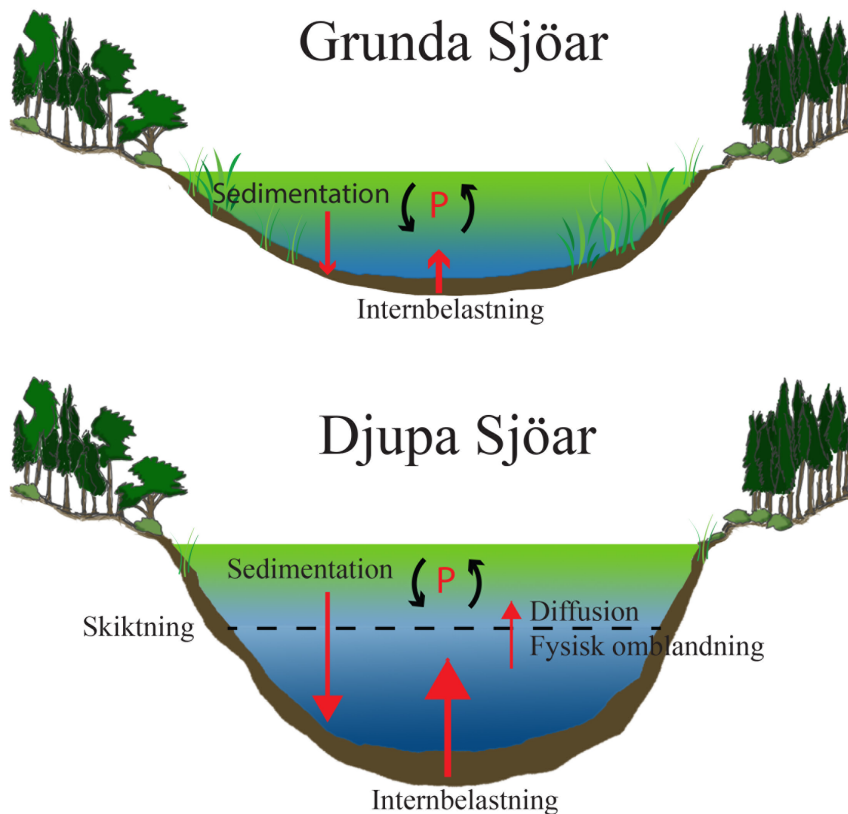


Internbelastning av fosfor i svenska sjöar och kustområden - en kunskapsöversikt och förslag till åtgärder för vattenförvaltningen

Brian Huser, Stefan Löfgren, och Hampus Markensten



Förord

Denna rapport är en redovisning av projektet 537-3260-15 på uppdrag av HaV, Länsstyrelsen i Västmanlands län och Vattenmyndigheten för Norra Östersjöns vattendistrikt och behandlar intern fosforbelastning i svenska sjöar och kustvatten. Kapitel 1 till 4 innehåller en genomgång av problematiken med internbelastning och ger rekommendationer. Kapitel 5 utgörs av några utvalda fallstudier och kapitel 6 är ett förslag till åtgärdsbibliotek mot internbelastning. Rapporten färdigställdes juni 2016 och Jens Fölster har interngranskat rapporten.

Ordlista

Antropogent - mänsklig påverkan

Polymiktiskt - En grund sjö där vattenmassan omblandas ofta

Dimiktiskt - En skiktad sjö som omblandas på vår och höst

Hypertrof - Mycket näringsrik

Eutrof - Näringsrik

Mesotrof - Måttlig näringsrik

Oligotrof - Näringsfattig

Hypolimnion - Bottenvattnet i en skiktad sjö

Haloklin - En gräns mellan vattenmassor med olika salthalt

Anoxiska/Anaerobiska förhållanden - Låga syrgashalter eller syrgasbrist

Kontakt

brian.huser@slu.se

www.slu.se/en/cv/brian-huser/

Innehåll

Förord.....	2
Ordlista.....	2
Sammanfattning	1
1 Introduktion.....	3
1.1 Syftet.....	3
1.2 Definition av internbelastning och värdering av betydelsen av dess olika effekter.....	3
2 Nuvarande tillgång på data.....	10
2.1 Datakällor Sjöar.....	12
2.1.1 Retention av fosfor i Svenska sjöar.....	12
2.1.2 Sjöar som man misstänker har problem med internbelastning	14
2.1.3 Vattenkemidata vid SLU.....	14
2.1.4 Sedimentdata.....	15
2.1.5 Modellering av internbelastning	17
2.2 Datakällor Kustområden.....	18
2.2.1 Vatten och sediment.....	18
2.2.2 Modeller	21
3 Bedömning av intern fosforbelastning i Sverige.....	24
3.1 Lokalt.....	24
3.2 Regionalt och nationellt.....	25
3.3 Kustområden.....	25
4 Sammanfattning och rekommendationer.....	28
4.1 Sediment- och vattenprover för att bedöma risken för internbelastning	28
4.1.1 Vatten	28
4.1.2 Sediment.....	29
4.2 Utökade undersökningar.....	30
4.3 Övervakningsprotokoll (mätprogram).....	31
4.4 Åtgärder.....	32
5 Fallstudier.....	34
5.1 Mälaren.....	34
5.2 Grunda Sjöar-Finjasjön och Ringsjön	35
5.2.1 Finjasjön.....	35
5.2.2 Ringsjöarna	39
5.3 Växjösjöarna.....	42
6 Åtgärdsbibliotek	46
6.1 Nuvarande tillgång till data	46

6.1.1	Projektkostnader.....	46
6.2	Uppskattning av kostnad och livslängd för olika åtgärder mot internbelastning	46
6.2.1	Kostnadsberäkning.....	46
6.2.2	Åtgärders effekt/livslängd.....	47
6.2.3	Andra faktorer som kan påverkar åtgärdseffektivitet.....	48
6.2.4	Ytterligare information som kan inkluderas	51
6.3	Sammanfattning och rekommendationer.....	51
7	Referenser.....	54
Bilaga A, Appendix.....		56
	Underlagsdata till bedömning av internbelastning av fosfor i svenska vattenförekomster	57
	Underlagsdata till åtgärdsbibliotek.....	77
	Referenser-Appendix.....	86

Sammanfattning

Kunskapen om internbelastning av näringsämnen i svenska sjöar och kustområden är begränsad. Internbelastning innebär att fosfor (P) som finns upplagrad i bottensediment frigörs till vattnet och bidrar till att övergödningproblemen förstärks och kvarstår trots åtgärder som minskar den externa belastningen. Vattenmyndigheterna och Havs- och vattenmyndigheten (HaV) har gemensamt lagt ett första uppdrag till Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) att sammanställa nuvarande kunskap och data från sjöar och kustområden där internbelastning har konstaterats. Uppdraget omfattade även att uppdatera åtgärdsbiblioteket i VISS med schabloner på effekter och kostnader för åtgärder (exempelvis kemisk fällning, muddring och riktat fiske).

I den här studien har vi sammanställt data från 220 vattenförekomster (sjöar och kustområden). De flesta har bedömts att ha (eller har haft) problem med övergödning och som man misstänker har en förhöjd internbelastning av fosfor. Några datakällor, inklusive enstaka studier och modeller, har använts för att bedöma internbelastning av fosfor i svenska sjöar.

Definitionen av internbelastning är avgörande för att ge en korrekt beskrivning av problematiken. Så gott som alla sjöar har en naturlig bruttointernbelastning, d.v.s. att det sker ett visst utflöde av fosfor från sedimentet. I normalfallet överskrider bruttointernbelastningen mångfalt av sedimentationen så att det inte sker någon nettointernbelastning utan i stället en nettoretention. I samband med långsiktigt hög extern fosforbelastning, ökar bruttointernbelastningen, och den kan ibland överskrida sedimentationen så att det sker en nettointernbelastning. En ökad bruttointernbelastning kan ha följande konsekvenser:

- 1) retentionen av fosfor minskar, fosforhalten ökar under en del av året, och därmed ökar risken för algblomning (bruttointernbelastning)
- 2) retention är obefintlig och uttransporten av fosfor via utloppet blir större än intransporten (nettointernbelastning).
- 3) Åtgärdsbetinget för påverkanskällor uppströms och nedströms påverkas om åtgärder mot internbelastning inkluderas

Nationellt är andelen av sjöar som har en nettointernbelastning troligtvis liten, men lokalt och regionalt kan det vara ett betydande problem. Framför allt i anslutning till tätorter och jordbruksmark. Nettointernbelastning är ovanligt och den har sannolikt minskat över tid på grund av kraftiga minskningar av utsläppen från andra fosforkällor, främst avloppsreningsverk. Ökad bruttointernbelastning är troligtvis ett större problem i vissa delar av landet, men vi saknar för närvarande data för att beskriva effekten kvantitativt på en större skala.

Vi rekommenderar därför att man samlar in och bearbetar befintliga data för att öka antalet sjöar och kustområden som kan bedömas, och att det skapas en databas över 'eutrofa sjöar och kustområden' som man sedan kan arbeta vidare med. Vi rekommenderar också att vattenmyndigheterna initierar en studie i ett urval av sjöar och kustområden med dokumenterat historiskt hög intern fosforbelastning (1970 - 1980-talen) och med omfattande pågående mätningar. Studien bör omfatta vattenkemi, sedimentkemi, och hydrologi för så långa tidsserier som möjligt, samt en dokumentation över de åtgärder som gjorts i sjöarna och deras tillrinningsområden. Syftet ska vara att kvantifiera de långsiktiga trenderna med avseende på intern fosforbelastning, fosforretention och därmed den interna fosforbelastningens kvantitativa betydelse för recipienten och nedströms liggande vattensystem. Även effekter och kostnader av olika åtgärder (muddring, kemisk behandling, reduktionsfiske etc.) ska kvantitativt belysas.

En annan möjlighet för att få bättre information och att skapa ett verktyg för att bedöma internbelastning i sjöar är att något modifiera pågående mätprogram. Som en del i det stora nationella övervakningsprogrammet trend-sjöar, finns 10 stycken sjöar som provtas 8 gånger per år (övriga provtas 4 ggr) där man kan beräkna internbelastningshastighet. Men eftersom de flesta är opåverkade skogssjöar, bör antalet utökas för att inkludera mer näringsrika sjöar, samt näringsfattiga och näringsrika kustområden. En sådan gradient av näringspåverkan skulle möjliggöra att internbelastningen kan kvantifieras för många fler viktiga sjö- och kusttyper. Sedimentanalyser bör också göras för att identifiera fosforformer i sedimenten som kan bidra till internbelastning. Baserat på vattenkemi och sedimentdata, kan man utveckla empiriska modeller (relaterade till internbelastning och trofisk status/totalfosfor i ytvatten) som kan ge underlag för att, med ett minimum av insatser, bedöma om en sjö ligger i riskzonen för internbelastning av fosfor.

Vi rekommenderar också att ett övervakningsprotokoll utvecklas för att vägleda kommuner och andra myndigheter som är ansvariga för förvaltning av vattenförekomster. Övervakning av båda vatten och sediment måste göras noggrant för att bedöma internbelastningens betydelse för vattenkvaliteten. Det är också viktigt med sådan information för att kunna bedöma effekter och kostnadseffektivitet för olika åtgärder som minskar interna och externa källor av fosfor. Denna information saknar vi i stora delar i dagsläget. Protokollet skulle inkludera när, hur ofta, och var man ska provta vatten och sediment, både före och efter att åtgärder har genomförts.

1 Introduktion

1.1 Syftet

I vattenmyndigheternas samråd nov 2014 till april 2015 kom det in många synpunkter på brister i hur vattenmyndigheterna hanterat internbelastning av fosfor (P) i samrådsmaterialet som skickats ut för synpunkter. LRF och Svenskt Vatten menar underförstått att vattenmyndigheterna sannolikt över-skattar påverkan från jordbruk och avloppsreningsverk och att dessa källor inte ska stå för kostnader för åtgärder kopplade till gamla synder som lett till intern fosforbelastning. Nedan följer några grundläggande frågeställningar som Vattenmyndigheterna definierat som viktiga och som vi har inkluderat i rapporten:

1. Hur stor är fosforbelastningen från internbelastning i sjöar och kustområden relativt andra påverkanskällor på nationell, regional (distrikt) och lokal skala? En ganska grov bedömning utifrån befintliga data/information.

Potentialen för intern fosforbelastning i svenska sjöar och kustvatten har primärt baserats på redan publicerade rapporter och vetenskapliga artiklar. Massbalanser för fosfor från sjöar med historiskt god tillgång till data och skattningar av fosforinternbelastning användes för att komplettera moderna data. Vattenkemiska data kompletterades med sedimentkemiska data där fosforfraktionerna bestämts i vissa områden i Sverige.

2. Uppdatera åtgärdsbiblioteket i VISS med schabloner på effekter och kostnader för interna åtgärder i sjöar och kustområden (kemisk fällning, muddring, biomanipulering, mm) baserat på information från genomförda projekt. Det finns redan information i åtgärdsbiblioteket om åtgärder mot internbelastning men det behöver kompletteras och kvalitetssäkras.

Effekterna och kostnaderna för genomförda projekt mot intern fosforbelastning, baserat på redan publicerade rapporter och vetenskapliga artiklar, skattades. Några metoder som idag inte skulle accepteras av miljöskäl (t.ex. rotenonbehandling) inkluderades ej. Förslag till schabloner på effekter och kostnader för olika åtgärder har gjorts. Denna information kan användas för att uppdatera databasen VISS och dess åtgärdsbibliotek.

1.2 Definition av internbelastning och värdering av betydelsen av dess olika effekter

Tillförseln av fosfor till en sjö (P_{in}) definieras dels av tillrinningen från tillrinningsområdet (P_{aro}), direkta utsläpp från punktkällor i sjön (P_{punkt}) samt eventuell nettotillförsel av fosfor från sedimenten d.v.s. nettointernbelastning (P_{NIL}). Den senare består av fosfor frigjort från sedimenten (P_{IL}) minus den sedimentation av fosfor som samtidigt förekommer (P_{sed}). Om $P_{SED} < P_{IL}$ så föreligger nettointernbelastning medan om $P_{SED} > P_{IL}$ föreligger det fosforfastläggning d.v.s. retention. Utförseln av fosfor (P_{ut}) sker vanligtvis via ett väl definierat utlopp, men kan i en del kraftverksdammar och kvillområden ske via flera utlopp. I grunda sjöar kan vattenståndsförändringar inom och mellan år medföra betydande variation i sjöns magasinering av fosfor ($P_{\Delta sjö}$). Massbalansen fosfor för en sjö är följaktligen:

$$P_{in} + P_{NIL} - P_{\Delta sjö} = P_{ut}$$

där

$$P_{in} = P_{tro} + P_{punkt}$$

där $P_{tro} = P$ tillfört från tillrinningsområdet och $P_{punkt} =$ direktutsläpp av P i sjön.

Nettointernbelastningen kan beräknas som

$$P_{NIL} = P_{\Delta sjö} + P_{ut} - P_{in}$$

Vanligtvis beräknas P_{NIL} baserat på årlig tillförsel och utförsel alternativt för den period på året då man har internbelastning. I grunda, polymiktiska sjöar utgörs det ofta av sommar och höst medan det i djupa, dimiktiska sjöar vanligtvis är vid cirkulation d.v.s. vår och/eller höst.

För att skatta den verkliga frigörelsen av fosfor från sedimenten d.v.s. bruttointernbelastningen (P_{IL}) mellan två olika tidpunkter (T_1, T_2) måste man beräkna både mängden fosfor i vattenmassan ($P_{sjö}$) och sedimentationen av fosfor (P_{sed}) med hög tidsmässig upplösning, vanligtvis med någon till några dagars mellanrum.

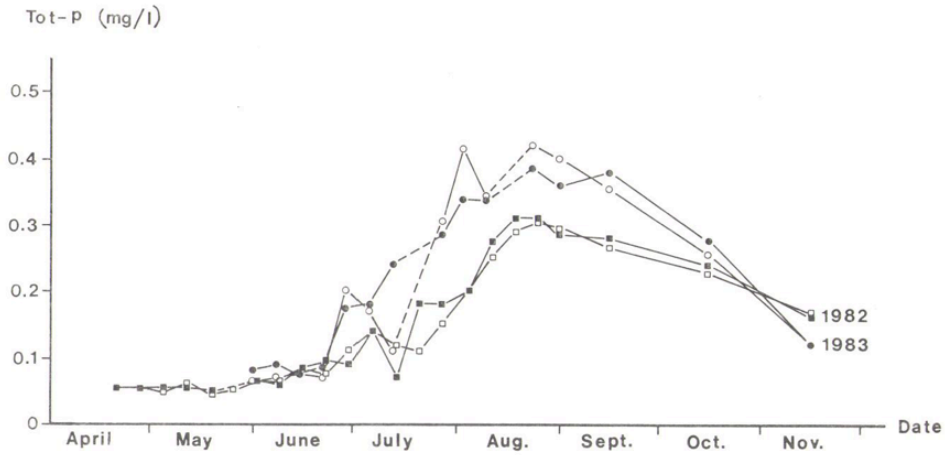
$$P_{IL, T_2-T_1} = P_{sjö, T_2} + P_{sed, T_2-T_1} - P_{sjö, T_1}$$

För att beräkna P_{IL} för en längre tidsperiod (säsong till år) summeras bruttointernbelastningen för alla tidsperioder ($T_2-T_1, T_3-T_2, \dots, T_n-T_{n-1}$).

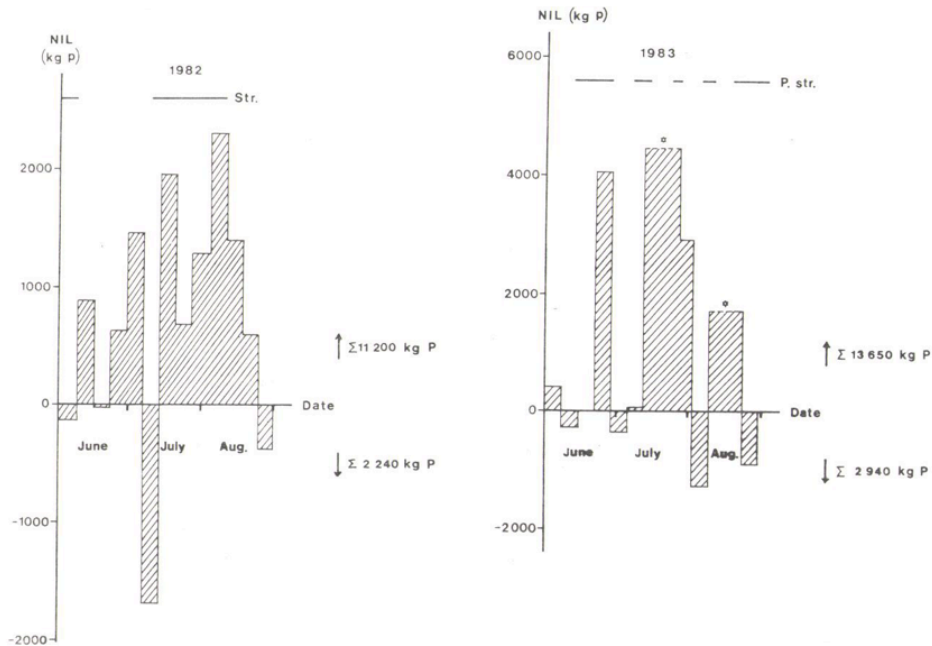
$$P_{IL} = \sum_{T=1}^{T=n} P_{ILT_n-T_{n-1}}$$

På motsvarande sätt kan även nettointernbelastningen (P_{NIL}) beräknas för kortare tidsperioder än år.

$$P_{NIL} = \sum_{T=1}^{T=n} P_{NIL T_n - T_{n-1}}$$



Figur 1. Fosforhalten (mg P/l) i den grunda, polymiktiska och hypertrofa Finjasjön under perioden april-november 1982 och 1983 (Löfgren 1987).



Figur 2. Veckovis nettointernbelastning (P_{NIL} , kg P) i den grunda, polymiktiska och hypertrofa Finjasjön under perioden juni-augusti 1982 och 1983 (Löfgren 1987).

Figur 1 visar fosforhalten i den grunda, polymiktiska och hypertrofa Finjasjön under två år på 1980-talet och figur 2 visar veckovis data för P_{NIL} från somrarna (juni-augusti) samma år (Löfgren 1987). Fosforhaltererna ökade båda åren från början på juni för att nå ett maximum i augusti. Summerar

man P_{NIL} veckovis under dessa perioder ser man att det förekom veckor med både frigörelse och sedimentation av fosfor där internbelastningen dominerade och gav upphov till de gradvis stegrade fosforhalterna (figur 1). Resultaten visar att det förekommer veckor med nettofrigörelse av fosfor från sedimenten (P_{NIL}) likväl som det andra veckor förekommer nettosedimentation (P_{SED}).

Nettointernbelastningen under dessa tre sommarmånader uppgick i Finjasjön till 11,2 och 13,7 ton fosfor under 1982 respektive 1983, men eftersom det sederades ut 2,2 respektive 2,9 ton fosfor under samma period så uppgick ökningen i vattenmassan till 9,0 respektive 10,8 ton fosfor (Löfgren 1987). Detta medför att fosforhalten ökar från ca 0,05 till ca 0,3 respektive 0,4 mg P/l i sjövattnet från vår till sensommar. Transporten av fosfor ut ur sjön ökade dessutom som en konsekvens av nettointernbelastningen.

Dessa exempel åskådliggör två olika effekter av fosforinternbelastningen:

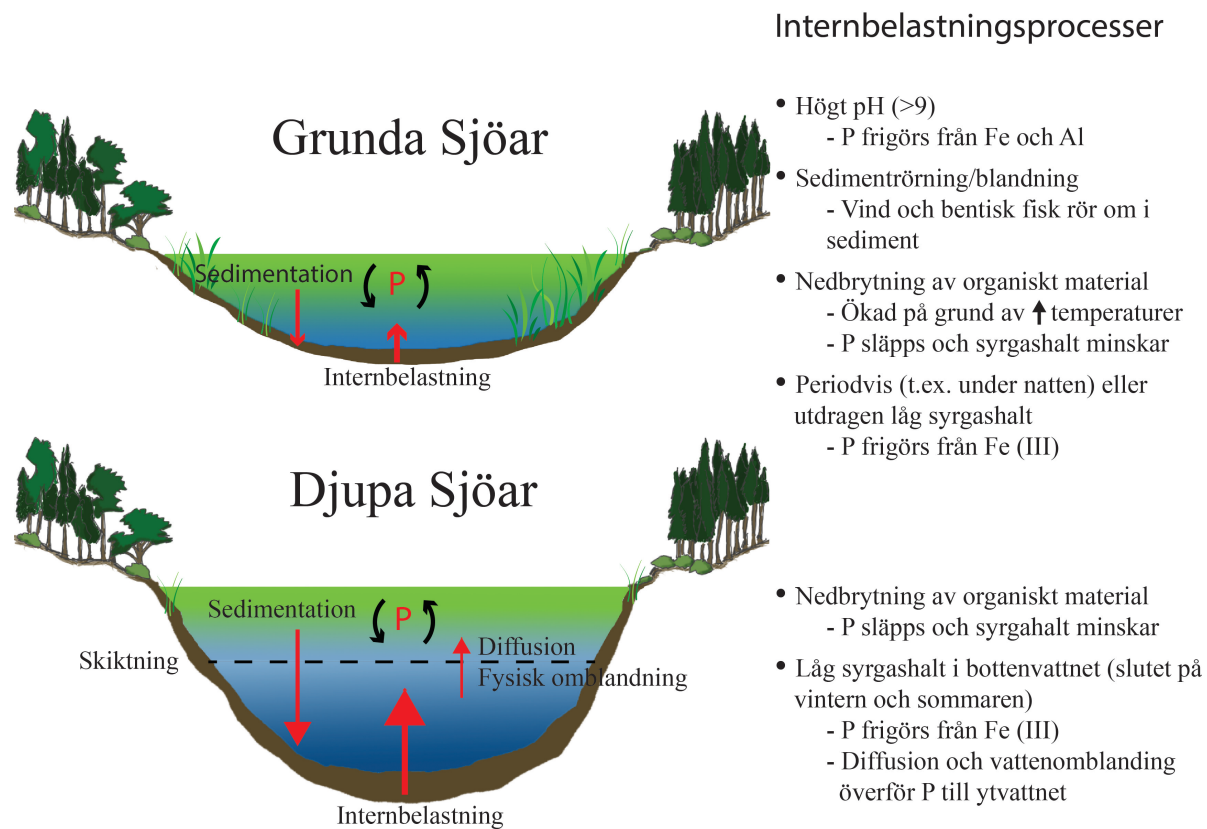
- 1) Retentionen av fosfor minskar, fosforhalten ökar under en del av året, och därmed ökar risken för algbloomning (bruttointernbelastning)
- 2) Retentionen är obefintlig och uttransporten av fosfor via utloppet blir större än intransporten (nettointernbelastning).

