum 1998-2012. Toxicon Rapport 020-13.
- Toxicon, 2013b. Hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake i recipienten till Stora Enso Nymölla AB 1998-2012. Toxicon Rapport 021-13.
- Toxicon, 2014a. Hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake i recipienten till Södra Cell Mörrum hösten 2013. Toxicon Rapport 013-14.
- Toxicon, 2014b. Hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake i recipienten till Stora Enso Nymölla AB hösten 2013. Toxicon Rapport 016-14.
- Toxicon, 2015a. Hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake i recipienten till Södra Cell Mörrum hösten 2014. Toxicon Rapport 016-15.
- Toxicon, 2015b. Hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake i recipienten till Stora Enso Nymölla AB hösten 2014. Toxicon Rapport 017-15.
- Toxicon, 2016a. Hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake i recipienten till Södra Cell Mörrum hösten 2015. Toxicon Rapport 016-16.
- Toxicon, 2016b. Hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake i recipienten till Stora Enso Nymölla hösten 2015. Toxicon Rapport 017-16.
- Tröjbom, M. & Lindeström, L., 2006. Grycken-recipient till Grycksbo Pappersbruk Statusbeskrivning 2005. 13 februari 2006, 31 sid.
- Tysklind, M., 2012. Studier om reaktivering av miljögifter från fiberbanks sediment i norra Östersjön (REACT). Ansökan FORMAS 2012-1869-24473-80.
- Vallin, S., 1935. Cellulosafabrikerna och fisket – Experimentella undersökningar. Meddelanden från Statens undersöknings- och försöksanstalt för sötvattenfisket nr: 5. Kungl. Lantbruksstyrelsen.
- van Dam, R. A., Barry, M.J., Ahokas, J. T., Holdway, D.A., 1999. Investigating mechanisms of diethylenetriamine pentaacetic acid toxicity to the cladoceran, *Daphnia carinata*. *Aquatic Toxicology* 46: 191-210.
- Viktor T., 2006 Kemisk och biologisk karakterisering av utgående avloppsvatten från SCA Graphic Sundsvall AB, Östrands massafabrik . IVL-rapport U1950
- Viktor T. 1980 Undersökning av akut toxicitet mot fisk med avloppsvatten från kartongbruket (KM 7), Skoghall, före samt efter kemisk fällning. IVL R 8/80
- Viktor T. & Brorström-Lundén E., 2002a. Flergenerationstest med sebrafisk (*Danio rerio*) exponerade för avloppsvatten från Mönsterås bruk. IVL-rapport A22032.
- Viktor T. & Brorström-Lundén E., 2002b. Flergenerationstest med sebrafisk (*Danio rerio*) exponerade för två olika avloppsvatten från Iggesunds bruk. IVL-rapport A22109.
- Viktor, T. & Brorström-Lundén E., 2005 Flergenerationstest med sebrafisk (*Danio rerio*) exponerade för avloppsvatten från Karlsborgs bruk. IVL-rapport U1742.
- Viktor, T. & Brorström-Lundén E., 2006. Kemisk och biologisk karakterisering av två olika avloppsvatten från Vallviks bruk. IVL-rapport U1844 för Vallviks Bruk AB
- Viktor, T., Sjölander, A., Sörensen, L. & Landner, L., 1980a. Blekeriavloppsvattens inverkan på fortplantning och yngelutveckling hos fisk. Delrapport 1 Effekter av E-stegsavlopp resp jonbytesbehandlat E-stegsavlopp på fortplantningen hos Zebrafisk IVL-rapport B581.

- Viktor, T., Tärnholm, A., Sörensen, L. & Landner, L., 1980b. Blekeriavloppsvattens inverkan på fortplantning och yngelutveckling hos fisk Delrapport 2 Effekter av totalt fabriksavlopp respektive totalt blekeriavlopp på fortplantningen hos Zebrafisk IVL-rapport B582.
- Virtapohja, J., 1997. The mass discharge of EDTA in paper mill processes, its biodegradation in a conventional activated sludge plant, and its environmental fate. Paper presented at the 3rd Internat. Conf. on Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents, Rotorua, New Zealand, 9-13 Nov. 1997. Preprint No. 1P3.
- Wolf, K & Gilbert, P.A., 1992. EDTA-Ethylenediammintetraacetic acid In: Huttzinger, O. (Ed.) The handbook of Environmental Chemistry, Vol. 3, Part F. Springer- Verlag, Berlin, Heidelberg. Pp. 243-259.
- von Post, H., 1977a. Undersökning av fibersediment i sjön Grycken ur återvinningssynpunkt. IVL-rapport, Stockholm.
- von Post, H., 1977b. Undersökning av fibersediment i nedre Upprudshöljen ur återvinningssynpunkt. IVL-rapport, 1997-12-22.
- von Post, H., 1988. Utredning angående sedimentåtgärder – Tollare. IVL rapport U289.
- Walden, C.C., 1976. The toxicity of pulp and paper mill effluents and corresponding measurement procedures, review paper. Water research Vol. 10 pp. 639-664.
- Wallin, A., Qvarfort, S. & Borgiel, M. 2013. Recipientkontroll av vegetationsklädda havsbottnar i södra Hälsinglands kustvatten år 2012. Rapport från Sveriges Vattnekologer AB.
- Walterson, E. & Landner, L., 1999. Beskrivning av nuvarande tillstånd i vattenrecipienten – Gävle yttre fjärd samt bedömning av konsekvenser av olika åtgärder för avloppsvattenrening. MiljöForskarGruppen, Stockholm 1999-11-28.
- WSP, 2006. Analys av sediment från Inre fjärden resultatrapport Ny inseglingsled.
- Wulff, F., Rahm, L., Jonsson, P., Brydsten, L., Ahl, T. & Granmo, Å., 1993. A mass balance of chlorinated organic matter for the Baltic Sea - A challenge to ecotoxicology. *Ambio* 22:27-31.
- Zacharewski, T.R., Berhane, K., Gillesby, B.E. & Burnison, B.K., 1995. Detection of estrogen- and dioxin-like activity in pulp and paper mills black liquor and effluent using in vitro recombinant receptor/reporter gene assays. *Environmental science and technology* 29(8):2140-2146.
- Zillén, L. et al., 2016. Fiberbankar i Östersjön – Inventering, riskanalys och åtgärder. Muntlig presentation på Marin restaureringskonferens, Länsstyrelsen i Västerbotten, 2016-02-02.
- Ånell, C. 2003. Alg- och djursammansättning på hårbottnar utanför Vallvik 2002. Rapport från ALcontrol.
- Åkerblom, S., Bignert, A., Meili, M., Sonesten, L. & Sundbom, M., 2014. Half a century of changing mercury levels in Swedish freshwater fish. *Ambio* 43:91-103.
- Östman, Ö., Eklöf, J., Klemens Eriksson, B., Olsson, J., Moksnes, P-O. & Bergström, U., 2016. Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 2016 doi: 10.1111/1365-2664.12654

Bilaga 1 — Skiss till Modell för bedömning av miljötillståndet i vattenförekomster påverkade av skogsindustriutsläpp

Motiv för fortsatt utredning

Genomgången och analysen i projektrapporterna (Sandström et al., 2015; 2016) visar, att det finns tydliga svagheter i bedömningen av vattenstatus i recipienterna. I skogsindustrirecipienterna, och även i många andra utsläppsområden, är bilden komplex med en kombination av såväl gödande som hormonellt aktiva eller toxiska ämnen. Den strikta inriktningen mot eutrofierande ämnen som EU:s ramdirektiv för vatten föreskriver kan därför motverka ett effektivt miljöarbete. Ett förslag till en mer anpassad påverkansbedömning för recipienter som ett komplement till ramdirektivets statusklassningar har därför diskuterats inom gruppen och presenteras nedan. Förslaget ska inte ses som en färdig produkt, utan som ett utkast till en bedömningsmodell som bör utvecklas vidare och prövas på ett antal realistiska fall, även med stöd av personer som kan tänkas tillämpa den.

Nuvarande statusbedömningar

Statusbedömning av vattenförekomster görs idag enligt EU:s ramdirektiv för vatten. Kvalitetskraven inom vattenförvaltningen syftar till att alla vattenförekomster ska uppnå minst god status senast i december 2015 och den får inte försämrats. Undantag kan ges.

Den ekologiska statusen omfattar tre kvalitetsfaktorer som i prioriterad ordning klassificeras i en femgradig skala (*hög status; god status; måttlig status; otillfredsställande status; och dålig status*):

- Biologiska kvalitetsfaktorer väger tyngst och skall klassificeras först: Bottenfauna, makroalger, makrofyter, kiselalger, växtplankton och fisk
- Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer: Näringsämnen, ljusförhållanden, syrgasförhållanden, försurning, och syntetiska särskilda förorenande ämnen i betydande mängd
- Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer

Genom principen "one out – all out" kan en bedömning av en enstaka biologisk kvalitetsfaktor resultera i att den ekologiska statusen faller ut som dålig, otillfredsställande eller måttlig.

Den kemiska statusen bestäms genom mätning av bestämda förorenande ämnen i vattenförekomsten för att avgöra om halterna överskrider fastställda miljökvalitetsnormer/gränsvärden.

Klassificeringsskalan omfattar två nivåer: *God status* respektive *Uppnår ej god status/otillfredsställande status*.

Nackdelar vid tillämpning av miljö kvalitetsnormer och bedömningsgrunder för miljöstatus i recipienter enligt EUs ramdirektiv för vatten

- 1 Svårt att tillämpa i lokala områden, t ex i recipienter, beroende på bl a få mätpunkter och avsaknad av goda referensvärden.
- 2 Recipienten utgör i många fall bara en liten del av den statusklassade vattenförekomsten.
- 3 Effekter av toxiska/hormonstörande ämnen beaktas inte.
- 4 Tidshorisonten utgör ett problem. Vattendirektivets sexåriga förvaltningscykler är korta jämfört med den tröghet i återhämtningsförlopp som ofta föreligger i många förorenade ekosystem. Möjligheten att inom stipulerad tid nå effekt med genomgripande åtgärder bedöms vara överskattad.