Om man inte tar hänsyn till netto- eller bruttointernbelastningen vid källfördelningen av fosfor leder det till att man överskattar betydelsen av andra fosforkällor och ger dem ett för stort åtgärdsbeting både uppströms och nedströms sjön. Det är därför viktigt att inkludera internbelastningen i källfördelningen för att beräkna ett så korrekt åtgärdsbeting som möjligt.

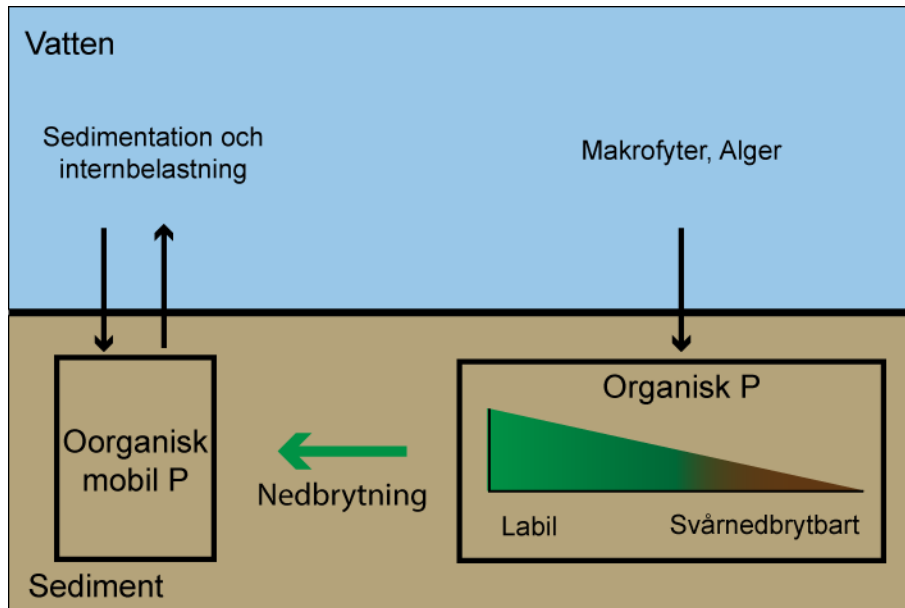
När det gäller minskad fosforretention (1) så förekommer bruttointernbelastning av fosfor (P_{IL}) i de allra flesta sjöar även oligotrofa och mesotrofa under korta perioder i samband med att sedimentytan blir mer eller mindre anoxisk d.v.s. i slutet på den islagda perioden respektive under sommarstagnationen. För att kvantifiera fosforretentionen (P_{IL} och P_{sed}) krävs mycket omfattande mätprogram och även en värdering av hur den minskade retentionen, som varierar utmed en kontinuerlig skala mellan <0-100%, ska värderas.

Det är också viktigt att tydliggöra att det finns olika processer som kan bidra till internbelastning av fosfor i grunda och djupa (skiktade) sjöar (figur 3). I båda typer av sjöar kan man få läckage av fosfor från sedimenten (lättlöslig, mobil fosfor) på grund av minskad syrgas i vattnet som orsakar frisättning av fosfor från sedimentbundna metaller som järn. Det händer stötvis i grunda sjöar (till exempel under stilla perioder såsom nattetid) och under sommaren och slutet på vintern i djupa sjöar. I grunda sjöar är fosfor omedelbart tillgängligt för användning av alger i ytvattnet, medan i djupa sjöar styr diffusion och fysisk omblandning av vattenmassan mängden frigjort fosfor som når algerna i ytvattnet. Nedbrytning av organiskt material kan

också leda till internbelastning av fosfor i båda typer av sjöar (figur 4), men nedbrytningshastigheten är vanligtvis högre i grunda sjöar på grund av högre vattentemperaturer. I grunda sjöar kan också högt pH frigöra fosfor från sedimentet. Bottenlevande fisk och vind kan störa sedimenten, vilket i sin tur kan öka tillgängligheten av fosfor i vattnet. I vissa fall är dessa också viktiga för internbelastning av fosfor i djupa sjöar med stora grundare områden. Dessa skillnader påverkar också vilka åtgärder som bör användas för att minska internbelastning i grunda och djupa sjöar.



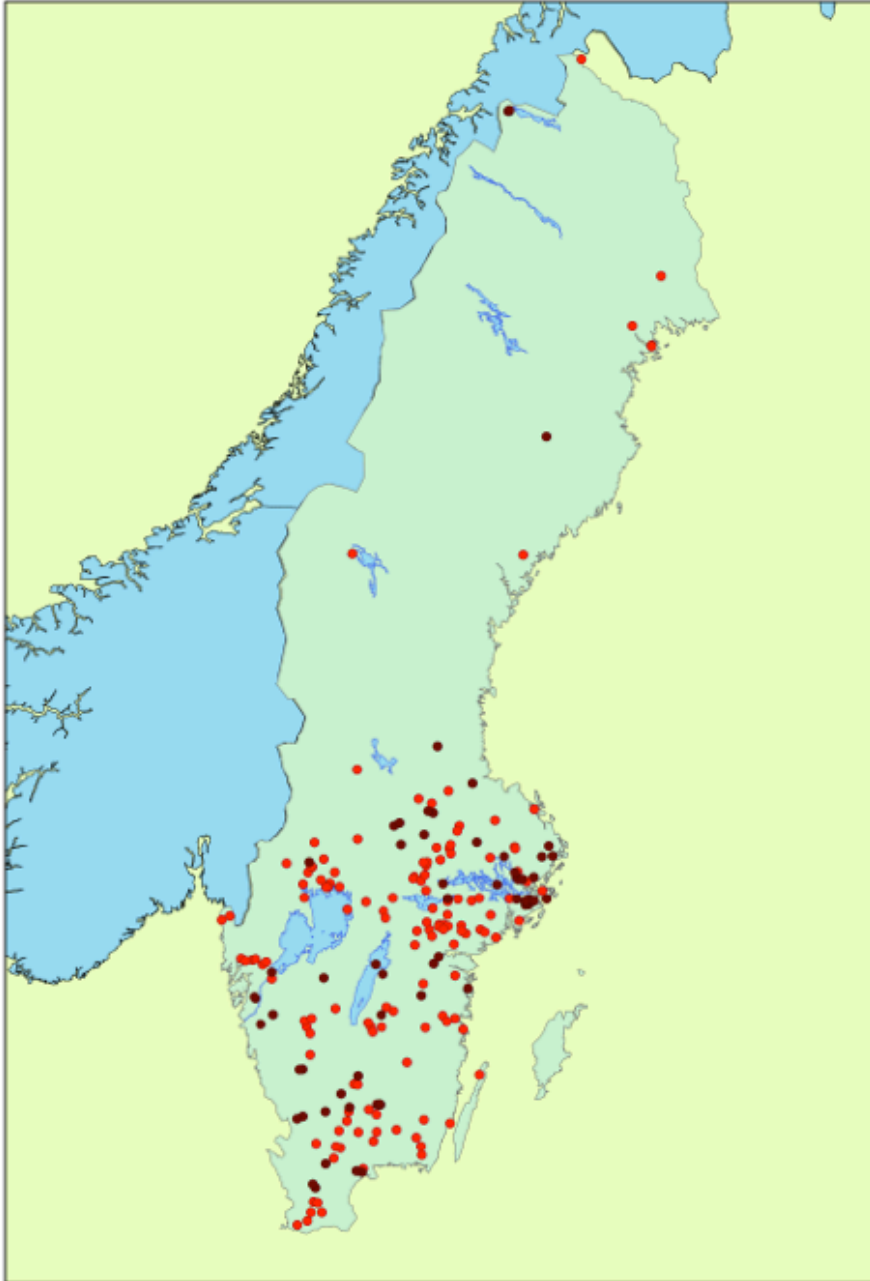
Figur 3. Internbelastningens processer i grunda och djupa sjöar.



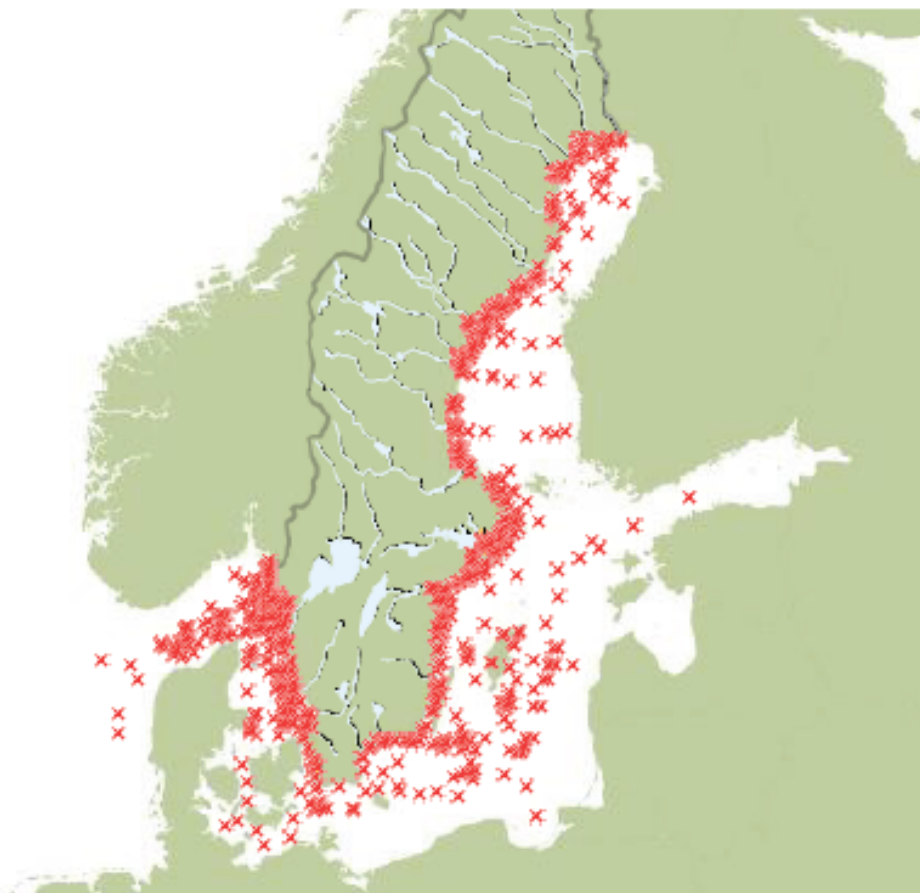
Figur 4. Hur nedbrytning av organisk fosfor ökar mängden lätttrörlig (mobil) fosfor och därmed fosforläckage från sediment.

2 Nuvarande tillgång på data

Med hjälp av gamla rapporter, vattenkemidata, och sedimentdata har information om internbelastning av fosfor i sjöar samlats in ifrån de datakällor som beskrivs nedan. Totalt inkluderades 220 sjöar och kustområden i den här studien (figur 5A) och det finns data från minst 50 sjöar i SLUs vattenkemi databaser (Bilaga A, Appendix, Tabell 1). Det finns också data för några hundra mätstationer i Östersjön som har minst ett provtagningstillfälle under 2000-2016 (figur 5B).



Figur 5A. Karta över de sjöar och kustområden som inkluderades i den här studien. Massbalansdata för fosfor finns tillgängligt för de sjöar som markerats som mörka (lila) punkter.



Figur 5B. Karta över mätstationer med fysiska och kemiska data på SMHIs webbsida (minst ett års data 2000-2016).

2.1 Datakällor Sjöar

2.1.1 Retention av fosfor i Svenska sjöar

Den största källan med tillräckliga data för att bedöma nettointernbelastning av fosfor kommer ifrån en rapport skriven av Gunnar Persson (Persson 2003). På uppdrag av naturvårdsverket sammanfattar han kunskapsläget för kväveretention i Sverige. Rapporten fokuserar på kväve, men innehåller även sammanställda data för retention av fosfor eftersom omsättningen av fosfor och kväve påverkar varandra via bland annat syrgasnivåer och biologisk omsättning (t.ex. kvävefixering). Data i rapporten utgörs av sammanställda massbalansberäkningar för 53 sjöar under perioder mellan 1962 och 1999 (Tabell 2, Bilaga A, Appendix). För vissa sjöar finns data ifrån olika perioder, t.ex. före och efter restaurering, vilket i slutändan ger 60 fall där retention av fosfor beräknats (62 för kväveretention).

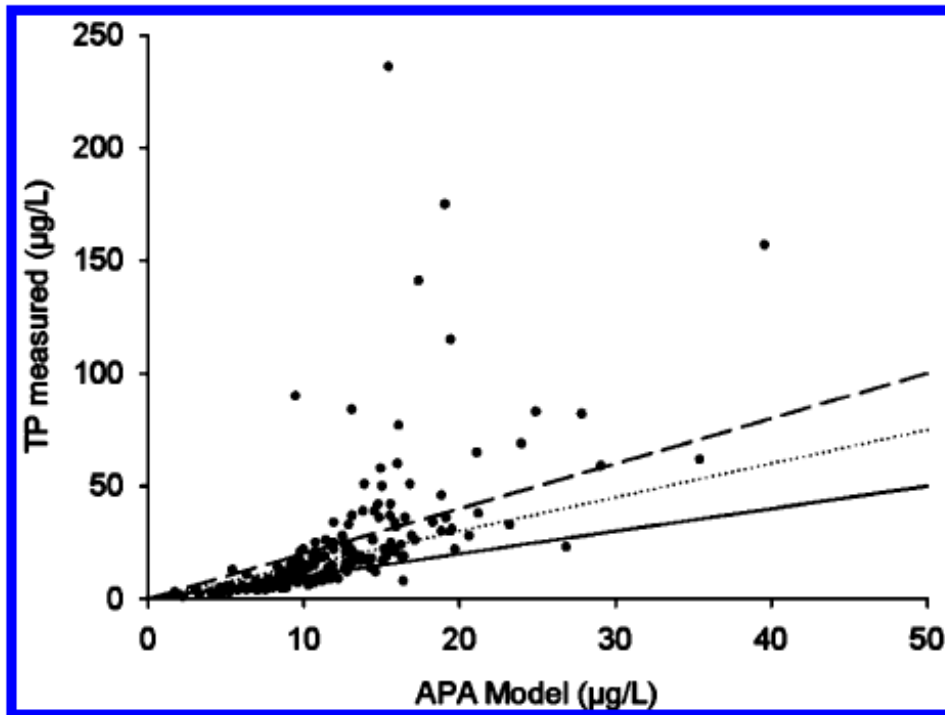
Eftersom fokus varit på totalkväve vid sammanställningen, kan kvalitén på data för t.ex. total fosfor ha varit lägre. Kraven på kvävedata som ingår i sammanställningen är att minst 75 % av belastningen ska härröra ifrån uppmätta källor och övriga 25 % ska bygga på rimliga bedömningar. Merparten

av vattenföringen ska vara uppmätt. Vattenkemiberäkningar för utloppet ska basera sig på mätningar i utloppet och inte ifrån sjöns mittpunkt. Provtagningsfrekvensen ska helst vara månatlig eller tätare där den nedre accepterade gränsen är 6 ggr per år. Ofta baserades omsättningstiden för vatten på medelvärden ifrån en längre period, istället för specificerade för respektive år med vattenkemiska mätningar. Variabiliteten för uträknad retention är hög mellan åren och om möjligt har därför medelvärden för flera år använts. Ungefär 20 av sjöarna bedöms lida av hög intern fosforbelastning (dvs nettointernbelastning > 0). Men det kan fortfarande mycket väl finnas andra sjöar som också har problem med eller ett överskott från internbelastning. Några av sjöarna utan problem har noterats i Tabell 1 (Bilaga A, Appendix).

Det sammanställda materialet finns med som bilaga i rapporten, men mer detaljerad data som använts vid uträkningarna får sökas i respektive källa som utgörs av examensarbeten, PM, rapporter och tidskriftspublikationer (se Bilaga A för referenser).

2.1.2 Sjöar som man misstänker har problem med internbelastning

Ett antal län/vattendistrikt har angett 89 sjöar som man misstänker har problem med internbelastning, varav några är inkluderade i Persson (2003) och har noterats i Tabell 2 (Bilaga A). I en studie av Huser och Fölster (2013) utvecklades en modell (baserad på ca. 1000 opåverkade sjöar i övervakningsprogrammet för omdrevssjöar) för att skatta bakgrundsvärden för fosfor i svenska sjöar (figur 6). Sjöarna med kända punktkällor i avrinningsområdet jämfördes med modellen för att bedöma om de var påverkade. Av de 181 sjöar som testades, hade 78 en ekologisk kvalitetskvot (EK=Bakgrund TP/Uppmätt TP) $\leq 0,75$ (Tabell 1, Bilaga A) vilket indikerar ett potentiellt problem med internbelastning. Några av sjöarna inkluderades i information från länen och i Perssons (2003) studie. Det har också noterats i Tabell 1 (Bilaga A).



Figur 6. APA Modellen (bakgrund TP modell) tillämpades på sjöar med kända punktkällor i avrinningsområdet. Helledragen, prickad och streckad linje representerar 1:1 lutning (bakgrundshalter), totalfosforkoncentrationer som är 50% respektive 100% högre än bakgrundshalter (Huser och Fölster 2013).

2.1.3 Vattenkemidata vid SLU

SLU är datavärd för nationella och regionala data som samlats in från sötvatten. En ny databas håller på att tas i bruk för ändamålet där data från olika källor samlas på ett ställe. I en utsökning i databaserna för de 220 sjöarna som finns i Tabell 1 (Bilaga A), fanns data från de senaste åren i 128

sjöar, och av dessa hade 40 sjöar minst 2 års data. Bara sex sjöar hade data för bottenvatten i minst två år (Tabell 1). Vissa av sjöarna är visserligen grunda, men dataläget är alltså sämre gällande prover som kan användas för att skatta internbelastning direkt i djupa sjöar. MVM-databasen är som sagt under uppbyggnad och ytterligare data kan förväntas komma in under det kommande året. Framför allt kommer tidsserierna för sjöar inom den samordnade recipientkontrollen fyllas på bakåt i tiden för de sjöar som redan ligger inne, vilket underlättar datasammanställningen för tidsserieanalyser.

Tabell 1. Befintliga data för sjöar i denna studie i SLUs databaser.

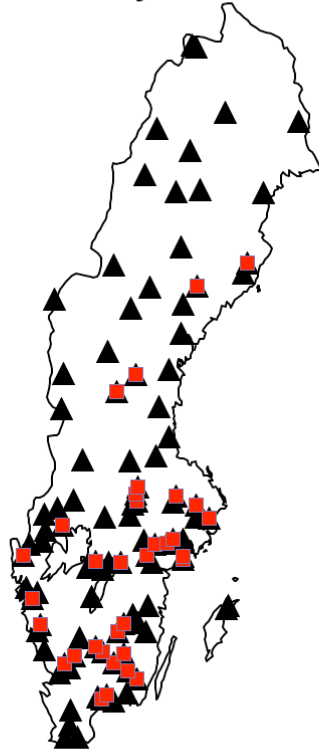
Urval	Antal sjöar	
	Ytvatten	Bottenvatten
> 10 År	10	4
> 5 År	19	4
> 2 År	40	6
Alla med data	128	12

2.1.4 Sedimentdata

2.1.4.1 Nationella undersökningar

Några nationella undersökningar av sjösediment i Sverige har genomförts under de senaste två decennierna (figur 7). Totalfosfor och andra parametrar har analyserats, men inte fosforfraktioner. Det finns sediment kvar från dessa undersökningar, men endast torkade prover som ej bör användas för att skatta internbelastning av fosfor. De prover som finns kvar från undersökningen som gjordes 2005/2006 har inte torkats men bör antagligen inte heller användas eftersom koncentrationen av mobil fosfor i de sparade proven kommer vara högre än under provtagningen p.g.a. nedbrytning av organisk fosfor över tid. En del av dessa sjöar har dock provtagits igen under 2014 (Huser, opublicerade data) där fosforfraktionering gjordes och dessa data kan användas för att skatta potentiell internbelastning (ett exempel finns i avsnitt 5). Datasetet inkluderar bara trendsjöar (d.v.s. relativt opåverkade referenssjöar), men dessa sjöar kan vara användbara för att bedöma regionala bakgrundsnivåer av potentiell internbelastning i svenska sjöar. De kan följaktligen användas för jämförelser med andra sjöar där man misstänker att internbelastning är ett problem.

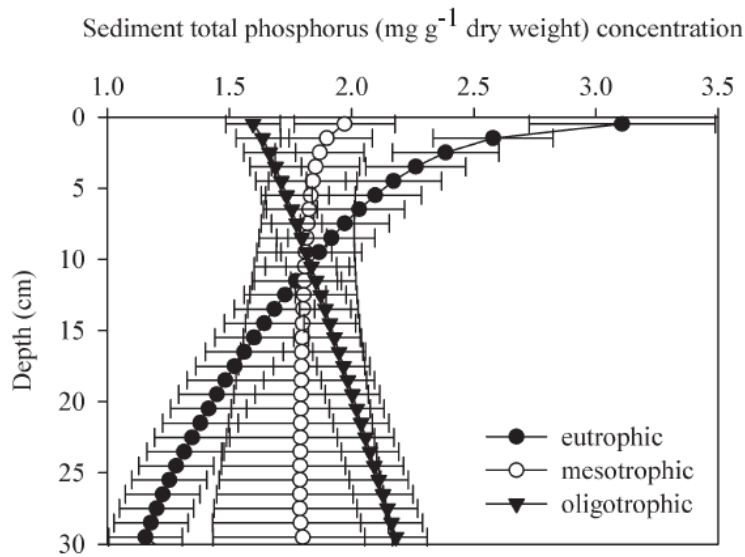
Referenssjöar sediment



Figur 7. Sjöstationer där sediment har provtagits under 1998/1999 (svarta trianglar) och 2005/2006 (röda trianglar).