Målsättning och anvisningar för skiss till ny modell för bedömning av miljö tillståndet i recipienter

- 1 Möjliggör att planering av miljöförbättrande åtgärder baseras på en sammanvägd bedömning av miljö tillståndet. Skall vara åtgärdsdrivande.
- 2 Bedömningarna baseras på mätning av variabler som används inom utsläpps- och recipientkontrollen.
- 3 Delbedömningar görs för fyra komponenter: utsläppets kvalitet, vattenkvaliteten i recipienten, sedimentens kvalitet och tillståndet för biologiska organismer.
- 4 Mätvariablerna inom varje bedömningskomponent viktas mot varandra och ges en viktningspoäng baserat på deras betydelse i ekosystemet. För varje mätvariabel bedöms om mätvärdena klarar uppsatta gränsvärden eller är signifikant avvikande från referenser. Om möjligt bör tidstrender vägas in i bedömningen.
- 5 Resultatet från delbedömningarna vägs samman och ger en samlad bedömning av tillståndet för vattenförekomsten.
- 6 De olika delbedömningarna kan brytas ned för att få en separat tillståndsbedömning för de två vanligaste påverkansstyperna *Övergödning* respektive *Miljöfarliga ämnen*.

Den totala poängsättningen ger en påverkansgrad som bestämmer tillståndsklassningen enligt en femgradig skala: *Ingen påverkan; Låg/acceptabel påverkan; Måttlig påverkan; Tydlig påverkan; och Hög påverkan.*

Nedan presenteras dels modellen tillämpad på dels en ren grundmall för modellen, dels ett fingerat exempel.

Exempel på frågor att beakta i ett fortsatt utvecklingsarbete med modellen:

1. Vilka frågor skall modellen främst besvara? Recipientens allmänna kvalitetsstatus? Fokus på påverkan av utsläpp från industrin (historiska utsläpp/gamla synder och dagens utsläpp)?
2. Vilken typ av frågor kan de olika bedömningskomponenterna ge svar på enskilt eller tillsammans?
3. Hur ska anvisningar utformas för vilka ingångsdata/kriterier/gränsvärden som skall användas? Kan man definiera vad olika bedömningskomponenter och bedömningsvariabler betyder?
4. Är tillgången på mätvärden tillräcklig för tillståndsbedömning enligt modellen eller krävs anpassning av utsläpps- eller recipientkontroll?
5. Hur skall avsaknad av mätvärden hanteras i modellen (negativ bedömning av mätvariabeln eller expertbedömning)?
6. Hur kan positiva respektive negativa tidstrender vägas in?
7. Skall bedömningskomponenten "Utsläpp" ingå vid påverkansbedömningen eller räcker det med recipientkomponenterna?
8. Kan man identifiera mätvariabler som är så centrala för miljötillståndet att en avvikelse från en kritisk gräns eller referens ska kunna falla ut som en oacceptabel störning (= **hög miljöpåverkan**) oavsett om övriga mätvariabler pekar på en acceptabel påverkan?
9. Hur skall man bedöma betydelsen av utvecklingen över tid?

Grundmall för bedömningsmodell av miljötilståndet i vattenförekomster påverkade av skogsindustriutsläpp

Delbedömning

Varje komponent kan ge max 10 poäng

Bedömningskomponent	Variabel	Viktningspoäng	Bedömning	Trend			Del-poäng	Kommentar
				↑	↓	↔		
Utsläpp	TOC	1						
	P	3						
	N	1						
	Akuttox	2						
	Kronisk tox	3						
Vattenkvalitet i recipient	TOC	1						
	P	1						
	N	1						
	Siktdjup	2						
	Chl-a	3						
	O ₂	2						
Sediment-kvalitet	Hypoxi	2						
	Org. halt	1						
	Fiber	2						
	Högtox. Me ¹	2						
	Högtox. org ²	2						
	Extraktiv-ämnen	1						
Biota	Makroveg.	2						
	Bottenfauna	1						
	Fiskbestånd	2						
	Fiskhälsa	2						
	Högtox. Me ¹	1						
	Högtox. org ²	1						
	Extraktiv-ämnen	1						

1) Hg, Cd 2) PCDD, furaner

Tillståndsbedömning		Trend		Tillståndsklasser vid delbedömning	
+	klarar kritisk gräns	↑	ökar	Påverkans-grad	Tillstånd
-	klarar inte kritisk gräns	↓	minskar	0 p	Ingen påverkan
0	data saknas	↔	ingen trend	1-2 p	Låg/acceptabel påverkan
				3-5 p	Måttlig påverkan
				6-8 p	Tydlig påverkan
				9-10 p	Hög påverkan

Total delpoäng = summan av viktningspoängen för påverkade variabler (-)

Åtgärdsbedömning: Vid *Måttlig påverkan* eller *sämre* bedömning krävs miljöförbättrande åtgärder.

Sammanvägd bedömning för vattenförekomsten

Delbedömning av varje komponent kan ge max 10 poäng.

Sammanvägd bedömning av de fyra delkomponenterna kan därmed ge max 40 poäng.

Bedömningskomponent	Trend			Delpoäng	Total poäng	Tillstånd
	↑	↓	↔			
Utsläpp		X		4	21	
Vattenkvalitet		X		7		
Sediment		X		8		
Biota		X		2		

Trend	
↑	ökar
↓	minskar
↔	ingen trend

Tillståndsklasser vid sammanvägd bedömning	
Påverkansgrad	Tillstånd
0 p	Ingen påverkan
1-8 p	Låg/acceptabel påverkan
9-20 p	Måttlig påverkan
21-30 p	Tydlig påverkan
31-40 p	Hög påverkan

Tillståndsbedömning för påverkanstypen Övergödning

Delbedömning av varje komponent kan ge max 5 poäng (utsläpp, sediment, biota) eller 10 poäng (vattenkvalitet).