2.1.4.2 Internationella undersökningar

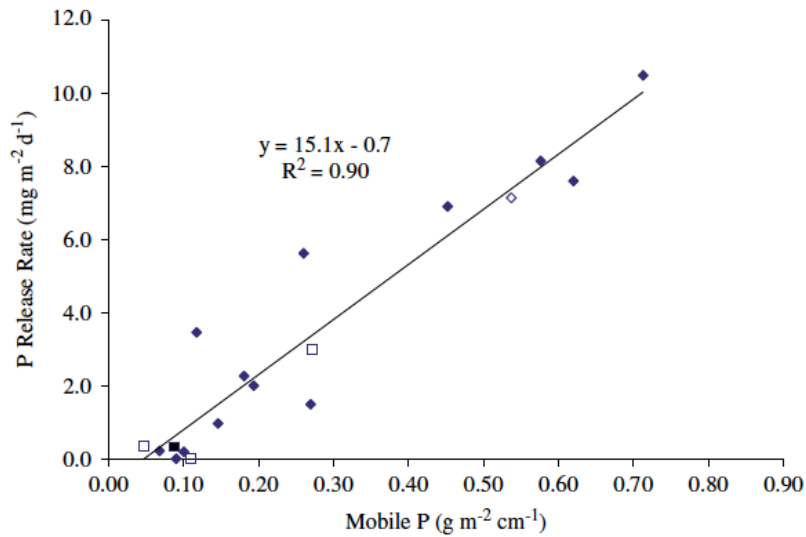
Carey and Rydin (2011) har också gjort en undersökning som inkluderar 21 svenska sjöar (Huser opublicerad, Rydin opublicerad, Rydin 2000). Bara enstaka modeller finns för varje enskild sjö i studien (ingen generell modell) men studien visar övergripande att olika trender för totalfosfor i sediment kan relateras till trofisk status i sjöar (figur 8). Den här informationen kan inte användas för att bedöma internbelastning direkt, men kan användas för att peka på sjöar som har en potentiell förhöjd nivå av fosfor i ytvatten på grund av internbelastning av fosfor.



Figur 8. Trender för total fosfor i sediment och hur de relaterar till trofisk status i sjöar (Carey and Rydin 2011).

2.1.5 Modellering av internbelastning

Om en sjö misstänks ha problem med övergödning och internbelastning, kan man provta sediment för att bedöma om sjön har internbelastning på en nivå som kan påverka vattenkvaliteten negativt. Labila (lättlörliga) former av fosfor (d.v.s. de som bidrar till internbelastning) kan användas för att skatta internbelastning i sjöar enligt en modell som utvecklats av Pilgrim et al. (2007) som visar att den mobila fraktionen fosfor (fosfor i porvatten, lättlöslig fosfor, och järnbunden fosfor) är direkt relaterat till läckage av fosfor i sedimentet (figur 9). Modellen kan bara användas för att bedöma internbelastning på vissa ställen (icke humusrika sjöar), men eftersom den ger information om potentiell internbelastning kan den användas både för att bedöma risk för internbelastning av fosfor och för att validera sjömodeller. I de flesta sjömodeller utgör internbelastningen en restpost, men om det finns data för fosforfraktioner kan man jämföra potentiell internbelastning med modellresultat. För att göra mer exakta beräkningar behövs en fosforbudget, d.v.s. mätningar av in- och uttransport av fosfor i sjön.

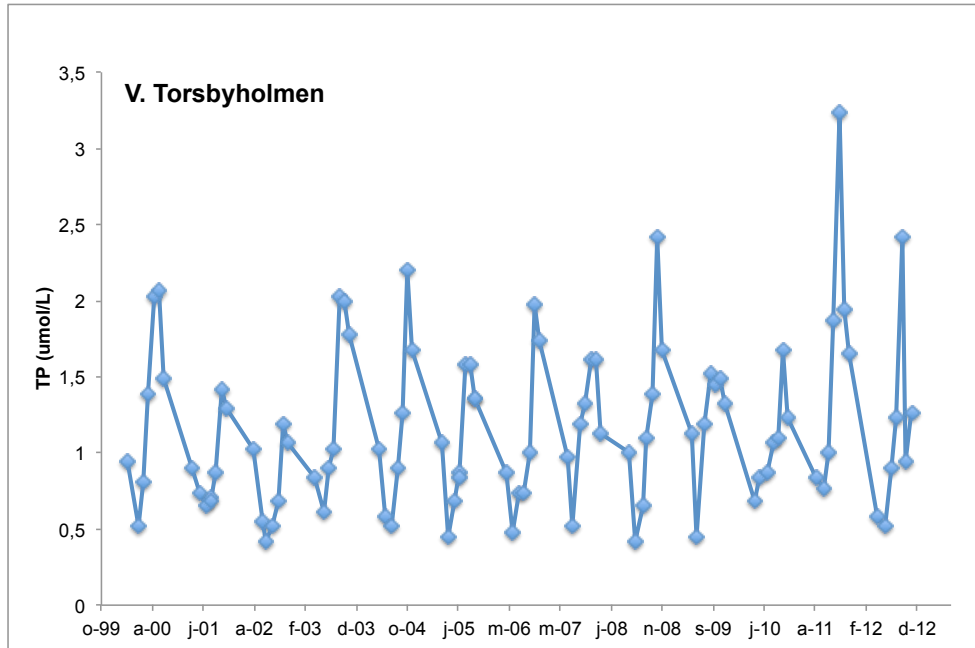


Figur 9. Relationen mellan fosforläckage från sediment och mängd mobil fosfor i sedimentet (Pilgrim et al. 2007) på 13 C (ifyllda symboler) och 21 C (ofyllda symboler).

2.2 Datakällor Kustområden

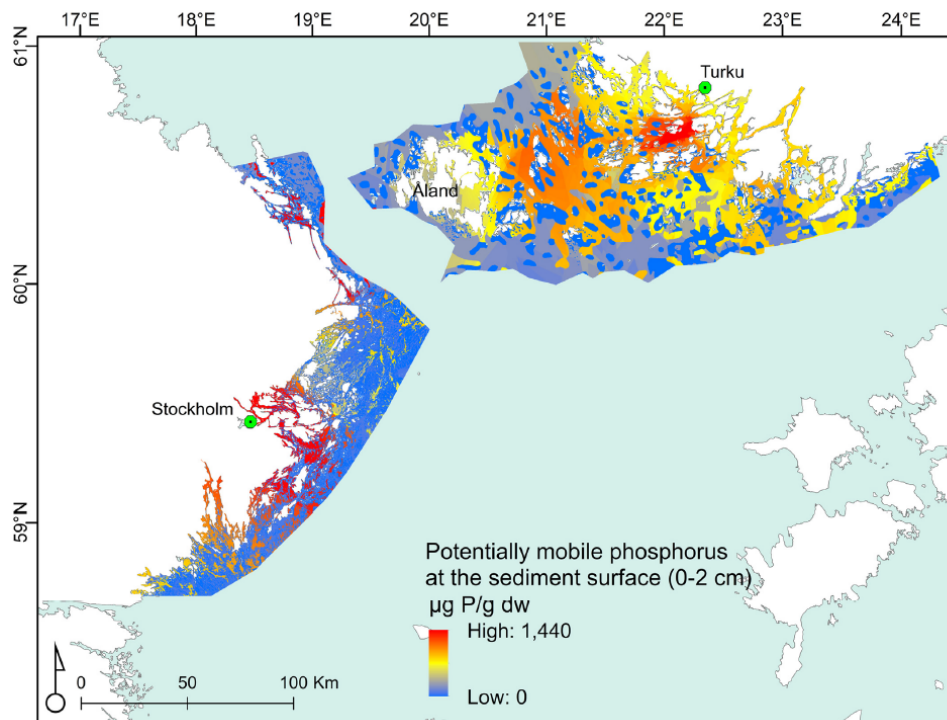
2.2.1 Vatten och sediment

På SMHIs webbsida finns det data för många kustnära stationer, men data är inte lättillgängliga. Här finns det fler än 500 stationer som har fosfordata (i nuläget mellan år 2000 och 2016) och några hundra av de stationerna har flera års data. Men det saknas data för områden som t.ex. Säbyviken och Björnöfjärden (som har problem med internbelastning) och det finns bara äldre data för några områden. Några data kan hittas i enskilda studier (se nedan). Men med data som finns på SMHIs webbsida kan potentialen för internbelastning av fosfor bedömas (bara hastigheten, inte källfördelningen) för många områden, t.ex. på Torsbyholmen (Stockholm län, figur 10).



Figur 10. Total fosfor (TP) i bottenvattnet (24 m vattendjup) i V. Torsbyholmen (SMHI, vattenweb).

Fosforhalter i sedimentet beräknades i kustområden av Puttonen et al. (2014) och internbelastningen av fosfor skattades för dessa områden (figur 11). Sediment provtogs under 2008-2012 från 345 olika stationer och fosforfraktionering användes för att analysera olika fosforformer. Mobilt fosfor i dessa områden uppskattades till mellan 31 000 och 37 000 ton, varav 2/3 var bundet till järn som kan reduceras under syrefattiga förhållanden vilket frigör fosfor till vattenmassan. Författarna spekulerade i att dessa nivåer kommer att försämra vattenkvaliteten i Östersjön, särskilt i skärgården där omsättningstiderna är längre. Hastigheten av internbelastning skattades inte i den här studien, men det är fullt möjligt att göra med tillgång till de data som användes i studien.



Figur 11. Koncentrationer av mobilt fosfor i sedimentet i kustområden nära Stockholm och Åland interpolerade med Ordinary Kriging (Puttonen et al. 2014).

Vi gjorde ett grovt försök att skatta hastigheten på läckaget av fosfor från sedimentet med modellen som utvecklades av Pilgrim et al. (2007). Sedimentläckaget varierade från drygt 2 till 21,6 $\text{mg/m}^2/\text{d}$ i olika kustområden i Östersjön (Tabell 2), men notera att detta endast är en grov uppskattning utifrån data från Puttonen et al. och att faktiska hastigheter beror på många olika faktorer, t.ex. syrgasförhållanden, temperatur, m.m. Data från Huser (2014) verkar dock stödja dessa siffror och visar att potentiellt sedimentläckage av fosfor kan variera från 1,7 till 22 $\text{mg/m}^2/\text{d}$.

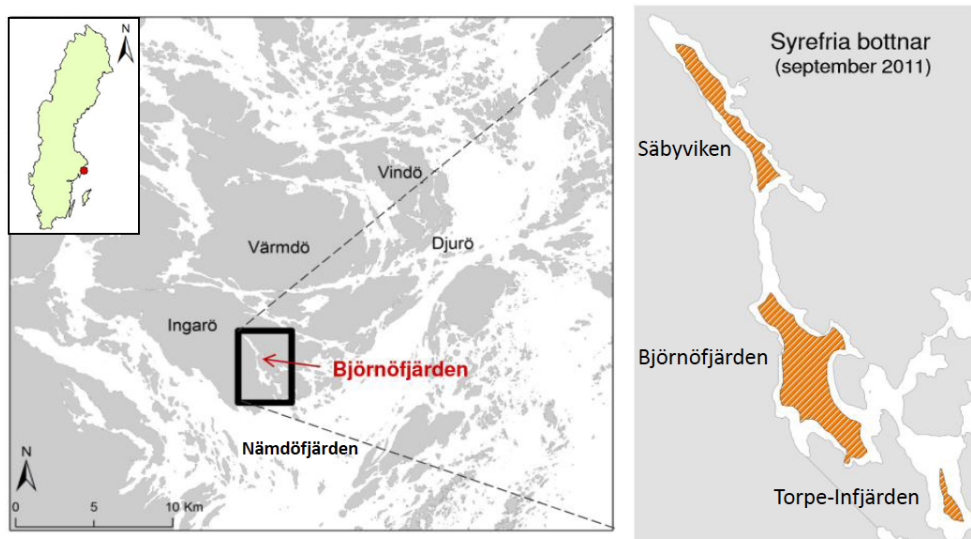
Tabell 2. Sedimentdata från Puttonen et al. (2014) och uppskattningar av sedimentläckage av fosfor i kustnära områden i Östersjön (den här rapporten).

Parameter	Enhet	Medel	Min	Max
Total P	mg/g	1,7	0,91	4,6
Mobil P	mg/g	0,57	0,05	3,1
Internbelastning	$\text{mg/m}^2/\text{d}$	14,6	2,2	21,6

Andra studier visar liknande siffror för internbelastning. Karlsson et al. (2011) har beräknat att internbelastning bidrar med 3,5 till 5,1 ton fosfor per år i Östhammarsfjärden och Rydin och Kumblad (2011) har rekommenderat åtgärder för att minska fosfortillflöde från sedimentet för att förbättra miljöförhållandena. Även Granfjärden, uppströms Östhammarsfjärden, är en net-

toexportör av fosfor, men här beror en stor del av fosforbidraget på landhöjning och erosion.

Rydin et al. (2009) beräknade en internbelastning av fosfor (brutto) på 7,4 mg/m²/d och Huser (2014) uppskattade ett medelvärde för potentiell internbelastning på 8,4 mg/m²/d i Torsbyfjärden. Innan aluminiumbehandlingen i Björnöfjärden (2012-2013, figur 12) var sedimentläckaget en stor fosforkälla (ca. 50% av totala fosforbelastningen) till vattenmassan, beräknat på 0,3 till 1,5 g/m²/år (Arvidsson 2012) och 1,1 ton/år (Malmaeus och Karlsson 2013). Samma sak gäller för Säbyviken (figur 12) där fosfor från externa källor var ca. 200 kg/år och internbelastning stod för mellan 140 och 220 kg/år, vilket motsvarar 0,7 till 1,1 g/m²/år (Sjöholm 2013). Dessa siffror är i samma storleksordning som tidigare mätningar av läckage från sediment i andra kustområden (Rydin et al. 2011).



Figur 12. Syrafria bottenar där fosfor frigörs från sediment i Björnöfjärden och Säbyviken (Sjöholm 2013).

Om man jämför sedimentfosforkartan (figur 11) med de områden där internbelastning av fosfor är ett problem (stycket ovan), kan man anta att det finns fler områden med samma problem även om tillräckligt bra data saknas för att beräkna mängden fosfor som frigörs från sedimentet och jämföra det med externa källor.

2.2.2 Modeller

SMHI (Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut) har gjort ett försök att modellera fosfor- och kvävenivåer i alla Sveriges kustområden med en så kallad kustzonsmodell (<http://vattenwebb.smhi.se/kustzonanalys/>). Modellen ger information om källfördelning och nivåer av näringsämnen, salthalt, syrgashalt och klorofyllhalt för olika platser och djup utmed den svenska kusten. Modellen har en fraktion som kan liknas vid internbelastning av fosfor som beror på vattnets syrgashalt och salthalt. Hastigheten för frigörelse av fosfor ur bottenarna bestäms genom kalibrering av de två para-

metrarna som representerar salthalt respektive syrgashalt. För att komma fram till den initiala mängden fosfor i sedimentet har modellen körts under många år tills en form av balanstillstånd uppstått mellan sedimentation och frigörande av fosfor ur sedimentet. Därefter har denna mängd upplagrad fosfor i kustbottenarna används i de fortsatta simuleringarna.

SMHI använder ett enkelt utvärderingsmått där man jämför den genomsnittliga halten av en simulerad variabel mot ett medelvärde av faktiska mätningar under samma period (1999-2011). En fjärd som har stora problem med internbelastning och där det finns många mätningar är Östhammarfjärden. Här skiljer sig dock medelvärdet av modellerade och uppmätta värden kraftigt åt även med detta mycket enkla utvärderingsmått (Tabell 3). Det är tydligt att modellen inte alls har kunnat beskriva den höga nivå av internbelastning som konstaterats i tidigare undersökningar (Karlsson et al. 2011). Ser man till utvärderingen av andra stationer utmed hela sträckan från Västervik till Uppland, förfaller modellen ha problem med att den kraftigt underskattar mängden totalfosfor i bottenvattnet (figur 13).

U18

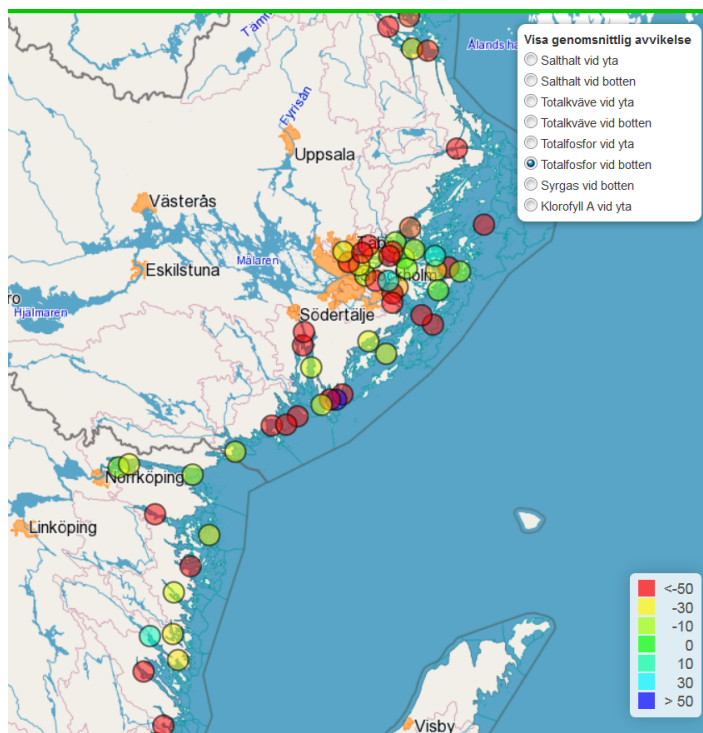
Vattenförekomstid: SE601300-182880

Bassängnummer: 130018

Variabel	Genomsnittlig avvikelse
Salthalt vid yta (\bar{x} 0.0m):	7.61%
Salthalt vid botten (\bar{x} 8.96m):	4.37%
Totalkväve vid yta (\bar{x} 0.0m):	-68.72%
Totalkväve vid botten (\bar{x} 9.22m):	-77.12%
Totalfosfor vid yta (\bar{x} 0.0m):	-75.13%
Totalfosfor vid botten (\bar{x} 9.22m):	-82.41%
Syrgas vid botten (\bar{x} 8.94m):	376.12%
Klorofyll A vid yta (\bar{x} 0.0m):	-83.07%

[Visa detaljerad utvärdering](#)

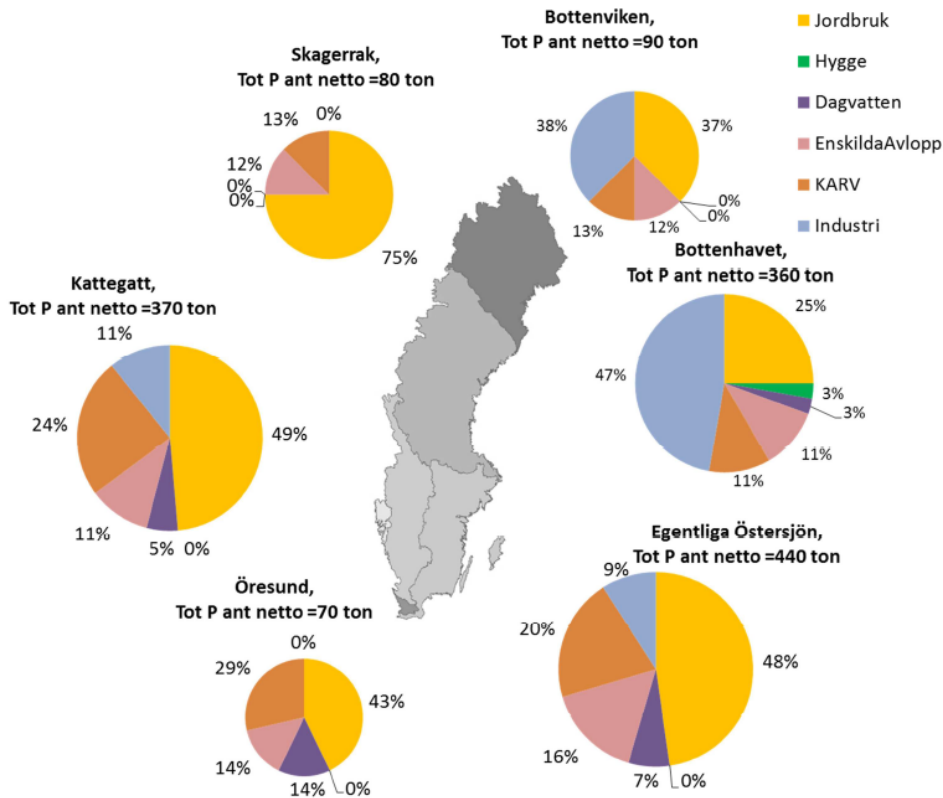
Tabell 3. Genomsnittlig avvikelse i procent mellan genomsnittet av uppmätta och simulerade halter under perioden 1999-2011 i Östhammarfjärden (<http://vattenweb.smhi.se/kustzondiff/>).



Figur 13. Genomsnittlig avvikelse i procent mellan genomsnittet av uppmätta och simulerade halter totalfosfor i bottenvatten under perioden 1999-2011 (<http://vattenweb.smhi.se/kustzondiff/>).

3 Bedömning av intern fosforbelastning i Sverige

Potentiell, relativ påverkan från olika fosforkällor (interna och externa) visas i Tabell 4A. Potentiell påverkan av externa källor på fosfor koncentrationer i sjöar och kustvatten har baserats på beräkningar av SMED (SMED 2014, figur 14) och SMHI (vattenweb). Skattningarna beror på vilken del av Sverige man tittar på. Till exempel, enligt S-HYPE beräkningar (vattenweb), är internbelastningens betydelse låg för hela Sverige (Tabell 4B), men det varierar mycket för enskilda sjöar, från 0 till 100% av fosforkällfördelningen. Även i denna modell hanteras internbelastningen av fosfor som en restterm, vilket betyder att osäkerheter och fel i indata kan leda till en fel uppskattning av internbelastningen.



Figur 14. Källfördelning av antropogen nettobelastning av fosfor år 2011 till havet fördelat på havsbassänger (SMED 2014).

3.1 Lokalt

Lokalt påverkas sjöar både av brutto (antropogent förhöjt sediment läckage) och netto (sedimentläckage > sedimentation) internbelastning. Sjöar som har, eller misstänks ha, problem med eutrofiering och internbelastning av

fosfor kan återfinnas på många platser i Sverige. Oftast finns sjöarna i anslutning till tätorter och jordbruksområden som har påverkats av höga externa källor av fosfor i decennier vilket har lett till ökade halter av fosfor i sedimenten. Av de 220 sjöar i Tabell 1 (Bilaga A), har nästan alla påverkats av lokala källor, som senare lett till en internbelastning av fosfor. I vissa fall har det skett en kraftig minskning av de externa källorna och den interna belastningen utgör huvuddelen av fosfortillförseln till sjön.