Sammanvägd bedömning av de fyra komponenterna kan därmed ge max 25 poäng.

Bedömningskomponent	Variabel	Viktningspoäng	Bedömning	Trend ↑ ↓ ⇔			Del-poäng	Sammanvägd bedömning
Utsläpp	TOC	1			X		4	
	P	3			X			
	N	1			X			
Vattenkvalitet i recipient	TOC	1			X		7	
	P	1			X			
	N	1			X			
	Siktdjup	2				X		
	Chl-a	3				X		
	O ₂	2				X		
Sediment-kvalitet	Hypoxi	2				X	5	
	Org. halt	1			X			
	Fiber	2			X			
Biota	Makroveg.	2		X			1	
	Bottenfauna	1				X		
	Fiskbestånd	2				X		
Total poäng							17	

Tillståndsbedömning		Trend	
+	klarar kritisk gräns	↑	ökar
-	klarar inte kritisk gräns	↓	minskar
0	data saknas	⇔	ingen trend

Tillståndsklasser för övergödning	
Påverkans- grad	Tillstånd
0-4 p	Ingen påverkan
5-10 p	Låg/acceptabel påverkan
11-15 p	Måttlig påverkan
16-20 p	Tydlig påverkan
21-25 p	Hög påverkan

Tillståndsbedömning för påverkanstypen *Miljöfarliga ämnen*

Delbedömning av varje komponent kan ge max 5 poäng.

Sammanvägd bedömning av de tre komponenterna kan därmed ge max 15 poäng.

Bedömningskomponent	Variabel	Viktning-poäng	Bedömning	Trend			Del-poäng	Sammanvägd bedömning	
				↑	↓	↔			
Utsläpp	Akuttox.	2				X	0		
	Kronisk tox.	3				X			
Sediment	Högtox. Me ¹	1				X	3		
	Högtox. org ²	2			X				
	Extraktiv-ämnen	1			X				
	Övr. tox. ämnen	1				X			
Biota	Fiskhälsa	2				X	1		
	Högtox. Me ¹	1				X			
	Högtox. org ²	1			X				
	Övr. tox. Ämnen	1				X			
Total poäng							4		

1) Hg, Cd 2) PCDD, furaner

Tillståndsbedömning		Trend	
+	klarar kritisk gräns	↑	ökar
-	klarar inte kritisk gräns	↓	minskar
0	data saknas	↔	ingen trend

Tillståndsklasser för miljöfarliga ämnen	
Påverkansgrad	Tillstånd
0 p	Ingen påverkan
1 p	Låg/acceptabel påverkan
2-5 p	Måttlig påverkan
6-10 p	Tydlig påverkan
11-15 p	Hög påverkan

Fingerat exempel för bedömning av miljötillståndet i en vattenförekomst påverkad av skogsindustriutsläpp

Delbedömning

Varje komponent kan ge max 10 poäng.

Bedömningskomponent	Variabel	Viktningspoäng	Bedömning	Trend ↑ ↓ ⇔			Del-poäng	Kommentar
Utsläpp	TOC	1	-		x		4	Minskande halter för TOC, P, N
	P	3	-		x			
	N	1	+		x			
	Akuttox	2	+			x		
	Kronisk tox	3	+			x		
Vattenkvalitet i recipient	TOC	1	-		x		7	
	P	1	-			x		
	N	1	+		x			
	Siktdjup	2	-		x			
	Chl-a	3	-			x		
	O ₂	2	+					
Sediment-kvalitet	Hypoxi	2	-			x	8	
	Org. halt	1	-		x			
	Fiber	2	-		x			
	Högttox. Me ¹	2	+			x		
	Högttox. org ²	2	-		x			
	Extraktiv-ämnen	1	-		x			
Biota	Makroveg.	2	+	x			2	
	Bottenfauna	1	-			x		
	Fiskbestånd	2	+			x		
	Fiskhälsa	2	+			x		
	Högttox. Me ¹	1	+			x		
	Högttox. org ²	1	-		x			
	Extraktiv-ämnen	1	+			x		

1) Hg, Cd 2) PCDD, furaner

Tillståndsbedömning		Trend	
+	klarar kritisk gräns	↑	ökar
-	klarar inte kritisk gräns	↓	minskar
0	data saknas	⇔	ingen trend

Total delpoäng = summan av viktningspoängen för påverkade variabler (-).

Åtgärdsbedömning: Vid *Måttlig påverkan* eller *sämre* bedömning krävs miljöförbättrande åtgärder.

Tillståndsklasser vid delbedömning	
Påverkans-grad	Tillstånd
0 p	Ingen påverkan
1-2 p	Låg/acceptabel påverkan
3-5 p	Måttlig påverkan
6-8 p	Tydlig påverkan
9-10 p	Hög påverkan

Sammanvägd bedömning för vattenförekomsten

Delbedömning av varje komponent kan ge max 10 poäng.

Sammanvägd bedömning av de fyra delkomponenterna kan därmed ge max 40 poäng.

Bedömningskomponent	Trend			Delpoäng	Total poäng	Tillstånd
	↑	↓	↔			
Utsläpp		x		4	21	
Vattenkvalitet		x		7		
Sediment		x		8		
Biota		x		2		

Trend	
↑	ökar
↓	minskar
↔	ingen trend

Tillståndsklasser vid sammanvägd bedömning	
Påverkansgrad	Tillstånd
0 p	Ingen påverkan
1-8 p	Låg/acceptabel påverkan
9-20 p	Måttlig påverkan
21-30 p	Tydlig påverkan
31-40 p	Hög påverkan

Tillståndsbedömning för påverkanstypen Övergödning

Delbedömning av varje komponent kan ge max 5 poäng (utsläpp, sediment, biota) eller 10 poäng (vattenkvalitet).

Sammanvägd bedömning av de fyra komponenterna kan därmed ge max 25 poäng.

Bedömningskomponent	Variabel	Viktningspoäng	Bedömning	Trend			Del-poäng	Sammanvägd bedömning	
				↑	↓	↔			
Utsläpp	TOC	1	-		x		4		
	P	3	-		x				
	N	1	+		x				
Vattenkvalitet i recipient	TOC	1	-		x		7		
	P	1	-		x				
	N	1	+		x				
	Siktdjup	2	-			x			
	Chl-a	3	-			x			
	O ₂	2	+			x			
Sediment-kvalitet	Hypoxi	2	-			x	5		
	Org. halt	1	-		x				
	Fiber	2	-		x				
Biota	Makroveg.	2	+	x			1		
	Bottenfauna	1	-			x			
	Fiskbestånd	2	+			x			
Total poäng							17		

Tillståndsbedömning		Trend	
+	klarar kritisk gräns	↑	ökar
-	klarar inte kritisk gräns	↓	minskar
0	data saknas	↔	ingen trend

Tillståndsklasser för övergödning	
Påverkans-grad	Tillstånd
0-4 p	Ingen påverkan
5-10 p	Låg/acceptabel påverkan
11-15 p	Måttlig påverkan
16-20 p	Tydlig påverkan
21-25 p	Hög påverkan

Tillståndsbedömning för påverkanstypen *Miljöfarliga ämnen*

Delbedömning av varje komponent kan ge max 5 poäng.

Sammanvägd bedömning av de tre komponenterna kan därmed ge max 15 poäng.

Bedömningskomponent	Variabel	Viktningspoäng	Bedömning	Trend			Del-poäng	Sammanvägd bedömning	
				↑	↓	↔			
Utsläpp	Akuttox.	2	+			x	0		
	Kronisk tox.	3	+			x			
Sediment	Högtox. Me ¹	1	+			x	3		
	Högtox. org ²	2	-		x				
	Extraktiv-ämnen	1	-		x				
	Övr. tox. ämnen	1	0			x			
Biota	Fiskhälsa	2	+			x	1		
	Högtox. Me ¹	1	+			x			
	Högtox. org ²	1	-		x				
	Övr. tox. ämnen	1	+			x			
Total poäng							4		

1) Hg, Cd 2) PCDD, furaner

Tillståndsbedömning		Trend	
+	klarar kritisk gräns	↑	ökar
-	klarar inte kritisk gräns	↓	minskar
0	data saknas	↔	ingen trend

Tillståndsklasser för miljöfarliga ämnen	
Påverkansgrad	Tillstånd
0 p	Ingen påverkan
1 p	Låg/acceptabel påverkan
2-5 p	Måttlig påverkan
6-10 p	Tydlig påverkan
11-15 p	Hög påverkan