3.2 Regionalt och nationellt

Många sjöar som saknar nettointernbelastning har troligtvis ändå minskad retention av fosfor jämfört med referensförhållanden (bruttointernbelastning). Nettointernbelastning påverkar nedströms vattenförekomster, men även en minskad retention (dock ingen netto internbelastning) har negativ effekt på nedströms sjöar och slutligen Östersjön. Påverkan på Östersjön är komplicerad att studera eftersom fosfor som lämnar en sjö, kan passera fler sjöar där det kan ske en viss retention innan det når kusten. Källfördelningsmodeller som t ex HYPE försöker skatta vad som händer i hela kedjan innan fosfor når Östersjön. En jämförelse av dessa siffror för ett fåtal sjöar med internbelastning/retention beräknad på mätdata visade på en dålig överensstämmelse. Vi saknar därför data för att göra en kvantifiering av problemets omfattning på regional och nationell nivå. Vi rekommenderar därför att samla in fler mätdata som kan ligga till grund för sådan kvantifiering. Nationellt kan de flesta sjöar beskrivas som opåverkade skogssjöar (Borg 1987) och det är osannolikt att dessa har problem med internbelastning.

3.3 Kustområden

Studien av Puttonen et al. (2014) visade på problem med sedimentfosfor/internbelastning i kustnära områden i södra Sverige. Andra studier har också visat på höga nivåer av internbelastning av fosfor i olika områden såsom Östhammarsfjärden, Torsbyfjärden, Björnöfjärden, Säbyviken, m.m. Den uppskattade potentiella internbelastningshastigheten i vissa områden är högre än de flesta sjöar som det finns data för (se Tabell 5 nedan) och motsvarar i vissa fall mer än 50% av hela fosfor budgeten. Höga nivåer av internbelastning av fosfor i kustområden är, i de flesta fall, orsakade av gamla synder (historisk ackumulation av fosfor i sedimentet) och försämrade syrgasförhållanden i vattenmassan. Kartan i figur 11 visar att det i många kustnära områden finns en stor potential för problem med internbelastning av fosfor, något som stöds av de enstaka studierna i sektion 2.

Vattenkemidata och kustmodellberäkningar visar också att det finns områden med potentiella problem av internbelastning av fosfor. Jämförelser mellan mätdata och modellberäkningar visar dock en dålig överensstämmelse i många områden enligt deras utvärderingsmått (sektion 2.2). Eventuellt kan mätdata som finns användas för att bedöma potential för internbelastning i

kustområden. Tabell 4A nedan visar potentiell, relativ påverkan av olika fosforkällor på kustnära områden.

Tabell 4A. Potentiell, relativ påverkan av olika fosfor källor på olika skalor. Gröna färgen betyder försumbart, gul liten, orange måttlig, och röd stor potentiell påverkan. Påverkan av externa källorna har baserats på SMEDS rapport ”Beräkning av kväve- och fosforbelastning på havet år 2011” (figur 14).

Maximal potentiell risk för påverkan på enskilda övergödda objekt					
	Kust (exklusiv P från utsjön)	Inlandsvatten			
Källa	Kustvatten	Nationellt	Vattendistrikt	Huvud ARO + stora sjöar	Lokalt
Brutto internbelastning					
Netto internbelastning					
Jordbruk					
Stora punktkällor					
Enskilda avlopp					

Tabell 4B. Resultat för bruttobelastning för alla delavrinningsområden i Sverige från vattenweb på SMHI.

	Skog	Myr	Jordbruk	Övrigt	Urbant	Enskilda avlopp	Reningsverk	Industri	Internbelastning
Total (kg/år)	2013153	260036	2081158	217290	179500	221520	146048	125366	104399
%	37,6	4,9	38,9	4,1	3,4	4,1	2,7	2,3	2,0

4 Sammanfattning och rekommendationer

Tyvär har intresset minskat för att utvärdera och upprätthålla de mätprogram som designades för att studera intern fosforbelastning på 1970- och 1980-talen. Fokus har främst varit att följa hur fosforhalterna minskat i vattenmassan i takt med att olika åtgärder genomförts och hur det påverkat biologin d.v.s. det ekologiska tillståndet. Det begränsar därför möjligheten att redovisa de långsiktiga trenderna för intern fosforbelastning med avseende på minskad retention och internbelastning samt för att klargöra effekterna av olika åtgärder.

För att kunna svara på frågan hur stor den interna fosforbelastningen är idag och vilken betydelse den har för fosforretentionen i sjöarna och fosforbelastningen på nedströms liggande system, föreligger därför ett behov av att sammanställa och utvärdera data från de sjöar och kustområden som ingick i de tidigare omnämnda studierna och som i många fall har långa tidsserier från senare år som ännu inte har utvärderats.

Eftersom de flesta sjö/kustmodellerna hanterar internbelastning som en restterm, är risken för stora fel hög. Med fler data finns dock en stor potential för att förbättra dessa modeller. Kedjeeffekten, dvs uppströms kontra nedströms effekter, måste tydliggöras genom en förbättrad källfördelning. Vi behöver bättre info om internbelastning av fosfor för att bättre hantera problem med retention i sjöar och för att göra korrekta källfördelningar så att vi kan välja de åtgärder för att minska fosforläckaget som ger bäst resultat.

4.1 Sediment- och vattenprover för att bedöma risken för internbelastning

4.1.1 Vatten

Relevanta vattenkemiska data finns idag inom olika nationella och regionala miljöövervakningsprogram samt SRK. Dessa ligger idag utspridda på olika databaser och en del äldre data är inte datalagda. I och med att alla vattenkvalitetsdata inom miljöövervakning och recipientkontroll nu ska läggas in i Miljödata-MVM inom ramen för det nationella datavärdskapet kommer data bli tillgängliga i ett enhetligt format vilket avsevärt kommer underlätta kommande utvärderingar. Idag skulle en sådan sammanställning kräva ett omfattande arbete med att kontrollera enheter på parametrar och identiteter för stationer. Det är därför viktigt att förmå länen att lägga in data från intressanta objekt i databasen så snart som möjligt.

När data är tillgängliga är det möjligt att utveckla empiriska modeller mellan internbelastningshastigheter, halter av fosfor i ytvatten och kanske andra variabler som är lätta att uppskatta med befintliga data som t ex omsätt-

ningstid. Sen kan man relatera modellerna till mobil fosfor i sedimentet (se nedan).

4.1.2 Sediment

Fosforfraktionering av sediment är ett relativt enkelt sätt att få en mer detaljerad kunskap om problem med intern belastning. Man kan också använda sjöar med kända värden för internbelastning för att utveckla en empirisk modell som kan relatera trofisk status (eller total fosfor i ytvatten) till potentiell internbelastning av fosfor i grunda och djupa sjöar. Med en sådan modell kan man utifrån enbart sedimentdata bedöma om en sjö riskerar att vara påverkad av internbelastning. I Tabell 5 finns data från sjöar i hela gradienten från oligotrof till hypertrof med beräknade värden för internbelastning av fosfor, vilket kan ligga till grund för en sådan modell. De flesta sjöarna i tabellen ligger dock i USA.

Som exempel på hur tabellen kan användas redovisas här Överudssjön som på websidan ”VISS” anges ha problem med övergödning. Dalarnas länsstyrelse har inkluderat sjön i listan med övergödda sjöar i denna studie (Tabell 1, Bilaga A). Sediment provtogs från Överudssjön 2014 (en sedimentkärna, Jan och Huser opublicerade data) och visar en potentiell internbelastning av ca. $5 \text{ mg/m}^2/\text{d}$ med hjälp av den modell som utvecklades av Pilgrim et al. (2007). Detta värde ligger nära medelvärdet av $6 \text{ mg/m}^2/\text{d}$ för eutrofa grunda sjöar (Tabell 6). Modellen av Pilgrim et al. fungerar bra för icke humösa sjöar men måste utökas för att hantera sjöar med höga halter av organiskt material och även Fe i sedimentet (båda påverkar internbelastning och är vanliga i Sverige). Det finns alltså ett behov att komplettera dataunderlaget med fler sjötyper för att kunna skapa en generell modell för riskidentifiering av intern belastning av fosfor.

Alla sjöar har bruttointernbelastning av fosfor men i dagsläget har vi ingen information om vad en naturlig nivå av internbelastning är. Det betyder att vi inte kan bedöma om en viss sjö har ett stort problem med antropogen internbelastning under t.ex. sommar, eller inte. Det betyder också att det inte går att sätta ett ordentligt mål att nå med åtgärder för att minska internbelastning. Både befintliga vattenkemidata och nya sediment- och vattenkemidata (om det behövs) skulle kunna användas för att beräkna naturlig internbelastning i olika typer av sjöar runt Sverige.

Tabell 5. Sediment fosfor läckage från sedimentet i sjöar i USA och Sverige. Sjötyp betyder polymiktiskt (P) eller dimiktiskt (D).

Sjö	Sediment P läckage (mg/m ² /d)	Trofisk Status	Sjötyp
Isles (pre-alum, deep hole)*	14,1	Eutrof	D
Fountain-Dane Bay	13,6	Hypertrof	P
Twin Lake (Sweeney)	13,1	Eutrof	D
Harriett (pre-alum, deep)*	11,1	Eutrof	D
Calhoun (pre-alum, deep)*	10,8	Eutrof	D
Fish E**	10,5	Eutrof	D
Cedar (pre-alum)*	9,3	Eutrof	D
South Twin	9,2	Eutrof/hyper	P
Fountain-Edgewater Bay†	9,0	Hypertrof	P
Fountain-Bancroft Bay	8,1	Hypertrof	P
Fish W**	8,1	Eutrof	D
Södra Bergundasjön†††	7,7	Hypertrof	P
Como**	7,6	Eutrof	D
Norra Bergundasjön†††	7,5	Hypertrof	P
Harriet**	6,9	Eutrof	D
Fountain-Main Bay†	6,8	Hypertrof	P
North Twin	6,0	Eutrof	P
Pickerel Lake††	3,9	Hypertrof	P
White Lake††	3,8	Hypertrof	P
Albert Lea Lake†,††	3,6	Hypertrof	P
Parkers**	3,5	Eutrof	D
Earley Lake	2,9	Eutrof	P
Phalen**	2,3	Mesotrof	D
Växjösjön†††	2,1	Mesotrof	D
McCarrons**	2,0	Mesotrof	D
Bryant**	1,5	Mesotrof	D
Trummen†††	1,1	Mesotrof	P
Minnewasheta**	0,2	Mesotrof	D
Christmas**	0,1	Oligotrof	D

*Huser et al. (2011)

**Pilgrim et al. (2007).

†Får flöde från näringsrika sjöar som ligger uppströms

††500-1500kg/ha karp

†††Huser och Köhler 2014

Tabell 6. Medelvärden för internbelastning av fosfor och trofisk klassificering för grunda och djupa sjöar i Tabell 5.

Internbelastning (mg/m ² /d)			
Hypertrof		Eutrof	
Polymiktiskt	Dimiktiskt	Polymiktiskt	Dimiktiskt
7,3	NA	6,0	9,5

4.2 Utökade undersökningar

Efter att man har samlat in data från så många sjöar som möjligt, föreslår vi att HaV och vattenmyndigheterna initierar en studie i ett 10-tal sjöar med dokumenterat hög intern fosforbelastning under 1970- och/eller 1980-talen och med pågående mätprogram. Studien innebär att vattenkemi, sedimentkemi (om det finns), och hydrologiska data för så långa tidsserier som möjligt insamlas och kvalitetssäkras, samt att de åtgärder som utförts i sjöarna

och deras tillrinningsområden så långt möjligt dokumenteras. Syftet ska vara att kvantifiera de långsiktiga trenderna med avseende på intern fosforbelastning, fosforretention och därmed den interna fosforbelastningens kvantitativa betydelse för uppströms och nedströms liggande recipienter och därmed av betydelse för vattenmyndigheternas åtgärdsarbete. Om möjligt ska även effekten av olika åtgärder (muddring, kemisk behandling, reduktionsfiske etc.) kvantitativt belysas.

Utvärderingen bör även innefatta ett förslag på hur intern fosforbelastning på ett kostnadseffektivt sätt bör övervakas för att resultaten ska kunna användas inom vattenförvaltningen. Specifika rekommendationer ska ges för, polymiktiska sjöar med syresatta förhållanden i vattenmassan respektive djupa, dimiktiska sjöar med anoxiska förhållanden i hypolimnion i slutet på stagnationsperioder eller i samband med att en haloklin utvecklats.

Som en del i det stora nationella övervakningsprogrammet trendsjöar, finns 10 stycken sjöar som provtas 8 gånger per år där man kan beräkna internbelastningshastighet under sommarperioden. Men eftersom de flesta är opåverkade skogssjöar, bör antalet ökas och mer näringsrika sjöar, samt näringsfattiga och rika kustområden, inkluderas. En sådan gradient av näringspåverkan skulle möjliggöra att internbelastningen kan kvantifieras för många fler viktiga sjö- och kusttyper. Dessa data kan kombineras med sedimentdata (sektion 4.1.2) för att göra empiriska modeller som kan uppskatta internbelastning med hjälp av sedimentdata.

4.3 Övervakningsprotokoll (mätprogram)

Som nämndes ovan rekommenderar vi att en övervakningsplan eller protokoll bör utvecklas för att vägleda kommuner och andra myndigheter som är ansvariga för förvaltning av vattenförekomster. Övervakning av både vatten och sediment måste göras utförligt för att kunna bedöma betydelsen av olika fosforkällor på vattenkvalitet och för att bedöma effekter och kostnadseffektivitet av olika åtgärder för att minska både internbelastning och externa källor av fosfor. Protokollen skulle inkludera när, hur ofta, och var man ska provta vatten och sediment, både innan och efter att åtgärderna har genomförts. Det är viktigt att peka på att väderförhållanden kan påverka källfördelningen kraftigt. Om man förlitar sig enbart på ett års data, och inte tar hänsyn till variationer i vädret som kan ändra källfördelningen, kan man över- eller underskatta externa- och interna källor av fosfor och deras betydelse för vattenkvaliteten. Nedan visas några exempel på hur olika typer av mätprogram skulle kunna se ut.

- För beräkning av källfördelning:
 - Externa källor
 - Kemi, näringsämnen och flöde
 - Sjön

- Vattenkemi, näringsämnen och fysiska parametrar minst en gång per månad (profiler i sjöar som skiktas).
- Interna källor
 - Sediment (fosforfraktioner, organiskt material, mm)
 - Täthet av karpfiskar
- Meteorologi
- Hydrologi
 - In- och utflöde, vattentemperatur, sjövattnivå, mm

För en medelstor sjö med en relativt enkel morfologi, kostar det ca. 500 000 kronor för att mäta prover, analysera data, och modellera sjön. Kostanden ökar för sjöar med komplicerad morfologi (särskilt där man behöver 2 eller 3 dimensionella modeller) eller sjöar som har fler inflöden till sjön.

Om man redan har gjort en källfördelning och vill uppdatera/komplettera källfördelningen om man vet att det förekommer internbelastning:

- Sedimentprovtagning (direkt efter omblandning, vår eller höst)
 - Samma som ovan. Användbart för att uppskatta internbelastning och kostnadseffektivitet för olika åtgärder
- Sjön
 - Vattenkemi, näringsämnen, fysiska parametrar minst en gång per månad (profiler i sjöar som skiktas).

Det bör noteras att det är viktigt att man provtar sedimentet under vår eller höst efter att sjön har omblandats, annars underskattar man mängden mobil fosfor i sedimentet. Den mobila fosforformen frigörs under både sommar och vinter. Om sedimentet provtas under dessa perioder, missar man en del av fosfor som kan orsaka internbelastning. Det är också viktigt att börja övervaka under våren (om man bara mäter under växtsäsongen) för att fånga näringsämnen i vårflödet och att mäta näringsämnen i sjön innan internbelastningen tar fart.

4.4 Åtgärder

Det finns olika alternativ för att minska internbelastningen i sjöar och kustområden (beskrivna i sektion 6). Det är viktigt att skilja ut vilka åtgärder som fungerar bättre i grunda eller djupa sjöar, eller om de kan användas i båda. Tabell 7 visar ett förslag på detta. Men det finns undantag, t.ex. Hjäl-maren som kan fungera som en djup och grund sjö beroende på vilka delar av sjön som studeras.

Inst. för vatten och miljö

Tabell 7. Tillämpligheten av olika åtgärder för att minska internbelastning av fosfor i grunda och djupa sjöar och kustområden.

	Al Fällning	Luftning/ omblandning	Muddring	Phoslock	Syresättning	Bio-manipulation/ utfiskning	Utpumpning
Grund	X		X	X		X	
Djup	X		X	X	X		X

5 Fallstudier

I den här sektionen pekar vi på några studier som har en god tillgång på data och där försök att bestämma netto- och bruttointernbelastning av fosfor gjorts.

5.1 Mälaren

På uppdrag av Mälarens vattenvårdsförbund gjordes en detaljerad undersökning av fosforinnehåll i Mälarens sediment (Rapport 2003:15, institutionen för miljöanalys, SLU). Syftet var att undersöka hur mycket mobil fosfor det finns i Mälarens sediment, hur mycket fosfor per år som ackumuleras, samt uppskatta hur stort läckaget av fosfor är ifrån sedimentet.

Med hjälp av SGU's provtagningsfartyg togs 25 sedimentproppar från olika delar av Mälaren. De skiktades i 1-cm tjocka skivor, ifrån sedimentytan ned till 40 cm djup, som därefter analyserades med avseende på halt av olika fosforfraktioner. Fraktionerna som ingick i analysen var totalfosfor, löst bunden fosfor, järnbunden fosfor, aluminiumbunden fosfor, organiskt bunden fosfor, och kalciumbunden fosfor. Av dessa fraktioner räknas löst bunden fosfor, järnbunden fosfor, och organiskt bunden fosfor till den mobila fosforfraktionen, vilket innebär att de lättare mineraliseras och transporteras upp i vattenmassan för att bli tillgängliga för växter.

Andelen mobil fosfor vid de olika provpunkterna beräknades till 6-41 g/m² för sedimentdjup 0-30 cm. På grund av metodproblem kunde fördelningen mellan löst bunden fosfor och järnbunden fosfor, inte fastställas. Den mobila andelen fosfor utgjorde 8-34 % av den totala mängden fosfor i sedimenten, och variationen mellan de olika provpunkterna i Mälarens delbasänger var stor.

Nettosedimentationen beräknades till 0.39 cm per år utifrån antaganden om att uppmätta koncentrationstoppar i sedimenten motsvarade år 1970. Med hjälp av nettosedimentationshastigheten och de uppmätta totalfosforkoncentrationerna i ytsedimenten beräknades en nettoackumulation med ungefär 1220 ton fosfor per år för Mälaren som helhet.

Utifrån tidigare rapporter med data på in- och utflöde av fosfor, samt genomsnittliga mängder fosfor i vattenmassan kunde en massbalansbudget upprättas. Budgeten visade att koncentrationen av fosfor i vattenmassan var högre än förväntat utifrån in- och utflödet av fosfor. Källan till de förhöjda fosforkoncentrationerna i vattenmassan bedömdes vara läckage av mobil fosfor ifrån de olika bassängernas sediment med 0.05-0.26 g/m²/år. Rapportförfattarna påpekar dock att beräkningarna är förknippade med osäkerheter

och att det inte är utrett hur fosforläckaget kan förändras vid en förändring av till- och utförsel av fosfor i bassängerna.

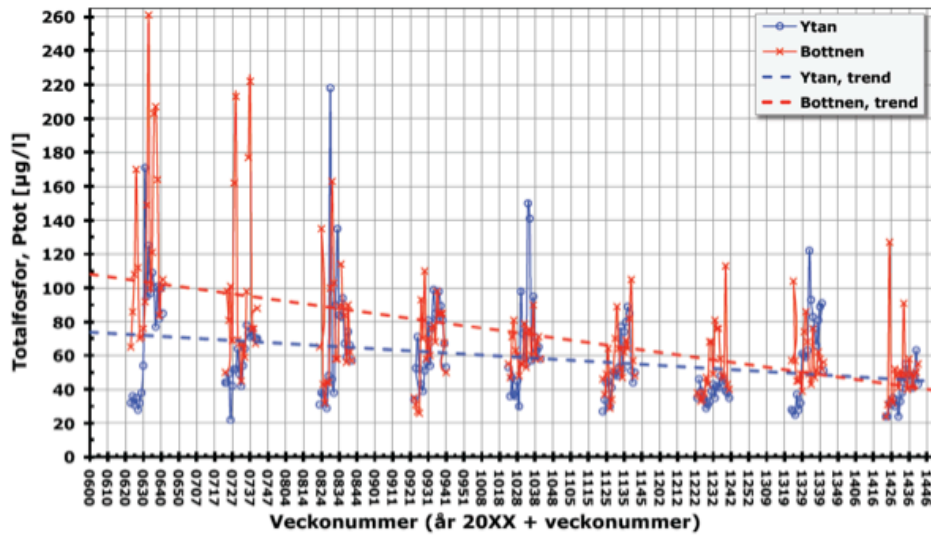
5.2 Grunda Sjöar-Finjasjön och Ringsjön

I samband med att kemisk fällning infördes vid många reningsverk under 1970-talet genomfördes den s.k. RR-undersökningen (Reningsverk-Recipient). Resultaten visade att en del sjöar fortsatte att ha höga fosforhalter och inte återhämtade sig i tillräcklig omfattning för att algblomningar skulle utebli. Flera av de sjöar som inte återhämtade sig var grunda, polymiktiska med vanligtvis höga syrgashalter i vattenmassan. Detta stred mot den tidens teorier om hur fosfor frigjordes från sedimenten och som baserades på resultaten från djupare, dimiktiska sjöar. Mortimer (1942) m.fl. hade visat att järnbunden fosfor frigjordes till bottenvattnet då det blev syrgasfritt i samband med vinter- och sommarstagnation. Ett flertal studier påbörjades därför i slutet på 1970-talet för att söka klargöra vilka processer som kunde frigöra fosfor även i grunda, polymiktiska sjöar med höga syrgashalter i bottenvattnet.

I nedanstående avsnitt redovisas data från några av landets historiskt sett mest väl undersökta sjöar med intern fosforbelastning. Finjasjön och Ringsjöarna är grunda, polymiktiska Skånska sjöar med långa tidsserier som kan användas för att belysa trenderna för intern fosforbelastning och hur de påverkats av olika åtgärder.