Tabell och figurhänvisningar

Tabell 1	För studien utvalda fabriker jämte koncernstillhörighet, produktionstyp och översiktiga recipientförhållanden.....	18
Tabell 2	Sammanställning av ett antal modellstudier där brukens andel av sammanlagd fosfortillförsel till recipienten beräknats. I tabellen redovisas även ytvattenkoncentrationer av totalfosfor (TP), klorofyll (Chl-a) samt siktdjupet.	23
Tabell 3	Sammanfattande bedömning av syresituationen och bottenförhållanden i de elva utvalda fabriksrecipienterna.	38
Tabell 4	Genomsnittliga årliga metallutsläpp till vatten (2002-2012) från aktuella fabriker.....	50
Tabell 5	Fiberbanksförekomst i studieområdena.	73
Tabell 6	Generaliserad sammanställning av miljöfarliga ämnen som förekommit/förekommer i restutsläppet vid tillverkning av massa och papper, under vilken tidsperiod utsläppen huvudsakligen ägt rum, vilka effekter de givit upphov till och vilka kvarstående effekter som föreligger.	75
Tabell 7	Test av akut toxicitet mot regnbåge med kondensatavlopp från Domsjö fabriker. Efter Höglund et al., 1984.	80
Tabell 8	Test av olika blekeriavlutar med varierade klordioxidsatsning samt CTMP-avlopp vid Östrands massafabrik utfört med embryo/yngel av sebrafisk. Efter Ryding et al., 1985.	81
Tabell 9	Test av akut toxicitet mot regnbåge (LC ₅₀ (96h)) med avloppsvatten före och efter luftad damm vid Iggesund bruk vid tre olika dygn.	82
Tabell 10	Test av akut toxicitet mot fisk med ett antal olika blekeri och fabriksavlopp från Norrsundets bruk.	82
Tabell 11	Test vid Norrsundets bruk av totalt blekeriavlopp med hög andel klordioxid i förblekningen med embryo/yngel av sebrafisk.	83
Tabell 12	Test av akut toxicitet hos regnbåge med totalavloppsvatten från Korsnäsverken före och efter den befintliga biologiska behandlingen.	83
Tabell 13	Ingående variabler i integrerad kustfiskövervakning (<i>Naturvårdsverket 2006; Larsson et al., 2014</i>)	104
Tabell 14	Sammanfattning av undersökningar 1984-2011 av tillväxt, kondition (Cf), leverstorlek (LSI) och fortplantning hos abborre i recipienten till Norrsundets bruk. Signifikanta avvikelser mot referensen: - lägre eller senare (för könsmognad), + högre eller tidigare, 0 ingen avvikelse. Inga markeringar indikerar att data saknas.	117
Tabell 15	Konditionsfaktor (Cf), relativ leverstorlek (LSI) och gonadsomatiskt index (GSI) hos abborre i recipienten för Korsnäsverken 2005. Samtliga index beräknade på somatisk kroppsvikt. T-test görs mot referensen Limön. * = p>0,05. Data från Grahn et al. (2006a).	120
Tabell 16	Andel (%) hanar hos yngel av tånglake i två lokaler i Mönsteråsrecipienten samt i två referensområden (R).	124
Tabell 17	Sammanfattande bedömning av fiskhälsa i de elva utvalda fabriksrecipienterna.....	129
Tabell 18	Rangordning av svenska kustlokaliserade sulfatmassabruksrecipienters känslighet för att motta avloppsvatten utifrån deras morfometriska egenskaper (areal (A), medeldjup (Dm), och tvärsnittsarea (At), vilka definierar områdenas topografiska öppenhet och dynamiska kvot, vilka i sin tur ger känslighetsindexet (SI).	134
Tabell 19	Topografisk öppenhet, förekomst av akkumulationsbottnar, älvtiltrinning och kvot mellan fosforhalt i primärrecipient och omgivande havsbassäng för samtliga svenska kustlokaliserade sulfatmassabruk. Från Karlsson & Malmaeus (2008b).	135
Tabell 20	Sammanvägd rangordning av några kustlokaliserade recipienters känslighet att motta avloppsvatten.	136
Tabell 21	Morfometriska variabler i recipienterna till de elva typbruken.	137
Tabell 22	Beräknade totalutsläpp av COD, SÅ och AOX från anläggningarna från start till och med år 2012. Från Norrström & Karlsson (2015).	138

Tabell 23	Generaliserad bild av tidpunkten för genomförandet av olika åtgärder, deras effekt på recipienterna och deras betydelse för miljöförhållandena.....	140
Figur 1	De valda fabrikenas lägen.....	19
Figur 2	Sammanlagda årliga utsläpp av COD från tillverkning av massa och papper i Sverige från 1850 till idag För perioden 1850-1970 beräknade utsläpp, från 1970 och framåt uppmätta värden redovisade av Naturvårdsverket, Skogsindustrierna och SSVL. Data från Jerkeman och Norrström (manuskript). Nedgången 1935-1945 förklaras av en minskad pappers- och massaproduktion under andra världskriget.....	20
Figur 3	Organiska halten mätt som COD i Göta älv under perioden 1894-2010. Data från Göta älvs vattenvårdsförbund (www.gotaalvvvf.org).....	21
Figur 4	Tidstrend för vattenburna utsläpp av fosfor och kväve från svensk skogsindustri 1990-2014. Data från Skogsindustrierna.....	22
Figur 5	Relationen mellan sommarvärden av fosfor och klorofyll i ett antal kustområden längs Östersjön. Från Karlsson (2011).....	23
Figur 6	Tidsutveckling gällande utbredning av bottnar med reducerande förhållanden utanför Husums fabrik. Från Lst, 2003.....	25
Figur 7	Utbredningen av syrefria bottnar i Stockholms innerskärgård 1998 respektive 2008. Efter Karlsson et al. (2010a).....	26
Figur 8	Totalfångst/ansträngning vid provfisken utanför Norrsundets bruk 1987, 1992 och 1998. Stn 1 och 2 är belägna inom 4 km från bruket, medan stn. 7 är referens. Fabriken lades ner 2008. Från Sandström & Neuman, 2003.....	34
Figur 9	Medelvärde av fångsten per ansträngning utanför Mönsterås Bruk och på referensstationen Vinö 1995-2013. Från Andersson, 2014.....	36
Figur 10	Fångst per nätansträngning av abborre utanför Mönsterås Bruk och Vinö 1995-2013. Från Andersson, 2014.....	36
Figur 11	Utveckling gällande redox-förhållanden i sediment från Svealands- och Östergötlands kust. Från Karlsson et al., 2010b.....	39
Figur 12	Utsläpp till vatten av kvicksilver från Sveriges cellulosaindustri till följd av slembekämpning och impregnering av massa under tidsperioden 1948-1968. Från Hanson (1969).....	42
Figur 13	Uppskattade utsläpp av kvicksilver från Sveriges klor-alkaliindustrier under tidsperioden 1897-2000 till luft och vatten samt som förorening i den producerade natronluten (NaOH). Från Svidén (2003).....	42
Figur 14	Tidsutveckling för halter av kvicksilver i ytsediment (0-5 cm) från ackumulationsbotten i Skönviken intill Östrands massafabrik. Efter SCA (2011).....	43
Figur 15	Tidsutveckling för halter av kvicksilver i abborre fångad i närheten av Skönviken. Data från SCA (2011). Halterna är normerade till fisk av tre-hektos storlek enligt Meili et al. (2004).....	43
Figur 16	Tidsutveckling för kvicksilverhalten i ytsediment från Gävle yttre fjärd. Data från Hansson (1999), WSP (2006), Lst (2012).....	44
Figur 17	Tidsutveckling för kvicksilverhalten i fisk från Gävle yttre fjärd normerad till tre-hektosabborre. Data från nationella databasen för miljögifter i biota (www.ivl.se); Danielsson et al. (2014); Karlsson & Sandström (2014).....	44
Figur 18	Tidsserie avseende kvicksilverhalt i en-kilos gädda (ekvivalent med tre-hektos abborre) i Grycken 1978-2012. Från GVT (2014).....	45
Figur 19	Tidsutveckling för kvicksilverhalter i ytsediment från Kattfjorden. Efter Norborg, 2009.....	45
Figur 20	Tidsutveckling för Hg-halter i fisk (en-kilosgädda ekvivalent med tre-hektos abborre) från Kattfjorden. Efter Sjölin, 2012.....	46
Figur 21	Korrelation mellan logaritmerade halter av Hg i sediment och fisk från aktuella skogsindustrirecipienter (blå) och vattenområden i Östra Svealand (röda). Data från Karlsson & Elving (2009).....	46
Figur 22	Kvicksilverhalten normerad till tre-hektos abborre i en transekt från Östra Mälaren till Stockholms ytterskärgård. Från Karlsson & Viktor (2014).....	47