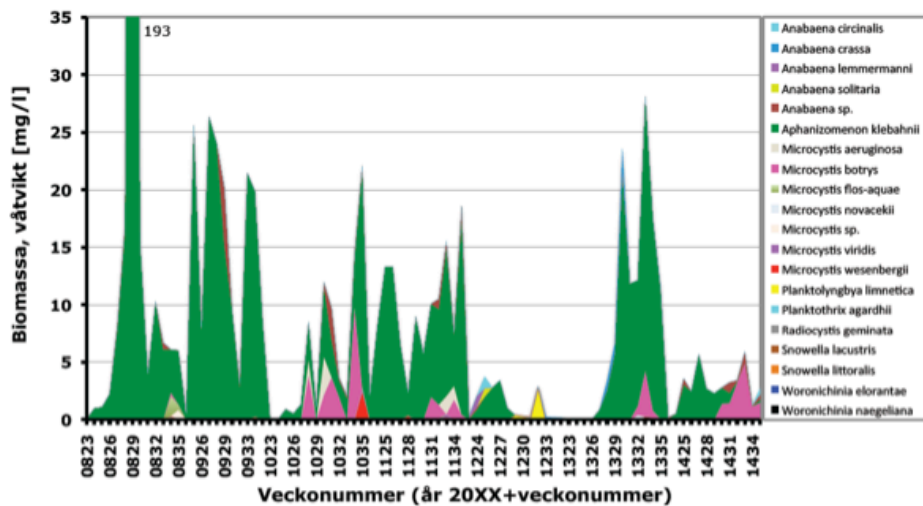
5.2.1 Finjasjön

Interbelastningen av fosfor i den grunda (area = 10,4 km², medeldjup 3,8 m, maxdjup 12,2 m), polymiktiska och hypertrofa Finjasjön var i början på 1980-talet stor, vilket gav upphov till mycket höga fosforhalter sensommar och höst (>0,2 mg P/l, figur 1, Löfgren 1987). Finjasjön hade sedan 1920-talet varit recipient för mer eller mindre orenat avloppsvatten med avseende på fosfor. Mekanisk rening infördes 1949 på Hässleholms reningsverk, vilket kompletterades med biologisk rening 1964 och med kemisk fällning först 1977. Därefter har ett flertal åtgärder genomförts för att minska den externa belastningen genom att förbättra reningen i de mindre samhällena i sjöns tillflöden samt att låta avloppsvattnet från Hässleholms reningsverk passera genom den artificiellt skapade Magle våtmark. Under senare hälften av 1980-talet utfördes även muddring av ytsedimenten i sjöns djuphåla för att minska den interna fosforbelastningen. Detta kompletterades med tre reduktionsfiske. Karpfisk, främst braxen och mört, trålades under perioden 1992 till 2007. Ett årligt mer riktat reduktionsfiske mot dessa arter inleddes 2010 med bottengarn på våren och ringnot på hösten. Effekten av alla dessa åtgärder har gett goda resultat med avseende på Finjasjöns fosforhalter, vilken successivt minskat till nivåer som sällan överstiger 0,1 mg P/l sommartid och betydligt lägre resten av året (figur 15). Fosforhalterna är dock fortfarande tillräckligt höga för att ge upphov till omfattande algblomningar dominerade av cyanobakterier (figur 16).



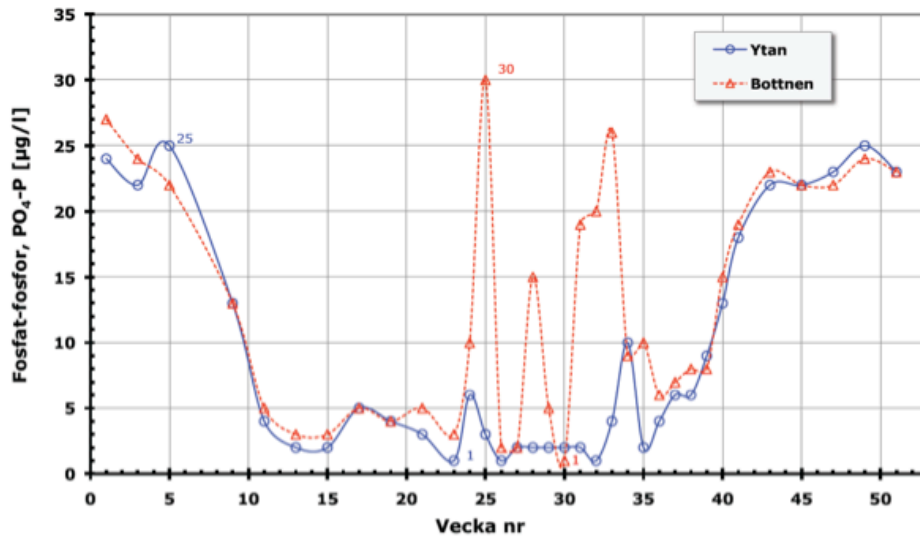
Figur 15. Fosforhalter ($\mu\text{g P/l}$, veckovis data) i Finjasjöns yt- och bottenvatten under åren 2006-14 (Annadotter & Forsblad 2015).

Cyanobakterier (blågröna alger) 2008–2014

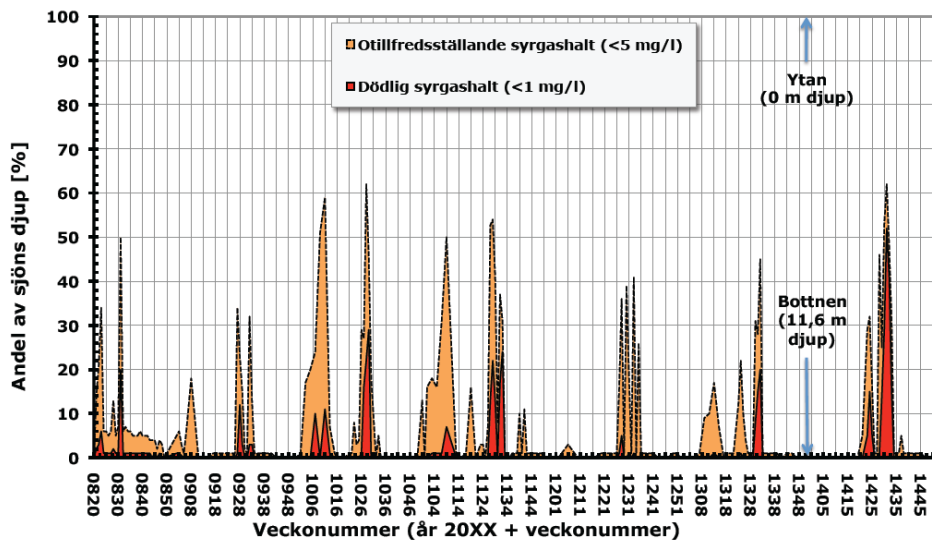


Figur 16. Biomassa av olika arter cyanobakterier (mg/l , veckovis data) i Finjasjön under åren 2008-14 (Annadotter & Forsblad 2015).

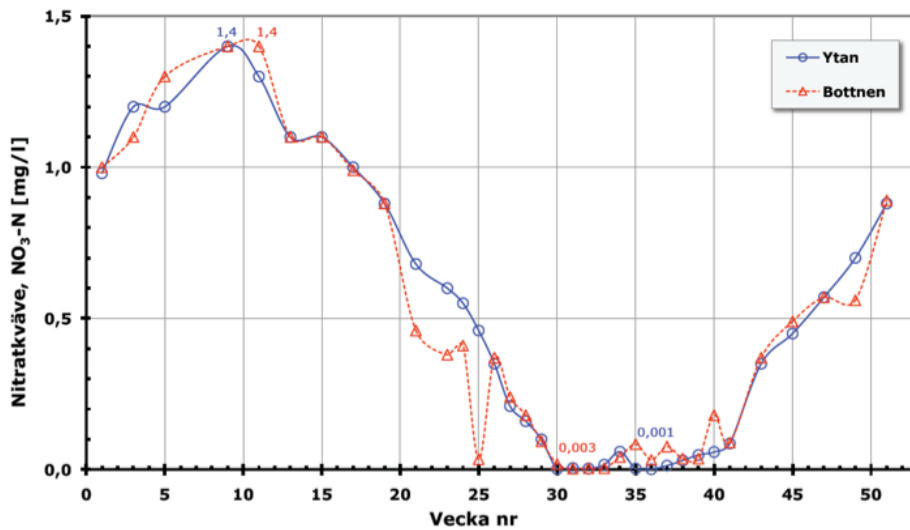
Tyvärr saknas beräkning av den interna fosforbelastningen under senare år. Den senaste som utfördes sträcker sig fram till 1996 och under flera år därefter saknas tillräcklig vattenkemisk data för att kunna beräkna fosfortillförsel via tillflödena (Per-Åke Nilsson, Hässleholms kommun muntligen). Från och med 2008 har mätningarna i tillflödena tagits upp igen, men någon samlad utvärdering och skattning av den interna fosforbelastningen har ej utförts. Mätningarna av fosfat i yt- och bottenvatten i Finjasjön (figur 17) ger dock en tydlig indikation på att sedimenten så sent som 2014 fortfarande frigjorde fosfor till vattenmassan i samband med syrgas- och nitratfria perioder (figur 18 och 19) och då även järn frigjordes (figur 20).



Figur 17. Fosfathalter ($\mu\text{g P/l}$, veckovis data) i Finjasjöns yt- och bottenvatten under 2014 (Annadotter & Forsblad 2015).



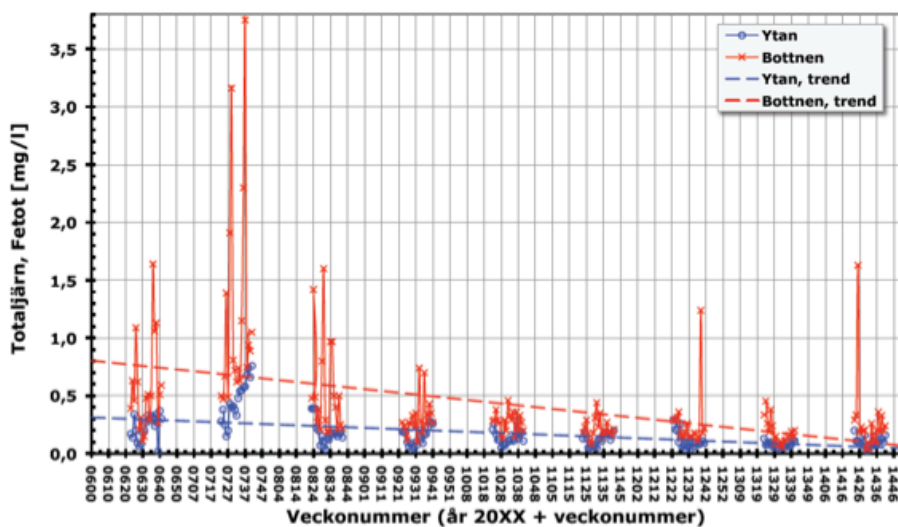
Figur 18. Syrgasnivåer (andel av sjöns djup i %, veckovis data) då halterna i Finjasjöns bottenvatten understiger 1 mg/l (röd) respektive 5 mg/l (orange) under åren 2008-14 (Annadotter & Forsblad 2015).



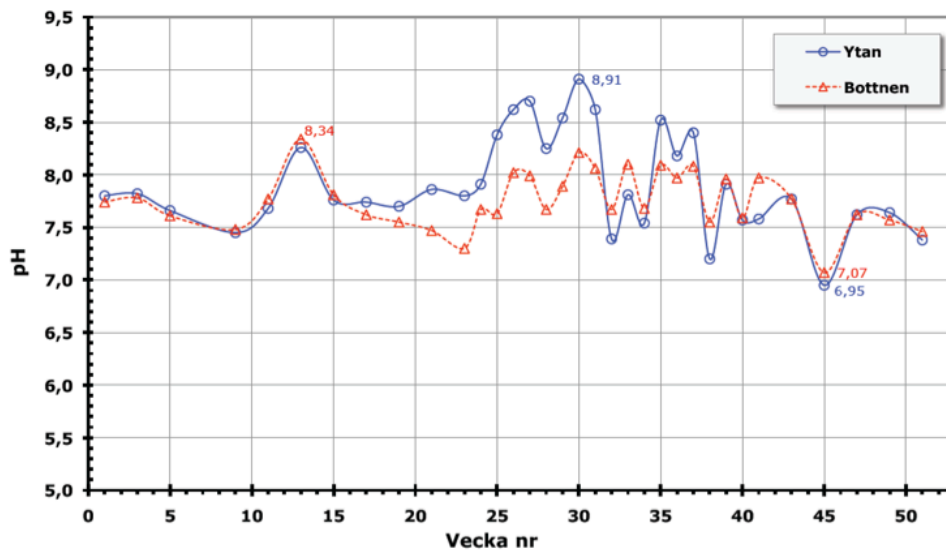
Figur 19. Nitrathalter (µg N/l, veckovis data) i Finjasjöns yt- och bottenvat-
ten under 2014 (Annadotter & Forsblad 2015).

Fosfor i Finjasjöns sediment är starkt bundet till oxiderat järn [Fe(III)], vilket reduceras till Fe(II) under anoxiska förhållanden (Löfgren 1987). Både Fe(II) och tidigare bundet fosfor frigörs till den syresatta vattenmassan där Fe(II) på nytt oxideras till Fe(III), men vid $\text{pH} > \approx 8$ i sjövattnet komplexbinds inte fosfor till de bildade Fe(III)oxiderna utan stannar kvar i lösning och kan bidra till algblooming (Löfgren 1987). Under 2014 var pH tillräckligt högt för att förhindra utfällning och sedimentation av fosfor under sommaren (figur 21). Även på våren var pH tillräckligt högt för detta, men då var bottenvattnet oxiskt och förhindrade utlösning av fosfor och Fe(II) från sedimenten.

Totaljärn 2006–2014



Figur 20. Järnhalter (mg Fe/l, veckovis data) i Finjasjöns yt- och bottenvat-
ten under åren 2006-14 (Annadotter & Forsblad 2015).



Figur 21. pH (veckovis data) i Finjasjöns yt- och bottenvatten under 2014 (Annadotter & Forsblad 2015).

Sammanfattningsvis kan man konstatera att Finjasjön fortfarande har intern fosforbelastning, men att de åtgärder som utförts för att minska den externa fosforbelastningen i kombination med åtgärderna i sjön påtagligt reducerat den. Reduktionen har inte varit tillräckligt stor för att förhindra blomningar av cyanobakterier.

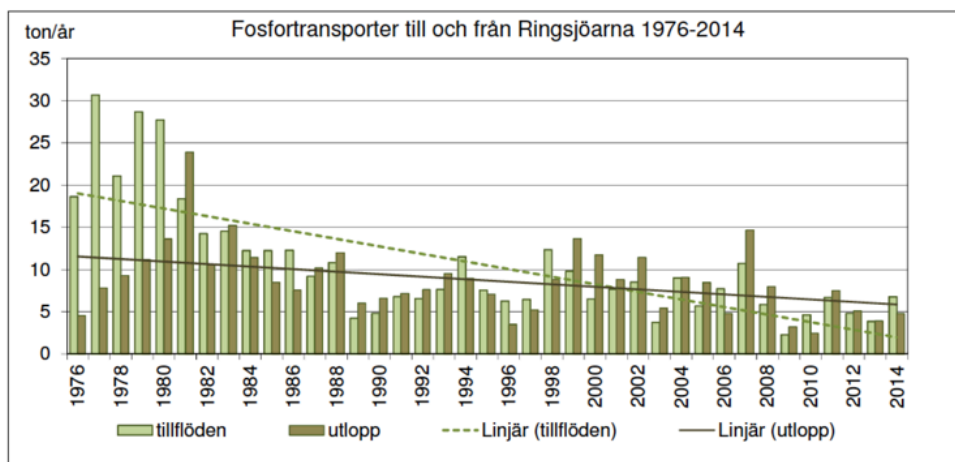
Hur mycket den interna fosforbelastningen minskat i Finjasjön har inte kunnat beräknas inom ramen för detta projekt eftersom nödvändig och tillräcklig vattenkemisk och hydrologisk data endast finns hos Hässleholms kommun och hos den konsult som de använder (Regito AB). Vi föreslår därför att en sådan utvärdering utförs inom ramen för ett uppföljningsprojekt (se nedan).

5.2.2 Ringsjöarna

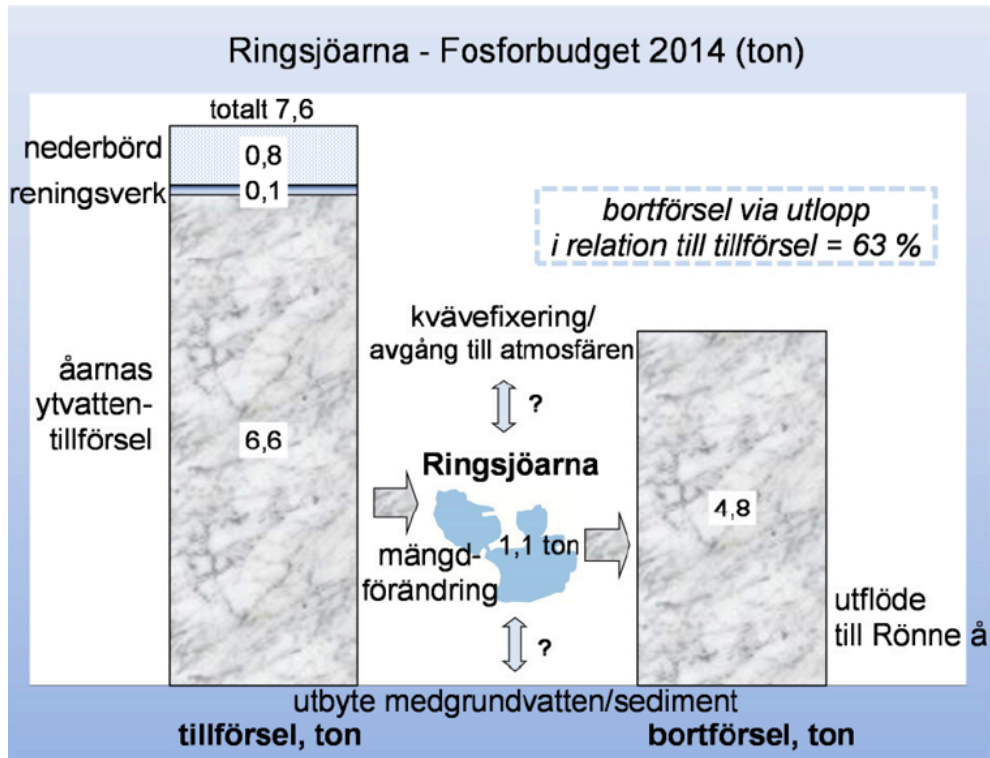
Ringsjöarna några mil söder om Finjasjön består av tre olika sjöbäcken. Sätöftasjön är den minsta och grundaste av dem i norr (area = 4,2 km², medeldjup = 3,0 m, maxdjup=17,5 m) och den avvattnas via ett sund till den betydligt djupare och areellt största Östra Ringsjön (area = 20,5 km², medeldjup = 6,1 m, maxdjup=16,4 m) som i sin tur avvattnas via en kanal till den något mindre och betydligt grundare Västra Ringsjön (area = 14,8 km², medeldjup = 3,1 m, maxdjup=5,4 m). Sjöarna sänktes med 1,5 m 1883 och reningsverk byggdes i tätorterna under 1960- och 1970-talen. Kemisk fällning installerades dock inte förrän 1975 respektive 1978 i Hörby och Höör. Under 1985 utpekades Ringsjöområdet som särskilt föroreningskänsligt område (Lex Ringsjön) och arbetet med att minska fosforbelastningen från jordbruk och enskilda avlopp tog fart. Under åren 1988-92 genomfördes ett flertal fiskreduktionsprojekt inriktade mot karpfiskar såsom braxen och mört.

Ringsjöarnas kemi och biologi utvärderades vetenskapligt i ett specialnummer i *Hydrobiologia* 1999 och där en artikel av Wilhelm Granéli explicit handlade om den interna fosforbelastningen. Han konstaterade att den interna fosforbelastningen var särskilt hög i Östra Ringsjön, men påtaglig även i de andra båda bassängerna, sannolikt kopplat till frigörelse av särskilt organiskt bunden fosfor i sedimenten, men även Fe-bunden P i Sätöftasjön. Han konstaterade även att baserat på årliga massbalanser så var Ringsjöarna fosforfallor fram till 1980. Därefter minskade fosfor retention och den interna fosforbelastningen ledde till en balans mellan in- och uttransport av fosfor från sjöarna och vissa år även ett högre utflöde än tillflöde av fosfor. Under perioden 1994-96 uppvisade dock Ringsjöarna på nytt fosfor retention.

Mätningarna pågår fortfarande i Ringsjöarna och figur 22 visar hur till- och utförseln av fosfor varierat över åren i Ringsjöarna. Bilden som Wilhelm Granéli (1999) målade upp för början på 1990-talet kvarstår fortfarande möjligtvis på en något lägre nivå. Det förekommer dock fortfarande år (2011 t.ex.) då utförseln av fosfor är större än tillförseln. Den interna fosforbelastningen pågår följaktligen fortfarande och fosforretentionen i sjöarna är starkt begränsad på årsbasis. Fosforbudgeten för 2014 (figur 23) visar att fosforretentionen uppgick till ca 1,1 ton P/år att jämföra med till- och utförseln på ca 7,6 respektive 4,6 ton P/år. Under 2014 var fosforretentionen följaktligen endast ca 14%.

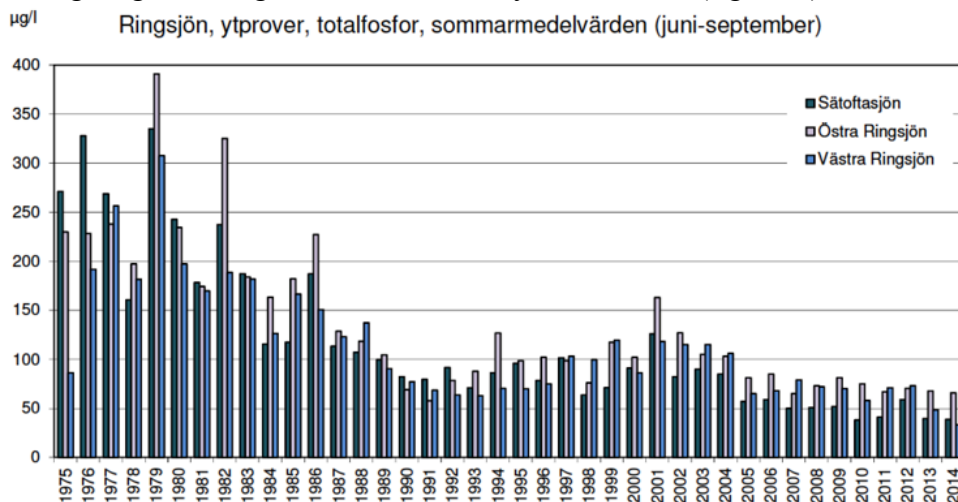


Figur 22. Fosfortillförseln (ton P/år) till och från Ringsjöarna 1976-2014 (Ekologgruppen i Landskrona AB, 2015).

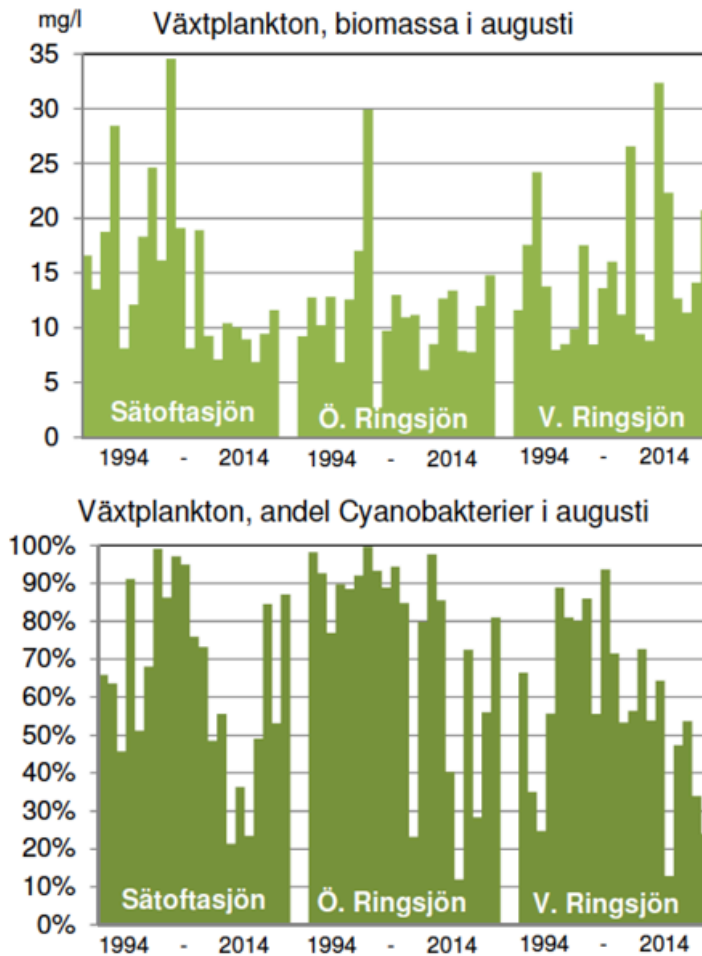


Figur 23. Fosforbudget (ton P/år) för Ringsjöarna 2014 (Ekologgruppen i Landskrona AB, 2015). Notera att värdena gäller fosfor även om kväve indikeras i figuren.