Figur 23	Halter av kvicksilver i fisk (normerat till tre-hektos abborre/en-kilos gädda) i recipienterna till Skutskär, data från Grahn (2013) respektive Grycksbo 1999-2012 data från GVT (2014). 2004 noteras en haltförhöjning i bägge systemen.	48
Figur 24	Normerade kvicksilverhalter i en-kilos gädda 1965-2012 från svenska insjöar baserat på analyser fisk från drygt 10 000 fångstillfällen. Den röda linjen visar tidsutvecklingen analyserad med en icke-parametrisk metod (GAM) medan den svarta streckade linjen visar en linjär regressionsmodell. De gröna och blå streckade linjerna indikerar skillnaden mellan kalkade (gröna) och icke kalkade (blå) sjöar. De svarta heldragna linjerna visar medelvärdet för perioden 1976-1990 (0,74 mg/kg vv) respektive 1998-2012 (0,52 mg/kg vv). Från Åkerblom et al. (2014).....	48
Figur 25	Generaliserad bild av haltutveckling i fisk (en-kilos gädda/tre-hektos abborre) i kvicksilverbelastade recipienter jämfört mot bakgrundsvärden i olika vattenmiljöer. Data från nationella databasen för miljögifter i biota 2000-2014 (www.ivl.se).	49
Figur 26	Utsläpp av AOX från tillverkning av massa och papper 1880 till idag. För perioden 1880 till cirka 1980 beräknade utsläpp, från 1980 baserat på mätdata från Naturvårdsverket och Skogsindustrierna. Från Jerkeman & Norrström (manuskript).	52
Figur 27	EOCI-halt (mg/kg GF= µg/g GF, GF=LOI) i ytsediment från recipienter till massafabriker med blekeri i a) Vänern (Värmlandssjön) 1989-2002, avståndet till industrin ökar från V1 till V11, b) Yttre Oslofjorden 1988-2003, avståndet till industrin ökar från S1 till S12. Från Grahn, 2003; 2004..	53
Figur 28	Koncentrationer av dioxiner (pg TEQ/g vv) i krabba (hepatopancreas) i Kattegatt 1986-2000. Från Malmaeus et al., 2012a.	55
Figur 29	a) PCDD/F-halter (pg TEQ/g) i sik från Wapiti River nedströms sulfatmassabruk i British Columbia, Kanada. Från Pryke et al., 1995 och b) PCDD/F- halter (pg TEQ/g) i vit sugkarp nedströms sulfatmassabruk i Maine, USA. Från Pryke & Barden, 2006. Övergång från klorblekning till ECF-blekning skedde runt 1990.	55
Figur 30	PCDD/F-halter (pg TEQ/ g ts) i sedimentkärnor utanför Iggesunds bruk, Korsnäsverken, Östrands massafabrik och Norrsundets bruk (annan skala). Från Karlsson & Malmaeus, 2012b.	56
Figur 31	PCDD/Fs-halter i ytsediment på olika avstånd från Iggesunds bruk (408 1 km- 414 30km). Uppmätta halter 1986 (Jonsson et al., 1993) jämförda mot 2009. Från Karlsson & Malmaeus, 2012b.....	57
Figur 32	Tidsutveckling avseende PCDD/F-halter i abborre från Norrsundet och Iggesundsrecipienten. Halter 1985 från Södergren (1989). Halter 1989 från Lundgren et al. (1991). Halter 2004 från Olsson et al. (2005). Halter 2009 från Karlsson & Malmaeus, 2012b, fw = vv.	57
Figur 33	Korrelation mellan logaritmerade halter av PCDD/Fs i fisk (abborre) och sediment från ett antal primärrecipienter till skogsindustrier och klor-alkalifabriker. Modifierad från Malmaeus et al., 2012a.....	57
Figur 34	PCDD/F-halter i abborre från recipienter till fabriker med blekeri jämförda mot närliggande referensområden. Data från Olsson, opubl.; Malmaeus et al., 2012a; GVT, 2014.	58
Figur 35	Halter av ΣPCB ₇ i sediment och fisk (abborre) från olika platser längs Sveriges kust och inlandsvatten. Skogsindustrirecipienter är rödmarkerade övriga är blå. Data från NV, 1999; Lindström 2002; Gustavsson & Danielsson, 2011; Apler et al., 2014; Karlsson & Sandström, 2014; Karlsson & Viktor, 2014; Karlsson et al., 2014; Jonsson, 2015 samt samordnad nationell miljöövervakning (www.ivl.se).	60
Figur 36	Halter av ΣPCB ₇ i abborre i ett antal skogsindustrirecipienter (röda) jämförda mot bakgrundsområden i Östersjön (blå) och Mälaren (gröna). Data från Gustavsson & Danielsson, 2011; Karlsson & Sandström, 2014; Karlsson & Viktor, 2014 och samordnad nationell miljöövervakning (www.ivl.se).	60
Figur 37	Halter av DDT (ΣDDT) i sediment och fisk (abborre) från olika platser i östra Svealand och Västernorrland. Skogsindustrirecipienter är rödmarkerade övriga är blå. Data från Gustavsson & Danielsson, 2011; Apler et al., 2014; Karlsson & Viktor, 2014; Jonsson, 2015.	61
Figur 38	Halter av ΣDDT i abborre i ett antal skogsindustrirecipienter (röda) jämförda mot bakgrundsområden i Östersjön (blå) och Mälaren (gröna). Data från Gustavsson & Danielsson, 2011; Karlsson & Sandström, 2014; Karlsson & Viktor, 2014 och samordnad nationell miljöövervakning (www.ivl.se).	61