Även fosforhalterna sommartid har minskat påtagligt i Ringsjöarna (figur 24) från ca 250 µg P/l under 1970-talet till ca 50 µg/l under 2010-talet. Fosforhalterna är dock fortfarande tillräckligt höga för att sommartid skapa kraftiga algblomningar dominerade av cyanobakterier (figur 25).



Figur 24. Fosforhalter (µg P/l) i ytvatten (medelvärden juni-september) i Ringsjöarna under åren 1976-2014 (Ekologgruppen i Landskrona AB, 2015).



Figur 25. Andelen cyanobakterier i Ringsjöarna under augusti månad 1994-2014 (Ekologgruppen i Landskrona AB, 2015).

Sammanfattningsvis kan man konstatera att Ringsjöarna fortfarande har intern fosforbelastning, men att de åtgärder som utförts för att minska den externa fosforbelastningen i kombination med åtgärderna i sjön påtagligt reducerat den. Reduktionen har inte varit tillräckligt stor för att förhindra blomningar av cyanobakterier.

5.3 Växjösjöarna

Som en del av ett restaureringsprojekt i Växjö, genomförde ALcontrol en noggrann studie där de beräknade extern belastning, uttransport och nettointernbelastning av fosfor för Växjösjöarna under 1979-2012. Fosforfraktionering av sedimentet gjordes också, och kan jämföras med modellerade data för internbelastning.

Retention av fosfor i Trummen, den sjö som är minst påverkad gällande internbelastning av Växjösjöarna, ligger mycket nära den skattade retentionen (Tabell 8). Det bör dock poängteras att det ändå finns internbelastning av fosfor (internal P load, Nürnberg 1984) under sommarperioden (Tabell 9) även om det inte finns någon nettointernbelastning under en årsperiod.

Tabell 8. Fosfor koncentrationer och retention i Växjösjöarna 2010-2012 (ALcontrol 2014).

	Area ha	Vattenmassan			Retention	
		TP mg/l	TP in kg/år	TP ut kg/år	Nuvarande kg/år	Vollenweider kg/år
Trummen	76	27	151	91	60	65
Växjösjön	79	26	219	179	40	95
S Bergunda- sjön	432	80	381	1131	-750	206
N Bergunda- sjön	223	81	1767	1987	-220	635

Det finns inte heller någon nettointernbelastning i Växjösjön (årsvis, Tabell 8) under 2010-2012 men retention har minskats och det finns periodvis internbelastning (bruttointernbelastning). Internbelastning (partial net estimate Nürnberg 2009) påverkar sjön under växtsäsongen (figur 26) när sediment läckage når 2,1 mg/m²/d (medelvärde) och max potentiellt läckage kan nå drygt 10 mg/m²/d (Tabell 9).

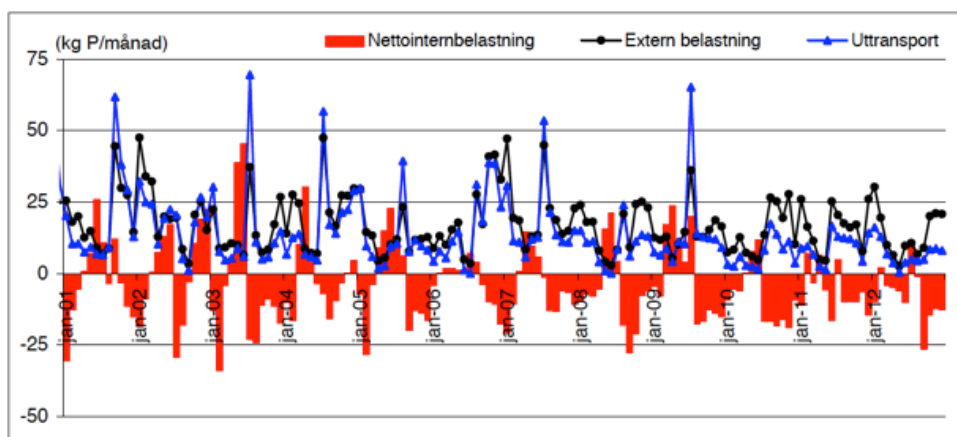


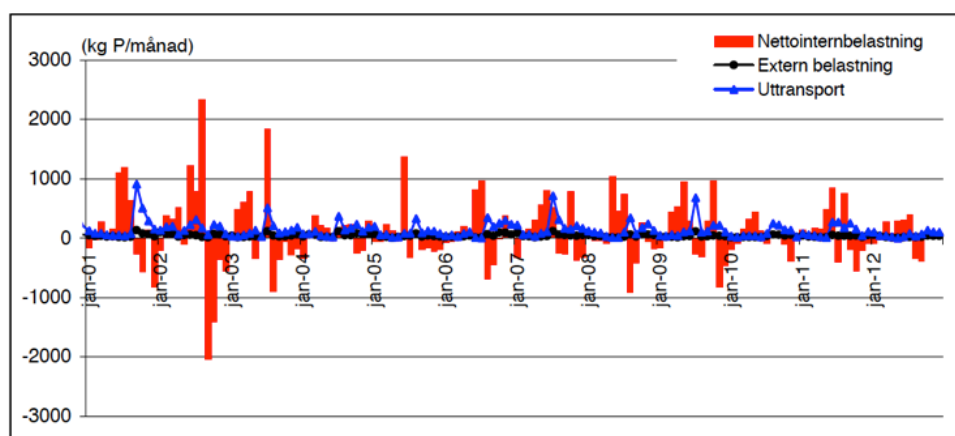
Figure 26. Extern och nettointernbelastning samt uttransport av fosfor i Växjösjön (2001-2012, ALcontrol 2014).

Södra Bergundasjön har, å andra sidan, både hög nettointernbelastning och högt sedimentläckage (Tabell 9). Nettointernbelastning är 72% av de totala fosforkällorna till sjön. Medelvärdet av sedimentläckaget (baserat på massbalans) varierar mellan 9,6 och 13,5 mg/m²/d och det potentiella läckaget kan nå 18 mg/m²/d.

Tabell 9. Internbelastning av fosfor beräknade av ALcontrol (nettointernbelastning, andel (%) internbelastning av total fosfor källor, vattenmassbalans, och sedimentläckage) och modellerat läckage beräknade av Huser och Köhler (2014). Potentiellt läckage modellerats både med mobil (lätt löslig och järn-bunden) fosfor och labil organisk fosfor. Organisk fosfor läcker inte direkt (eller på en gång som mobil fosfor) men blir mobil fosfor över tid och då bidrar den här fraktionen till internbelastning. Information om nettointernbelastning hämtades också från Vattenweb (VW kolumn).

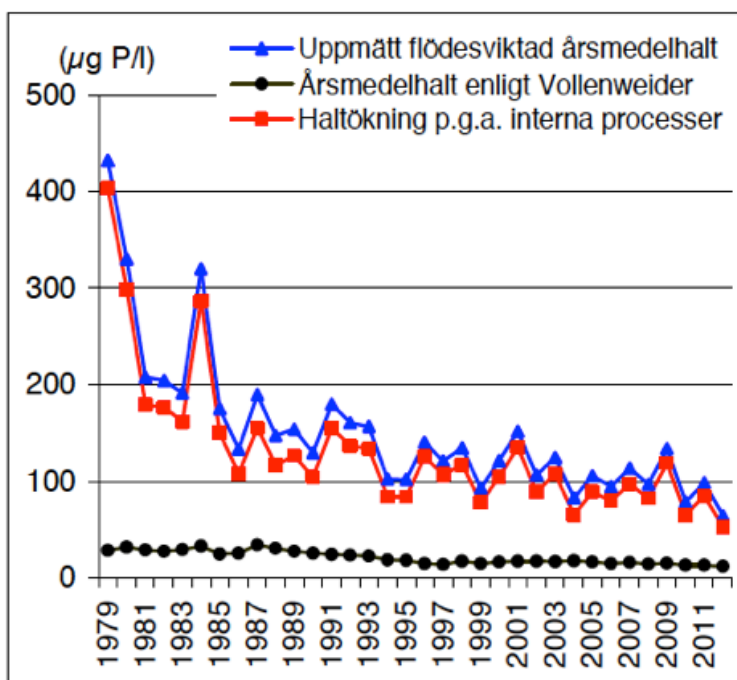
	Intern belastning			Sediment läckage (mg/m ² /d)		
	Netto kg/år	% Total P	VW kg/år	Vatten Mass Balans	Sediment (modlletat max) Mobil P	Organisk P
Trummen	0	3	0	1,1	2,5	1,1
Växjösjön	0	20	0	2,1	10,6	2,2
S Bergundasjön	750	72	517	9,6-13,5	18	3,4
N Bergundasjön	220	33	447	7,5	4	7,2

Liksom i de andra sjöarna i Växjösjöskedjan har externa källor minskats kraftigt under de senast decennierna i Södra Bergundasjön, vilket har lett till minskat sedimentläckage och nettointernbelastning (figur 27). Det finns dock fortfarande mycket mobil fosfor i sedimenten som bidrar till ett överskott av internbelastning i sjön.



Figur 27. Extern och netto intern belastning samt uttransport av fosfor i Södra Bergundasjön (ALcontrol 2014).

Växjösjön är ett exempel på en sjö med internbelastning som påverkar lokala förhållanden (figur 28) men det finns, som sagt, ingen netto internbelastning (d.v.s. mindre fosfor kommer ut jämfört med externa källor = retention). Enligt definitionen av (brutto) internbelastning har Växjösjön problem med eutrofiering lokalt men retentionen av fosfor i sjön är positiv vilket fortfarande leder till minskad fosfortillförsel till sjöar nedströms.



Figur 28. Fosfor koncentrationer i Växjösjön enligt Vollenweider modell och flödesviktade mättningar. Haltökning p.g.a. av interna processorer visas också (ALcontrol 2014).

6 Åtgärdsbibliotek

Effekter och kostnader för genomförda åtgärder mot internbelastning av fosfor uppskattades baserat på redan publicerade rapporter och vetenskapliga artiklar. Några metoder som idag inte skulle accepteras av miljöskäl (t.ex. rotenonbehandling) inkluderades ej. Förslag till schabloner av effekter och kostnader för olika åtgärder har gjorts. Denna information kan användas för att uppdatera åtgärdsbiblioteket VISS. Data underlag finns i Bilaga A.

6.1 Nuvarande tillgång till data

Eftersom kostnadsinformationen kommer från många olika typer av studier kan kvaliteten eller kostnadsuppskattningar/beräkningar variera. Vi har använt både genomförda och i vissa fall icke genomförda åtgärder (d.v.s. skattade kostnader) för att bedöma kostnader för olika åtgärdsmetoder. Både projekt genomförts i Sverige och andra länder har inkluderats i bedömningen.

6.1.1 Projektkostnader

Vi har hittat ett flertal studier som behandlar olika åtgärdsalternativ, men en stor del av dem har ingen detaljerad kostnadsinformation (t.ex. endast total kostnad men inte drifts och investeringskostnader har redovisats) eller har inkluderat kostnader för andra stora projekt som genomförts vid samma tillfälle. Dessa studier har inte inkluderats i kostnadsberäkningarna. För att beräkna aktuella/nuvarande kostnader har vi använt en inflationsräknare som hittas här:

<http://www.ekonomifakta.se/sv/Fakta/Ekonomi/Finansiell-utveckling/Rakna-pa-inflationen/>

Många projekt genomfördes i andra länder, de flesta i USA och andra länder i EU. För att omvandla USD och Euro till svenska kronor användes 7 SEK per USD och 9,13 SEK per Euro.

6.2 Uppskattning av kostnad och livslängd för olika åtgärder mot internbelastning

6.2.1 Kostnadsberäkning

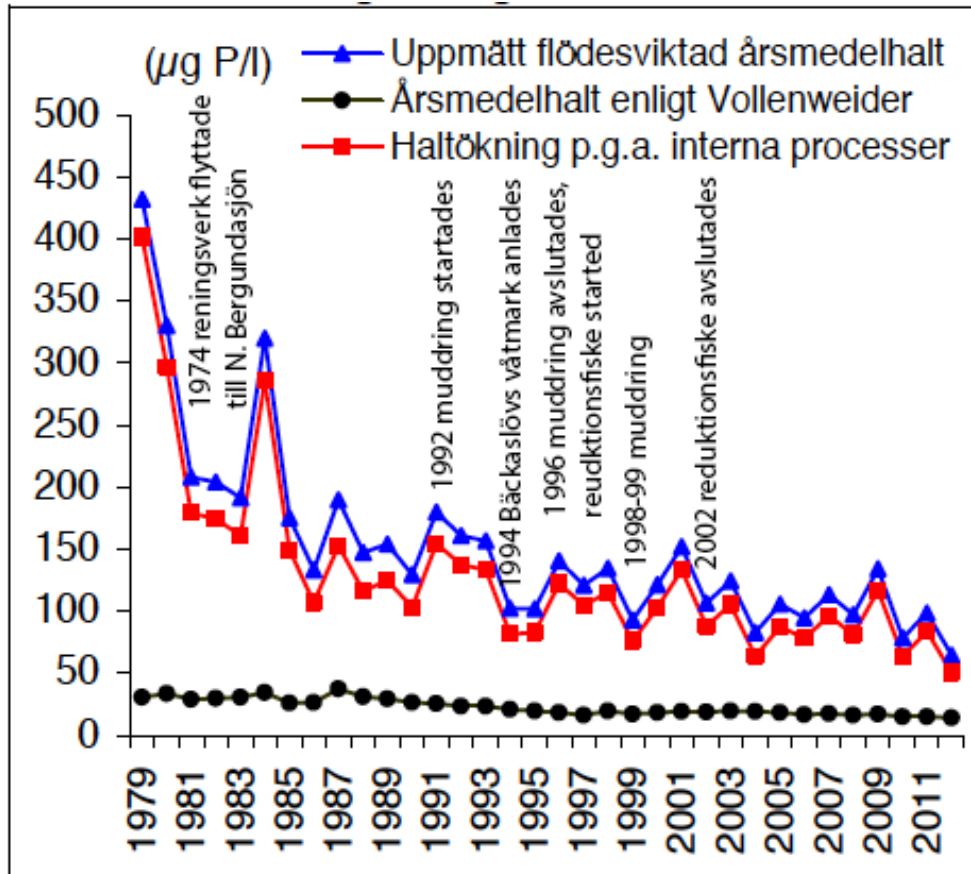
Kostnader för de olika åtgärdsprojekten har summerats och presenteras i Tabell 10. Kostnadsintervallen beräknades som en kvot mellan den minsta eller högsta kostnaden och medelvärden. Standardavvikelsen har också beräknats men visas ej. När det gäller åtgärder som har drifts- eller löpande-kostnader har vi inkluderat dessa. Några åtgärder görs dock bara en gång, till exempel Al-fällning eller muddring, och för dessa finns inga löpande kostnader.

Kostnader för Al-fällning har delats upp i två grupper: kostnader för grunda och djupa sjöar. Detta gjordes eftersom det är vanligt att Al-behandlingar är dyrare i grunda sjöar på grund av lägre alkalinitet som kräver buffrade former av Al. Ett annat sätt att dela upp kostnader för Al-fällning (och några andra åtgärder som muddring) är att jämföra olika applicering/behandlingsmetoder. Numera är det två metoder som oftast används för Al behandling: ytbehandling och sediment injicering. Kostnadsskillnaden är tydlig mellan dessa två metoder, men vi har bara kostnadsinformation för två sjöar där Al injicerats i sedimentet.

6.2.2 Åtgärders effekt/livslängd

I några fall var det lätt att uppskatta livslängden för en åtgärd eftersom det fanns ganska bra data att stödja beräkningen/skattningen på. I många fall var det dock svårt eftersom projektresultaten är mycket variabla. I sådana fall indikeras detta i Tabell 10. Det finns, till exempel, ganska många muddringsprojekt, men några av dessa har inte lett till en minskning av fosfor i vattenmassan, några har minskat fosfor men inte tillräckligt mycket, och några få har fungerat bra för några år (Cooke et al. 2005). Detsamma gäller för biomanipulering/utfiskning. När det gäller syresättning/utpumpning, kommer åtgärden fungera så länge som man fortsätter med den (och om den har avsedd effekt). Eftersom livslängden av ett system är 20 år, antar vi att åtgärden har en livslängd på 20 år.

I de flesta fall där data finns, finns det bara mätningar för fosfor koncentrationer i ytvattnet och väldigt få studier har mätt samtliga nödvändiga parametrar (d.v.s. mass balans) för att beräkna effekten på internbelastning. Där det finns data kan det även vara svårt att bedöma åtgärdseffekten på internbelastning om man samtidigt gjort andra åtgärder för att minska den externa belastningen. Ett bra exempel på detta är Växjösjöarna. Haltökningar av fosfor i ytvattnet på grund av internbelastning har minskats kontinuerligt t.o.m. idag sen de externa källorna av fosfor minskades under 70- och 80-talet (figur 29). Muddring och reduktionsfiske gjordes under 80 och 90-talet i mitten av minskningen som gör det omöjligt att beräkna effekten av åtgärderna. Denna brist på data och andra störfaktorer pekar på behovet på att utveckla ett övervakningsprotokoll så att effekten av en viss åtgärd kan bedömas ordentligt.



Figur 29. Flödesviktad årsmedelhalt av TP i Södra Bergundasjön, Växjö. Åtgärder för att minska externa och interna källor av fosfor (ALcontrol 2014, modifierad).

6.2.3 Andra faktorer som kan påverka åtgärdseffektivitet

Några åtgärder har visats fungera bättre om de modifieras på något sätt. Till exempel, effektiviteten av syresättning kan ökas om man samtidigt tillsätter en fosforbindnings medel som Al eller Fe till sedimentet (Cooke et al. 2005). Om det finns bottenlevande fisk, fungerar Al fällning bättre om man gör utfiskning eller ökar Al dosen för att kompensera för den högre mängden av fosfor som blir tillgängligt på grund av ökad sedimentomblandning (Huser et al. 2016b).

Andra fosforkällor har också stor betydelse för åtgärdseffektiviteten och kostnader. Huser et al. (2016c) visades att minskning av externa källor av fosfor kan förlänga livslängden av åtgärder för att minska internbelastning. Å andra sidan, om man utför åtgärder för att minska internbelastning av fosfor innan man har minskat externa källor tillräckligt mycket, kan de externa källorna överskugga åtgärdseffekten i sjön.

Även om en åtgärd fungerar bra (d.v.s. internbelastning minskar) kan hydrologi överskugga effekten i sjön. Sjöar med korta omsättningstider påverkas mest av ändringar i avrinningsområdet. Det betyder inte att åtgärder för att minska internbelastning är betydelselösa i alla fall där en sjö har en kort

omsättningstid. Sjöar som har korta omsättningstider och hög internbelastning av fosfor kan påverka vattenförekomster nedströms negativt. Åtgärder i dessa fall syns inte lika mycket i själva sjön, men de skyddar andra vattenförekomster nedströms.

Tabell 10A och B. Kostnader och förväntade livslängder för olika åtgärdsalternativ för att minska internbelastning av fosfor. ET står för Ej Tillämpligt och IT för Inte Tillgängligt. Al fällning delades mellan grunda och djupa sjöar (A). 'Effekt' är procent minskning i internbelastning. Tabellerna uppdaterades juni 2016.

A	Livslängd (alla sjöar)	Total åtgärdskostnad		Total åtgärdskostnad	Kostnads Intervall	Effekt
		Grund	Djup	Alla	Alla	
Enhet	År	SEK/ha	SEK/ha	SEK/ha	%	%
Al fällning	15	39 528	25 863	32 294	18-350	85-100

B	Livslängd	Investeringskost- nader	Löpande Kostnader	Total åtgärds- kostnad	Kostnads intervall	Effekt
				SEK/ha	%	%
Enhet	År	SEK/ha	SEK/ha/år	SEK/ha	%	%
Muddring	?	177 547	ET	177547	2-449	0-50
Utpumpning†	20	68 898	IT	68 898	86-114	IT
Utfiskning/ biomanipu- lering	2-5	33 804	ET	33 804	13-467	0-10
Syresättning†	20	540393	3414	122 683	12-268	30-50
Sediment oxidering	<2	434 049	ET	434 049	10-277	IT
Luftning/blandning	0	12 640	635	25 334	68-125	0
Phoslock	?	128 380	ET	128 380	57-150	30-90

†Använde förväntade livslängden av aggregaten

6.2.4 Ytterligare information som kan inkluderas

Ett enkelt sätt att sammanfatta olika studier är en tabell eller matris som visar (en skala från dåligt till mycket bra) om en åtgärd har en bra livslängd, hur mycket den kostar, m.m. (Tabell 11).

6.3 Sammanfattning och rekommendationer

Eftersom syftet med att minska internbelastning av fosfor i sjöar med hjälp av åtgärder, är att minska tillgängligheten av fosfor i sedimenten, så vore det egentligen bättre att uppskatta kostnaden per kg minskad, bunden, eller borttagen fosfor i sedimentet. Ett annat sätt är att beräkna alla fosforkällor (mass balans) och minskning av internbelastning kontra kostnaden. Problemet är att det sällan finns tillräckligt mycket data (sediment eller mycket noggrann vattenkemi) för att beräkna detta. Om man vill jämföra olika åtgärder ordentligt, borde man dock använda kostnaden för att minska fosfor, snarare än kostnaden för att utföra en åtgärd per hektar.

Till exempel, om man vill binda fosfor i sedimentet i två olika sjöar med samma area, men en sjö har dubbel så mycket mobil fosfor i sedimentet, kommer det att kosta dubbelt så mycket för att nå samma vattenkvalitetsmål. Om man skulle beräkna en kostnadskvot med sjö area blir kostnadseffektiviteten 50% mindre för den sjön med högre fosfor halter i sedimentet. Kvoten vore samma om man beräknar kostnadseffektivitet med behandlingskostnad och kg fosfor som bundits.

För att i framtiden få in tillräckliga bra data, måste man utforma en bruksanvisning eller protokoll för en åtgärdsuppföljning som inkluderar vad man bör mäta både före och efter en behandling. Detta är lika viktigt, eller ännu viktigare, än att genomföra en åtgärd för att förbättra vattenkvalitet. Även om modellering görs innan en åtgärd genomförs, kvarstår osäkerheter när det gäller internbelastning av fosfor och åtgärdseffektivitet.

- 1) I de flesta modellerna utgör internbelastning en restpost för att kalibrera modellen, den beräknas inte direkt. Osäkerheter och fel i beräkningar för externa källor inkluderas då i uppskattningen av internbelastning.
- 2) Det saknas idag kunskap om den långsiktiga effekten av en behandling av sediment.

Ovanstående osäkerheter kan minskas kraftigt i framtiden om vi har tillräckligt mycket data (till exempel Al fällning, Huser et al. 2016a). Men om det inte tas fram en provtagningsplan/protokoll om hur ofta, när, och vad man ska mäta/provta innan och efter ett åtgärdsprojekt har genomförts, är risken stor att vi inte vet mer om 10 år än vi vet idag eftersom det inte går att jämföra olika åtgärder ordentligt. Slutligen kan man minska osäkerheten i skatt-

ningarna om man inkluderar fler projekt. Det finns planer på att utveckla databasen med hjälp av andra länder inom EU. På limnologiska konferensen SIL (juli 2016) kommer några möten hållas. Data ska delas och diskussioner föras om hur man kan beräkna kostnadseffektivitet för att jämföra olika åtgärdsalternativ på bästa sätt.

Tabell 11. Effektivitetsmatris för olika åtgärder för att minska internbelastning av fosfor. Färgkoderna är blå för mycket bra (MB), grön för bra (B), gul för måttlig (M) och röd för dåligt (D).

	Al fällning	Muddring	Ut- pumpning	Bio- manipulering	Syre- sättning	Sediment Oxidering	Sjö omblandning
Effektivitet	MB	M	B	M	M	M	M
Livslängd	B	B	B	D	B	D	M
Potentiella biverkningar	B	B-M	D	MB	MB	B	B
Kostnad	MB	D	B	MB	B	D	MB

7 Referenser

- ALcontrol 2014. Åtgärdsstrategi för Växjösjöarna, Etapp 1 av 3 Historisk källfördelning och fosforbudget. <http://www.vaxjo.se/-/Invanare/Miljo--klimat/Sjoar-och-vattendrag/Projekt/Sodra-stadsjoarna/>
- Annadotter och Forssblad 2015. Limnologisk årsrapport för Finjasjön 2014. ISBN 978-91-87321-14-6
- Arvidsson, M. 2012. Läckagebenägen fosfor i Björnöfjärdens bottensediment. Rapport 2012:11 Naturvatten i Roslagen AB, Norrtälje
- Carey, C.C. and Rydin, E. 2011. Lake trophic status can be determined by the depth distribution of sediment phosphorus. *Limnology and Oceanography* 56(6), 2051-2063.
- Cooke, G.D., et al. 2005. Restoration and management of Lakes and Reservoirs, CRC Press, Boca Raton.
- Huser, B., et al. 2011. Effects of alum treatment on water quality and sediment in the Minneapolis Chain of Lakes, Minnesota, USA. *Lake and Reservoir Management* 27(3), 220-228.
- Huser, B.J. and Fölster, J. 2013. Prediction of reference phosphorus concentrations in Swedish Lakes. *Environmental Science & Technology* 47(4), 1809-1815.
- Huser, B.J. 2014. Phosphorus binding by aluminum in sediment: a tool for restoring water quality in the Baltic Sea and other brackish surface waters. Report 2014:5 SLU.
- Huser, B.J. och Köhler, S. 2014. Granskning av åtgärdsförslag för att minska internbelastningen av fosfor i Växjösjöarna. Rapport 2014:7, SLU.
- Huser, B.J., et al., 2016a. Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. *Water Research* 97:122-132. doi:10.1016/j.watres.2015.06.051.
- Huser, B.J. et al. 2016b. Bajer P.G., Chizinski C.J., Sorensen P.W. 2016. Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on sediment mixing depth and mobile phosphorus mass in the active sediment layer of a shallow lake. *Hydrobiologia*. 763(1):23-33.
- Huser, B.J., Futter M., Lee J.T., Perniel M. 2016c. In-lake measures for phosphorus control: The most feasible and cost-effective solution for long-term management of water quality in urban lakes. *Water Research*. 97:142-152. doi:10.1016/j.watres.2015.07.036.
- Karlsson et al. 2011. Simulering av åtgärder mot internbelastning. Rapport B1974, IVL.
- Löfgren, S. 1987. Phosphorus retention in sediments - implications for aerobic phosphorus release in shallow lakes. PhD thesis. Dept. of

- Limnology, Uppsala University, Acta Universitatis Upsaliensis.
ISBN 91-554-2079-6.
- Malmaes och Karlsson 2013. Modellerings av gödande ämnen i Björnöfjärdssystemet. Rapport B2135, IVL.
- Mortimer, C.H. 1942. The Exchange of Dissolved Substances between Mud and Water in Lakes. *Journal of Ecology* 30(1), 147-201.
- Nürnberg, G.K. 2009. Assessing internal phosphorus load-problems to be solved. *Lake and Reservoir Management*, 25(4), 419-432.
- Persson 2013. Nitrogen retention in lakes in Sweden; a review, Report 2003:19, SLU.
- Pilgrim, K.M., Huser, B.J., Brezonik, P. 2007. A method for comparative evaluation of whole-lake and inflow alum treatment. *Water Research* 41(6), 1215-1224.
- Puttonen, I., et al. 2014. Distribution and estimated release of sediment phosphorus in the northern Baltic Sea archipelagos. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 145, 9-21.
- Rydin, E. 2009. Sediment studies in the Stockholm archipelago 2008. Report B1894, IVL.
- Rydin, E. och Kumblad, L. 2011. Fosforfällning för en förbättrad skärgårdsmiljö –ett mesokosmförsök. *BalticSea 2020*.
- Rydin, E., Malmaeus, J.M., Karlsson, O.M. och Jonsson, P. 2011: Phosphorus release from coastal Baltic Sea sediments as estimated from sediment profiles. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 92: 111–117
- Sjöholm, L. 2013. Övergödning av Säbyviken, Ingarö. Examensarbete, Stockholms universitet.
- SMED 2014. Beräkning av kväve- och fosforbelastning på havet år 2011 för uppföljning av miljö kvalitetsmålet ”Ingen övergödning”. SMED Rapport 154.

Fler referenser finns i Bilaga A.

Bilaga A, Appendix

Underlagsdata till bedömning av internbelastning av fosfor i svenska vattenförekomster

Tabell 1. Sjöar som inkluderas i den här studien. Källan ”Persson” kommer ifrån Gunnar Perssons rapport (2003) och ”Huser and Fölster” från Huser and Fölster 2013. Noteringen ”Kust” betyder kustområde (Östersjön).

Lake	Mass	Källa	Sjöid	Kommentarer
	Balans			
	P			
AGSJÖN		Huser and Fölster	656786-142132	
Albysjön	Ja	Persson	657170-161793	
Alsta Sjö		SE3	662552-158303	
Alstern		Värmland	659236-137481	
Aspen	Ja	Persson	640873-128461	
Attavarsjön, litt	Ja	Persson	628913-133942	
AVERN		Huser and Fölster	653008-148798	
BALLINGSLÖVS-SJÖN		Huser and Fölster	623444-137974	
BJÄLKEN		Huser and Fölster	653847-151668	
Björkarn	Ja	Persson	662689-165052	
Björken		Värmland	664552-135452	
Björkskatafjärden		Väster och bottenhavet	729212-179319	
Björnöfjärden	Ja	Kust	591400-183200	Aluminium behandlad

Inst. för vatten och miljö

BLOCKENHUSA- GEN		Huser and Fölster	664980-141061	
Bolmen	Ja	Persson	629511-136866	
Bornsjön		SE3	657245-160890	Endast jordbrukspåverkan men med extremt mkt data
Botjärn†	Ja	Persson	664244-146726	
Botjärn†	Ja	Persson	661967-134765	
Brunnsjön	Ja	Persson, Dalarna, Huser and Fölster	668374-150912	Tidsserier finns från ca 1980
Bråtsjön		Värmland	660627-134606	
BRÖLÅNGEN		Huser and Fölster	636912-134893	
Buddbyträsket		Väster och Bottenhavet	731707-176853	
Dammträsk	Ja	Persson	656442-163360	
DELARYMAGASI- NET		Huser and Fölster	627058-138641	
Drevviken	Ja	Persson, SE3	656793-163709	Obehandlat avloppsvatten mm
DRÖMMESJÖN		Huser and Fölster	701931-162635	
DUVEHOLMSSJÖN		Huser and Fölster	653853-152255	
Edssjön	Ja	Persson	660010-161773	
Eklången		SE3	656947-155897	
Ellenösjön		Västra Götaland	649255-127344	Halterna har minskat uppströms men i sjön och i utloppet syns få förbättringar. Här gjordes försök med biomanipulation på 90-talet. Problematiskt med mycket sjunktimmer då sjön har varit flottningsled.

Inst. för vatten och miljö

Emsen		Värmland	662355-136669	
Erken	Ja	Persson	664060-165948	Tveksam. Mesotrof, stor och djup sjö.
FEDINGESJÖN		Huser and Fölster	625371-135680	
Fegen	Ja	Persson	635040-133900	Tveksam. Mesotrof, stor och djup sjö.
FEMPLINGEN		Huser and Fölster	626855-141154	
Finjasjön	Ja	Persson, Huser and Fölster	622731-136920	OK. Tidsserier finns från ca 1980
Finnåkerssjön		SE3	660089-148471	
Flaten	Ja	Persson	657143-163427	
FLISBYSJÖN		Huser and Fölster	640515-144196	
Fläcksjön		SE3	663758-153002	Misstänkta objekt som kan tänkas vara aktuella
FORSSJÖSJÖN		Huser and Fölster	653651-152831	
Funbosjön		SE3, Huser and Fölster	663958-161511	
Fysingen			660749-161885	
Gaffeln, litt	Ja	Persson	644250-127784	
Gammelbysjön		SE3	666694-154311	Föreslagen av Ist-Dalarna
Garnsviken	Ja	Persson, Huser and Fölster	660018-163987	
Glafsforden-		Värmland	661804-131827	
Kyrkviken				
Glan	Ja	Persson, SE4	649686-151617	Belastning finns i VISS
Glaningen	Ja	Persson, Dalarna	666693-145838	Sjö inom vdr-vfk
Glåpen		SE3	662270-151843	Misstänkta objekt som kan tänkas vara aktuella
Granfjärden	Ja	Kust, Karlsson et al. 2011	601300-182880	
GULLESTORPSSJÖ		Huser and Fölster	640559-134428	
Gunillajaure	Ja	Persson	759660-160818	

Inst. för vatten och miljö

Gussjön		SE3	664242-153172	Finns mätning som indikerar internbelastning
Gåran	Ja	Persson	668629-150257	
Gårdsjön	Ja	Persson	644432-127626	
GÄVUNDSJÖN		Huser and Fölster	674001-140990	
HAGBYSJÖN		Huser and Fölster	657169-154123	
HALLASJÖN		Huser and Fölster	624987-149315	
HALLBOSJÖN		Huser and Fölster	652666-155161	
Havgårdssjön		SE4	615316-134523	
HESTRASJÖN		Huser and Fölster	642624-145744	
Hjälmarens	Ja	Persson, SE3, Huser and Fölster	657240-152792	
Hornborgasjön	Ja	Persson	646918-136677	Tveksam. Mycket grund, dämnd våtmark.
Hornsjön		SE4	634331-156907	Sjön sitter ihop med Ellenösjön och syrevärdena i denna betydligt djupare sjö än Ellenösjön är dåliga.
Hullsjön		Västra Götaland	646802-129905	
HUNN		Huser and Fölster	653174-150400	EJ P-int. Kuokkelprojektet.
Hymenjaure	Ja	Persson	759728-160850	
Häckebergasjön i Höje å		SE4	616410-134992	
Hällsjön		SE3	663090-153202	Misstänkta objekt som kan tänkas vara aktuella
Hönsan		Dalarna	669616-150732	
HÖNSHYLTEFJORDEN		Huser and Fölster	625684-143098	
Innerträsket		Väster och Bottenhavet	738200-180578	

Inst. för vatten och miljö

Inre Gamlebyviken		SE4	575150-162700	
Ivösjön	Ja	Persson	621669-141629	Tveksam. Mesotrof, stor och djup sjö.
Kalvsjön	Ja	Persson	634991-133494	
Kappstasjön		SE3	653202-157022	
Krankesjön			617797-135339	
KROPPKÄRRSSJÖN		Huser and Fölster	658754-137224	
Krön		SE4	640446-149870	
KVARNDAMMEN		Huser and Fölster	642929-138173	
Kvännaren		SE4	640195-154814	
KYRKSJÖN		Huser and Fölster	641983-152158	
KÄRNSJÖN		Huser and Fölster	649438-125880	
Levrasjön i Skräbeån		SE4	622084-141784	
LILL-GÖSKEN		Huser and Fölster	671235-152899	
Lilla Nätaren		SE4	640613-142734	
LILLSJÖN		Huser and Fölster	653591-151644	
LILLSJÖN		Huser and Fölster	652340-150756	
Lillsvan		SE3	661554-150015	Misstänkta objekt som kan tänkas vara aktu- ella
Limmaren	Ja	Persson	662767-166446	
Lissmasjön	Ja	Persson	656379-162938	
Logsjön		SE3	655588-144442	
LUNDSJÖN		Huser and Fölster	655136-152767	
LÅNGEN		Huser and Fölster	654967-124425	
LÅNGEN		Huser and Fölster	633118-140608	
LÅNGRAMMEN		Huser and Fölster	641252-152669	
Långsjön	Ja	Persson	677054-151451	

Inst. för vatten och miljö

Långsvan		SE3	661952-150127	Misstänkta objekt som kan tänkas vara aktu- ella
Länna sjön		SE3	657300-156866	
Magelungen	Ja	Persson	657041-163174	
Magnusjaure	Ja	Persson	759637-160677	EJ P-int. Kuokkelprojektet.
Marsjön		SE3	654163-150060	
MATTMARTJÄR- NEN		Huser and Fölster	702104-140376	
MELLSJÖN		Huser and Fölster	641340-134166	
Mjörn	Ja	Persson	642138-130063	
MOGDEN		Huser and Fölster	641612-135077	
MOLKOMSSJÖN		Huser and Fölster	660666-138102	
MUSKAN		Huser and Fölster	654353-162104	
Mälaren A	Ja	Persson	659180-152170	
Mälaren C	Ja	Persson	659072-159203	
Mälaren D	Ja	Persson	662709-160136	
MÖCKELN		Huser and Fölster	628323-139679	
Nedre Milsbosjön		Dalarna	670202-149006	
Noret		Värmland	655799-139743	
Norra Bergundasjön		Växjö	630480-143556	
Norrviken	Ja	Persson, SE3	659728-161988	Tidigare påverkad av Jästfabrik, en klassiker
NÄSHULTASJÖN		Huser and Fölster	656853-152800	
Oppmannasjön	Ja	Persson	621816-140914	Grund, dämnd relativt stor sjö vid Ivösjön.
Orlången	Ja	Persson, SE3	656833-162888	Obehandlat avloppsvatten mm), mycket prov- tagning pågår här och det är kanske möjligt att upprätta en budget

Inst. för vatten och miljö

OSBYSJÖN		Huser and Fölster	624815-138826	
Oxundasjön	Ja	Persson	660637-161566	Grund sjö med mycket P-ext historiskt.
Panken		Värmland	658778-138698	
Pråmsjön		Värmland	661345-135176	
RALÅNGEN		Huser and Fölster	642136-144141	
Ralången	Ja	Persson	642136-144141	Grund fågelsjö med mycket P-ext historiskt. Troligtvis om i Huskvarnaån. Ext-P från jord- bruk o hushåll.
Ramsjön	Ja	Persson, Huser and Fölster	664569-156575	
RAMSJÖN		Huser and Fölster	664569-156575	
Ringsjön	Ja	Persson	620062-135224	
Ringsjön, Ö+Sät 1	Ja	Persson	619626-135565	
ROXEN		Huser and Fölster	648779-150974	
Roxen	Ja	Persson, SE4	648779-150974	Belastning finns i VISS
Rundbosjön		SE3	652177-159038	
Runnviken		SE3	652857-157591	
RUSKEN		Huser and Fölster	634172-141113	
Rusken	Ja	Persson	634172-141113	
RYMMEN		Huser and Fölster	633038-141057	
RYSSBYSJÖN		Huser and Fölster	639905-143013	
Ryssbysjön†	Ja	Persson	630069-140009	
Ryssbysjön†		SE4	639905143013	
Rönningesjön		SE3	659479-163100	Cyanoträsk trots omfattande åtgärder
S. Bergundasjön	Ja	Persson	630406-143665	
SALEN		Huser and Fölster	629786-142525	
Salen		SE4	629786-142525	
Skedviån		SE3	659566-149339	

Inst. för vatten och miljö

SKEINGESJÖN		Huser and Fölster	624976-138228	
Skirösjön		SE4	635919-147488	
Skurholmsfjärden		Väster och Bottenhavet	729044-179337	
STENSJÖN		Huser and Fölster	629520-139912	
Stora Hästefjorden		Västra Götaland	648665-128770	Sjö av samma karaktär som Ellenösjön.
STORA NÄTAREN		Huser and Fölster	641089-142422	
STORA RÄNGEN		Huser and Fölster	646137-149595	
Stora Skärsjön, litt	Ja	Persson	628606-133205	
STORA TRON		Huser and Fölster	651198-148522	
STORA ÅSJÖN		Huser and Fölster	623890-149419	
Storsjön		SE3	655092-158354	Finns en del undersökningar, men inte tillräckligt för att göra massbalanser
STORSJÖN		Huser and Fölster	672215-156026	
Storsjön		SE3	666027-154021	Föreslagen av Ist-Dalarna
STROLÅNGEN		Huser and Fölster	647218-153768	
STRÅNGEN		Huser and Fölster	653225-152228	
STRÖMSVATTNET		Huser and Fölster	654455-123369	
Stugsjön	Ja	Persson	759760-160858	
Sundstadstjärnet		Värmland	658749-136966	
SÅGKÄRRET		Huser and Fölster	651293-153607	
Säbysjön		SE4	643125-144824	
Säbyviken	Ja	Kust, Sjöholm 2013	659280-163788	Aluminium behandlad

Inst. för vatten och miljö

Sällingsjön		SE3	659858-148291	Misstänker internbelastning pga. att antingen förbättringsbehovet är mycket stort eller större än den externa belastningen, eller där halten i sjön är betydligt högre än i tillrinnande vattendrag utan att det finns motsvarande ökning i belastningen från sjöns närområde.
Södra Barken	Ja	Persson	665545-149734	
Södra Bergundasjön	Ja	Växjö	630406-143665	
Södra Hyn		Värmland	659685-136304	
Sövdesjön i Kävingeån		SE4	616415-136415	
Tjurlången		SE3	658277-149990	Misstänkta objekt som kan tänkas vara aktuella
Torpsjön		Värmland	661507-135003	
Torsbyfjärden		Kust	592135-182700	
Trehörningen		SE3	663734-161589	
Trehörningen - Sjödalen	Ja	Persson	645552-155432	
Trummen	Ja	Växjö	630409-144062	
Tyresö-Flaten	Ja	Persson	656930-164044	
Tysslingen		SE3	657334-145677	Balansberäkningar som visar att den släpper fosfor på årlig basis
Tåkern	Ja	Persson	647411-144338	Tveksam. Mycket grund, dämnd våtmark.
Tämnaren		SE3	667402-158923	
V. Storsjön	Ja	Persson	672215-156026	

Inst. för vatten och miljö

Vadsbrosjön		SE3	653719-154547	
Vallentuna	Ja	Persson	659771-162546	
VEDERSLÖVSSJÖN		Huser and Fölster	629148-143516	
Vibysjön		SE3	654719-144724	
VIDÖSTERN		Huser and Fölster	631841-138929	
Vidöstern	Ja	Persson	631841-138929	
VIKHOLMEN		Huser and Fölster	627180-146143	
Viksjön		Västra Götaland	649160-126453	Höga halter fosfor nedströms sjön i förhållande till belastningen och halten i tillrinnande vattendrag. Dåliga syrgasvärden.
Vombsjön		SE4	617666-135851	
VOMBSJÖN		Huser and Fölster	617666-135851	
Vänern	Ja	Persson	647666-129906	Ej Int-P annat än i vissa lokala vikar.
Vänern - Ekholmssjön		Värmland	657368-134114	
Väsman	Ja	Persson	667085-146552	Ej Int-P.
VÄSTERSJÖN		Huser and Fölster	626136-148695	
Västlandasjön		SE3	660330-149815	Misstänkta objekt som kan tänkas vara aktuella
Västra Ringsjön	Ja	Persson	620062-135224	
VÄSTRA RINGSJÖN		Huser and Fölster	620062-135224	
Västra sjön		SE4	563825-161810	
Vättern	Ja	Persson	648694-143413	Ej Int-P.
Växjösjön	Ja	Växjö	630502-143932	
YLINEN KILPI-SJÄRVI		Huser and Fölster	766407-170182	

Inst. för vatten och miljö

YNGAREN		Huser and Fölster	653034-154584	
Ågestasjön	Ja	Persson	656902-162956	
ÅMOSSARNA		Huser and Fölster	614773-133228	
ÅMÄNNINGEN		Huser and Fölster	663863-151351	
ÅNDERN		Huser and Fölster	661926-149645	
ÅSNEN		Huser and Fölster	626889-143552	
ÅSUNDEN		Huser and Fölster	639683-134896	
Åsunden	Ja	Persson	644635-149350	
Ö. Storsjön	Ja	Persson	672215-156026	
Öljaren		SE3	655974-150853	Finns en del undersökningar, men inte tillräckligt för att göra massbalanser
ÖRSJÖSJÖN		Huser and Fölster	628456-149694	
Örträsket	Ja	Persson	717326-165656	
Östersjön		Västra Götaland	649362-127769	Relativt grund och ofta inte skiktad vid augustiprovtagningen men då sjön varit skiktad vid mätning har syreförhållandena varit mycket dåliga. Näringsrik och med mycket dåligt siktdjup.
ÖSTERSJÖN		Huser and Fölster	649362-127769	
Östhammarsfjärden		SE3, Kust	601300-182880	
Östra Hästefjorden		Västra Götaland	648998-129201	Massbalansberäkning och åtgärdsförslag finns Grund sjö. Försök med utfiskning för att förbättra siktdjup och har gjorts i flera år av naturvårdsenheten på länsstyrelsen i Västra Götalands län. Natura 2000 fågelsjö med mycket stora mängder rastande gäss vilket kanske också späder på övergödningsproblemen.

Inst. för vatten och miljö

Överudssjön

Värmland

659105-133982

Tabell 2. Bearbetad ifrån “Nitrogen retention in lakes in Sweden; a review, Report 2003:19, SLU, Inst. för miljöanalys.”