Figur 39	Halter av ΣPCB_7 och ΣDDT i sediment (Jonsson, 2015) och fisk (Karlsson & Viktor, 2014) i en transekt från Stockholms yttre skärgård till östra Mälaren.	62
Figur 40	Halter av HCB i abborre i ett antal skogsindustrirecipienter (röda) jämförda mot bakgrundsområden i Östersjön (blå) och Mälaren (gröna). Data från Gustavsson & Danielsson, 2011; Karlsson & Sandström, 2014; Karlsson & Viktor, 2014 och samordnad nationell miljöövervakning (www.ivl.se).	63
Figur 41	Akut toxicitet mot fisk (TEFX20) i utgående avloppsvatten från Mönsterås bruk under perioden 1980-2000.	84
Figur 42	Jämförelse av de uppmätta toxiska effekterna från olika produktionstyper, uttryckt som TEF (Toxicity Emission Factors), för de tre organismgrupperna som vanligen används vid karakterisering av skogsindustriavlopp i laboratorium.	85
Figur 43	Total beräknad belastning av toxiska ämnen (toxiska ekvivalenter $\times 10^{-9}$) till respektive recipient under hela den period som fabriker varit i drift.	86
Figur 44	Utfallet av struktur- och tillväxtparametrar i avloppsvatten exponerade modellekosystem uttryckt som procentuell avvikelse i relation till medelvärdet i kontrollbassänger (100 %). Avloppsvatten 1 uttogs 1982 och 2 och 3 uttogs 1993. Avloppsvatten 2 härrör från produktion av ECF-barrvedssulfatmassa- och avloppsvatten 3 från TCF-barrvedssulfatmassaproduktion. Samtliga testade avloppsvatten är orenade totalavloppsvatten. Efter SSVL, 1995.	88
Figur 45	Utfallet av tester på fyra strukturparametrar i modellekosystem för sju olika skogsindustriella avloppsvatten under perioden 1982-1993. Den procentuella mängden kloridoxid i första klorsteget anges under varje stapel. Efter SSVL, 1995.	89
Figur 46	Utfallet av tester på några struktur- och tillväxtparametrar i modellekosystem vid exponering för obehandlat (OB) respektive biologiskt behandlat (B) totalavloppsvatten representerande olika tekniknivåer 1982-1993. Den procentuella mängden kloridoxid i första klorsteget anges under varje stapel. Efter SSVL, 1995.	90
Figur 47	Utfallet av tester på några struktur- och tillväxtparametrar i modellekosystem vid exponering för två aktivslambehandlade (AS) totalavloppsvatten.	91
Figur 48	Effektindex från utförda försök med modellekosystem och fisk. Efter SSVL, 1995.	92
Figur 49	Minskning i volym av blåstång med ökande klorathalt. Från Rosemarin et al., 1986.	98
Figur 50	Tidstrender för utsläpp av organiskt material (COD) klorerade ämnen (AOX), fosfor (P), kväve (N) och kvicksilver (Hg) vid tillverkning av papper och massa i Sverige. Data från Svidén (2003); Malmaeus & Karlsson (2010b); Jerkeman & Norrström (manuskript).	139



SKUTAB

NordMiljö



GÖTEBORGS UNIVERSITET