Lake	X-coord	Y-coord	Area (km ²)	Mean depth (m)	Watershed area (km ²)	Study duration (y)	Start year (1900+)	Residence time (y)	TP input (g/m ² /y)	TP retention (%)	TP conc. (µg/l)	Reference
Norrviken	659728	161988	2.7	5.4	99.5	2+1+2	61, 72, 92	0.62-0.94	0.32-4.03	-125-49	100-260	1,2,3
L. Vallentuna	659771	162546	6.1	2.5	44.2	2	92	1.99	0.09	6.65	100	4
Edssjön	660010	161773	1.02	3.0	127	1	72	0.12	2.84	-10	300	5
Oxundasjön	660637	161566	1.6	3.3	264	1	72	0.11	2.56	14.6	140	6
Björkarn	662689	165052	0.37	0.8	155	5	87, 92	0.01	5.03	3.50		7
Limmaren	662767	166446	5.5	4.6	17	2	91	3	0.06	-24	80	8
Mälaren A	659180	152170	61	3.4	8640	5	81	0.10	2.53	-1.6	48	9
Mälaren D	662709	160136	94.1	11.5	3980	5	81	1.20	1.17	34.8	60	10
Mälaren C	659072	159203	500	16.9	11850	5	81	1.80	0.58	44.2	29	11
Hjälmaren	657240	152792	478	6.1	3340	5	81	3.40	0.14	55	46	12
Vättern	648694	143413	1860	40.0	4503	10	75	60	0.04	90	7	14

Inst. för vatten och miljö

Glaningen	666693	145838	0.75	1.5	34.7	1	74	0.08	6.36	-35	600	15
Ramsjön	664569	156575	0.39	1.8	12.3	1	74	0.20	1.42	2	300	16
Ryssbysjön	630069	140009	2.73	1.8	99.1	1	74	0.13	0.49	-40	200	17
Gåran	668629	150257	0.15	1.5	26	1	88	0.02	1.70	-26	40	18
S. Bergundasjön	630406	143665	4.3	2.4	45.1	1+2	73, 75	0.58-1.10	0.32-8.80	-493-52	800-1160	19, 20
Fegen	635040	133900	23.6	7.5	165	1	74	1.80	0.10	60	14	21
Kalvsjön	634991	133494	7.2	6.2	467	1	74	0.25	0.56	38	12	22
Mjörn	642138	130063	55.5	15.0	1050	1	90	1.40	0.54	76	14	23
Boren	649283	146898	28	6.0	6440	1	73, 76	0.20-0.40	0.40-1.80	50-67	15-26	24, 25
Roxen	648779	150974	97	5.0	13200	5	85	0.16	0.77	-27	30	26
Glan	649686	151617	75.6	9.9	14880	5	85	0.25	1.79	20.6	45	27
Bolmen	629511	136866	184	5.0	1640	5	80	1.00	0.06	60	14	28
Ringsjön	620062	135224	39.6	4.7	347	1+1	80, 91	1.11	0.22-0.84	20-50.4	75-200	29 32
Ringsjön, Ö+Sät	619626	135565	24.7	5.6	98.5	1+1	80, 90	0.80	0.23-1.13	-31.8-30	60-200	30, 33

Inst. för vatten och miljö

Ringsjön, V.	620062	135224	14.8	3.1	122	1+1	80, 90	0.30	0.33-2.48	19.75-64	70-210	31, 34
Finjasjön	622731	136920	11.1	3.8	250	3+2+ 1+3	76, 76, 78, 88	0.42	0.46-1.71	-10-41	170-219	35-38
Ivösjön	621669	141629	51.95	10.7	996	4	90	1.90	0.13	39	14	39
Oppmannasjön	621816	140914	12.7	3.9	91	1	89	2.16	0.09	78	32	40
Stugsjön	759760	160858	0.02	1.2	0.11	5	71	0.25	0.03	23	7	41
Hymenjaure	759728	160850	0.02	1.3	0.21	1+1	74	0.20	0.31	73-89	30-70	42, 44
Magnusjaure	759637	160677	0.01	2.2	0.12	1	74	0.20	0.01	57	4	43
Gunillajaure	759660	160818	0.02	6.0	0.20	1	79	1.50	0.51	92	40	45
Gårdsjön	644432	127626	0.31	4.9	2.11	3	79	1.00	0.02	22	5	46
Örträsket	717326	165656	7.3	23.0	2170	1	91	0.28	0.96	14	11	47
Erken	664060	165948	23.7	9.0	117	1	84	6.30	0.06	29	18	48
V. Storsjön	671610	154970	39.2	4.5	1160	6	91	0.65	0.23	-0.16	45	49
Ö. Storsjön	671880	155660	31.5	31.5	2140	6	91	0.18	0.56	-0.11	45	50
Botjärn	664244	146726	0.10	3.3	2.94	2	72	0.29	0.11	2	14	51

Inst. för vatten och miljö

Vidöstern	631841	138929	44	4.4	1280	9	90	0.52	0.31	31.8	17	53
Ralången	642136	144141	5.3	2.4	595	2	89	0.11	0.69	-41	50	54
Brunnsjön	668374	150912	1.48	2.3	57.9	2+5	89, 93	2.40	0.92	-15	124	55
Tåkern	647411	144338	45	0.8	344	14	83	0.67	0.16	70	50	56
Väsman	667085	146552	38.6	10.6	1150	3	78	1.15	0.20	33	15	57
Södra Barken	665545	149734	11	5.7	2190	3	78	0.10	1.09	12	18	58
Åsunden	644635	149350	19.5	15.0	560	3	89	1.20	0.27	7	20	59
Åsunden+ Yttre Ås.			30	11.9	646	3	89	1.20	0.20	22		60
Aspen	640873	128461	4.8	16.6	1390	10	81	0.12	2.15	16.6	10	61
Hornborgasjön	646918	136672	33	0.8	585	13	84	0.15	0.23	37	30	62

Tabell 3. Sjöar med ecological quality ratios (EQR = Bakgrund TP/Mätt TP) av 0,75 eller mindre som man misstänker har problem med internbelastning av fosfor (Huser and Fölster 2013).

SMHI-ID	Namn	TP µg/l	TPmodell µg/l	EQR
656786-142132	AGSJÖN	16	10,6	0,66
653008-148798	AVERN	25	15,6	0,62
623444-137974	BALLINGSLÖVSSJÖN	32	15,9	0,50
653847-151668	BJÄLKEN	18	10,9	0,61
664980-141061	BLOCKENHUSAGEN	19	11,4	0,60
668374-150912	BRUNNSJÖN	84	13,1	0,16
636912-134893	BRÖLÅNGEN	25	12,5	0,50
627058-138641	DELARYMAGASINET	34	18,3	0,54
701931-162635	DRÖMMESJÖN	13	5,4	0,42
653853-152255	DUVEHOLMSSJÖN	22	10,0	0,45
625371-135680	FEDINGESJÖN	22	15,8	0,72
626855-141154	FEMLINGEN	22	11,9	0,54
622731-136920	FINJASJÖN	50	15,0	0,30
640515-144196	FLISBYSJÖN	36	14,9	0,41
653651-152831	FORSSJÖSJÖN	39	14,5	0,37
663958-161511	FUNBOSJÖN	59	29,1	0,49
660018-163987	GARNSVIKEN	82	27,8	0,34
640559-134428	GULLESTORPSSJÖ	15	9,2	0,61
674001-140990	GÄVUNDSJÖN	11	6,3	0,57
657169-154123	HAGBYSJÖN	157	39,6	0,25
624987-149315	HALLASJÖN	30	19,4	0,65

Inst. för vatten och miljö

652666-155161	HALLBOSJÖN	33	12,9	0,39
642624-145744	HESTRASJÖN	24	12,9	0,54
657240-152792	HJÄLMAREN	26	11,4	0,44
653174-150400	HUNN	90	9,5	0,11
625684-143098	HÖNSHYLTEFJORDEN	28	12,5	0,45
658754-137224	KROPPKÄRRSSJÖN	17	10,8	0,63
642929-138173	KVARNDAMMEN	22	15,1	0,69
641983-152158	KYRKSJÖN	25	11,9	0,48
649438-125880	KÄRNSJÖN	30	18,8	0,63
671235-152899	LILL-GÖSKEN	37	13,1	0,35
653591-151644	LILLSJÖN	15	10,1	0,67
652340-150756	LILLSJÖN	83	24,9	0,30
655136-152767	LUNDSJÖN	69	24,0	0,35
654967-124425	LÅNGEN	46	18,8	0,41
633118-140608	LÅNGEN	21	12,7	0,61
641252-152669	LÅNGRAMMEN	141	17,4	0,12
702104-140376	MATTMARTJÄRNEN	12	8,6	0,72
641340-134166	MELLSJÖN	17	9,8	0,57
641612-135077	MOGDEN	25	10,7	0,43
660666-138102	MOLKOMSSJÖN	36	16,5	0,46
654353-162104	MUSKAN	51	16,8	0,33
628323-139679	MÖCKELN	38	21,2	0,56
656853-152800	NÄSHULTASJÖN	23	12,7	0,55
624815-138826	OSBYSJÖN	33	23,2	0,70

Inst. för vatten och miljö

642136-144141	RALÅNGEN	42	14,8	0,35
664569-156575	RAMSJÖN	115	19,4	0,17
648779-150974	ROXEN	21	9,8	0,47
634172-141113	RUSKEN	21	10,7	0,51
633038-141057	RYMMEN	18	10,6	0,59
639905-143013	RYSSBYSJÖN	60	16,0	0,27
629786-142525	SALEN	34	15,8	0,47
624976-138228	SKEINGESJÖN	31	19,5	0,63
629520-139912	STENSJÖN	36	19,1	0,53
641089-142422	STORA NÄTAREN	34	11,9	0,35
646137-149595	STORA RÄNGEN	14	8,3	0,60
651198-148522	STORA TRON	28	16,9	0,60
623890-149419	STORA ÅSJÖN	65	21,1	0,32
672215-156026	STORSJÖN	42	15,6	0,37
647218-153768	STROLÅNGEN	58	14,9	0,26
653225-152228	STRÅNGEN	37	15,5	0,42
654455-123369	STRÖMSVATTNET	62	35,4	0,57
651293-153607	SÅGKÄRRET	39	13,8	0,35
629148-143516	VEDERSLÖVSSJÖN	22	13,0	0,59
631841-138929	VIDÖSTERN	19	13,5	0,71
627180-146143	VIKHOLMEN	26	17,1	0,66
617666-135851	VOMBSJÖN	236	15,4	0,07
626136-148695	VÄSTERSJÖN	26	14,4	0,56
620062-135224	VÄSTRA RINGSJÖN	77	16,1	0,21

Inst. för vatten och miljö

766407-170182	YLINEN KILPISJÄRVI	3	1,7	0,57
653034-154584	YNGAREN	51	13,9	0,27
614773-133228	ÅMOSSARNA	175	19,1	0,11
663863-151351	ÅMÄNNINGEN	15	10,7	0,71
661926-149645	ÅNDERN	21	13,1	0,62
626889-143552	ÅSNEN	24	12,7	0,53
639683-134896	ÅSUNDEN	18	9,6	0,53
628456-149694	ÖRSJÖSJÖN	24	16,2	0,68
649362-127769	ÖSTERSJÖN	19	13,1	0,69

Underlagsdata till åtgärdsbibliotek

Arbetet pågår under sommar 2016.

AI fällning

Referens	Sjö	Metod	Behandling	Livs-längd	Modellerad livslängd	Yta	AI Dos	AI bunden P	"Start up" kostnader	Kostnads-effektivitet	Kostnads-effektivitet	Minskad internbelastning	Minskad internbelastning	Effektiv P minskning
			År	År	År	ha	g AI/m ²	Kg	tSEK	tSEK/ha	SEK/kg P	%	kg P/år	tSEK/kg P
Djupa sjöar														
Shütze 2015	Flaten	Injicering	2000	>15	35	63	61	2324	3000	48	1291	95	290	10,3
Huser et al. 2016c	Calhoun	Ytbehandling	2001	>14	19	180	42	10920	1690	9	155	100	993	1,7
Huser et al. 2016c	Harriet	Ytbehandling	2001	5	5	160	32	7286	954	6	131	85	810	1,2
Huser et al. 2016c	Cedar	Ytbehandling	1996	13	7	70	27	2314	1528	22	660	95	413	3,7
Huser (opublicerat)	Spring	Ytbehandling	2014	>1	5	165	39	6442	3602	22	559			
Huser (opublicerat)	Long	Ytbehandling	2009	>6	17	22	102	2230	1254	57	562			
Cooke et al. 2005, Huser et al. 2016a	Cochnewagon	Ytbehandling	1988	10	5	156	31							
Cooke et al. 2005, Rydin et al. 2000	Medical Lake	Ytbehandling	1977	>40	108	64	122	1115	861	13	772			
Huser et al. 2016a	McCarron	Ytbehandling	2005	>10	30	22	77	1715	627	28	366			
Huser et al. 2016a	Bryant	Ytbehandling	2008	>7	16	72	74	5333	1955	27	367			
Rydin et al. 2000	Ballinger	Ytbehandling	1990	2		41	23							

Grunda sjöar

Inst. för vatten och miljö

Shütze 2015	Långsjön	Injicering	2006	>9	27	29	75	3107	3300	114	1062	90	35	94,3
Jensen et al. 2015	Nordborg	Ytbehandling	2006	>6	8	56	44		3080	55				
Huser (opublicerat)	Kohlman	Ytbehandling	2010	>5	4	30	100	2996	1403	47	468			
Huser et al. 2016c	Isles	Ytbehandling	1996	5	5	44	18	936	764	17	816	95	18	42,5
Huser (opublicerat)	Rebecca	Ytbehandling	2012	>3	39	106	69	7347	2951	28	402			
Huser (opublicerat)	Sunfish	Ytbehandling	2008	<1	4	16	20	316	124	8	393			
Connor and Martin 1989b	Three Mile Pond	Ytbehandling	2002	4	4	266	20		2064	8				
Kust (data kommer sommar 2016)														
BalticSea2020	Björnöfjärden	Injicering	2013									90	162	
BalticSea2020	Säbyviken	Injicering	2013									90		
BalticSea2020	Björnöfjärden	Injicering	2013											
Rydin och Wänstrand	Gävlefjärdar	Injicering	2012					40000	32000	40	800			

Muddring

Referens	Sjö	Sjötyp	Behandling	Livs-	Intervall	Yta	Sedimernt borttagen	Bortta- gen P	"Start up"	Kostnads- effektivitet	Kostnads- effektivitet	Minskad in- ternbelastning
				längd					kostnader			
			År	År	År	ha	m ³	Kg	SEK	tSEK/ha		
Magelungen muddring av Fagersjövikens Slutrapport	Fagersjövikens	Grund	2010			245						
Restaureringen av Finjasjön (Hässleholms kommun)	Finjasjön	Grund	1991		1988-1991	111			88500000	797297		0
Restaurering av Växjösjöarna (Växjö kommun)	Trummen	Grund	1970		1970-1971	99	300000		19682000	198808	65,6	0
Restaurering av Växjösjöarna (Växjö kommun)	Växjösjön	Djup	1990		1990-1991	87	470000		41525000	477299	88,4	0
Restaurering av Växjösjöarna (Växjö kommun)	Södra Bergundasjön	Grund	1992		1992-1996	430	1200000		46575000	108314	38,8	0
Lillesjön - åtgärdsförslag och fortsatta arbeten	Lillesjön alt.1		2014		...	55			5000000	90909		
Unpublished	Clear Lake	Grund	2009		2008-2009	1468	1836000		73500000	50081	40,0	
LR	Half Moon Lake		1991			53,4	25000		236183	4423	9,4	
LR	Lilly Lake		1991			35,6	680000		337804	9489	0,5	
GA	Commonwealth Lake		1991			2,6	19000		31047	11941	1,6	
LR	Steinmetz		1991			1,2	2000		17966	14972	9,0	
GA	Lenox Lake		1991			13,4	76000		369692	27589	4,9	
LR, GA	Nutting Lake		1991			31,6	275000		1233583	39037	4,5	
D,GA	Sunshine Springs		1991			0,4	5100		22217	55542	4,4	
D,GA	Krause Springs		1991			0,3	4900		19719	65731	4,0	
LR,GA	Collins Park Lake		1991			24,3	52000		1970693	81098	37,9	
LR	59th Street Pond		1991			1,8	13000		374853	208252	28,8	
Broads Authority, Summary of PRISMA(2014)	Upton Litt Broad	Grund	2014			1,37	4500		1065199	777518	236,7	
Broads Authority, Summary of PRISMA(2014)	Thorpe Saint Andrew	Grund	2014				7000		908795		129,8	

Inst. för vatten och miljö

Broads Authority, Summary of PRISMA(2014)	Duck Broad	Grund	2014	2010-2014	15000	4091997	272,8
Broads Authority, Summary of PRISMA(2014)	Lower Bure	Grund	2014	2011-2012	19600	1898299	96,9
Broads Authority, Summary of PRISMA(2014)	Salhouse Broad	Grund	2014	2012-2013	12000	2882039	240,2
Broads Authority, Summary of PRISMA(2014)	Hardley Dyke	Grund	2014		3000	957105	319,0
Broads Authority, Summary of PRISMA(2014)	Loddon	Grund	2014		6500	813153	125,1

Luftning/Vattenblandning

Referens	Sjö	Sjötyp	Behandling	Livs- längd	Yta	Behand- lade yta	"Start up" kostnader	Driftkost- nader	Total drift (20 År)	Kostnads- effektivitet	Minskad intern- belastning
			År	År	ha	ha	SEK	SEK/år	SEK	SEK/ha	kg P/år
Iskmosundens syresättningsprojekt ISSP	Iskmosunden	Grund	2014		30	30	306900	10230	204600	17339	okänd
North Carolina DEQ http://www.c40.org/case_studies/lake-houston-solar-bee-pilot-project	Jordan Lake	Vattenmagasin	2014	0	18543	4636	10010000	5775000	115500000	27075	0
	Lake Houston	Vattenmagasin	2006	0	4453	243	6160000	75655	1513100	31588	0

Phoslock

Referens	Sjö	Sjötyp	Behand- ling	Livslängd	Yta	Behand- lade yta	"Start up" kostnader	Kostnads- effektivitet	Minskad intern- belastning
			År	År	ha	ha	SEK	SEK/ha	kg P/år
Spears et al. 2016	Lake Rauwbraken	Grund	2008	okänd	4	4	476840	119210	Okänd
Spears et al. 2016	Lake De Kuil	Grund	2009	okänd	7	7	1347990	192570	Okänd
Nigel Trail, Phoslock Corp (personal communication)*	Medelkostnaden för några små sjöar		2013	okänd				73360	Okänd

Syresättning

Referens	Sjö	Behandling	Yta	"Start up" kostnader	Driftkostnader	Total drift (20 År)	Kostnads- effektivitet	Minskad intern- belastning
		År	ha	SEK	SEK/år	SEK	SEK/ha	kg P/år
Eugene Welch personal communication	Pine Lake	1981	36	705600	274400	5488000	173843	
Lorenzen and Fast	San Vincent Reservoir	1975	405	7224000	559860	11197200	45500	
Cooke et al. 2005	Medel av 15 sjöar	2001	113	18584414	926159	18523173	328386	
Barr Engineering	Stubbs Bay (Lake Minnetonka)	2004	81	3998400	313600	6272000	127477	
Atlas Copco 1980	Tegel	2002	400	30349788	521640	10432800	101956	
Feasibility and Conceptual Design of an Aeration System for Dissolved Oxygen Enhancement in J.C. Boyle Reservoir	JC Boyle Reservoir	2009	170	2940000	367500	7350000	60515	
Lakeline 2009	Marston Reservoir	2009	251	18375000	108192	2163840	81828	
RNC Consulting June 2003. Bear Creek Watershed Report 2002	Bear Creek Lake	2002	45	2761150	241500	4830000	170456	
Conceptual Investigation of Reservoir Destratification For Cherry Creek Reservoir	Cherry Creek Reservoir	2002	342	3220000	81305	1626100	14182	
Atlas Copco 1976	Brunnsviken							
Verner 1984	Södra Hörken							

Biomanipulation/Utfiskning

Referens	Sjö	Behandling	Livs- längd	Intervall	Yta	"Start up" kostnader	Kostnads- effektivitet	Minskad intern- belastning	Effektive P minskad
		År	År	År	ha	SEK	2014	kg P/år	SEK/kg P
Reduktionsfiske som metod för att minska övergödningen i Östhammarfjärdarna	Östhammarfjärdarna	2011		10	121,6	1766473	14527		
Börringesjön, Ydingesjön och Havgårdsjön	Börringesjön	Förslag		3,5	295	1300000	4407		
Vattenkvalitet och åtgärdsförslag	Yddingesjön	Förslag		3,5	213	950000	4460		
Börringesjön, Ydingesjön och Havgårdsjön	Havgårdsjön	Förslag		3,5	57	270000	4737		
Vattenkvalitet och åtgärdsförslag	Finjasjön	1993		3,5	111	10320000	92973		
Restaureringen av Finjasjön									

Inst. för vatten och miljö

Projekt ringsjön- årsrapport 2006	Ringsjön	2005		3	39,5	6238400	157934
Förstudie avseende förutsättningar att med reduktionsfiske biomanipulera sjösystemet...	Växjösjön	2013		2	79	5513325	69789
Förstudie avseende förutsättningar att med reduktionsfiske biomanipulera sjösystemet...	Trummen	2013		2	76	2014000	26500
Projekt Ryssbysjön Årsrapport 2010	Ryssbysjön	2010		3	263,4	2190000	8314
Gulati et al. 2013	4lakes	1989					5672
McComas et al. 2016	Nokomis	2014	10	10	81	889000	10925
McComas et al. 2016	Nokomis	2010	2-3	3	81	439810	5405

Utpumpning

Referens	Sjö	Sjötyp	Behandling	Livslängd	Yta	"Start up" kostnader	Driftkostnader	Total drift (20 År)	Kostnads-effektivitet	Minskad intern-belastning	Kommentar
			År	År	ha	SEK	SEK/år	SEK	SEK/ha	kg P/år	kg P/år
Brunnsviken - Förbättrad utpumpning av bottenvattnet SLUTRAPPORT	Brunnsviken	Djup	2010		156	9269999			59423	Okänd	Ej uppföljt resultat. Bara total projekt kostnaden hittades
Cooke et al. 1993/Canadian Water Board	Indian Creek Reservoir	Vattenmagasin	1990		41	3213280			78373	Okänd	Ej uppföljt resultat. Bara total projekt kostnaden hittades

Referenser-Appendix

1. Ahlgren, I. 1967. Limnological studies of lake Norrviken, a eutrophicated Swedish lake. I. Water chemistry and nutrient budget. Schweiz. Z. Hydrol. 29:53-90.
2. Ahlgren, I. & Ahlgren G. 1973. Limnologiska undersökningar i Norrviken Edssjön och Oxundasjön. Meddelande nr 8. Limnologiska institutionen, Uppsala Universitet.
3. Ahlgren, I., Sörenson, F., Waara, T. & Wrede, . 1994. Nitrogen budgets in relation to microbial transformations in lakes. *Ambio* 23:367-377.
4. Ahlgren, I., Sörenson, F., Waara, T. & Wrede, . 1994. Nitrogen budgets in relation to microbial transformations in lakes. *Ambio* 23:367-377.
5. Ahlgren, I. & Ahlgren G. 1973. Limnologiska undersökningar i Norrviken Edssjön och Oxundasjön. Meddelande nr 8. Limnologiska institutionen, Uppsala Universitet.
6. Ahlgren, I. & Ahlgren G. 1973. Limnologiska undersökningar i Norrviken Edssjön och Oxundasjön. Meddelande nr 8. Limnologiska institutionen, Uppsala Universitet.
7. Pettersson, K. 1991. Kvävebudget för Björkaren - en igenväxt sjö i Norrtälje kommun. *Vatten* 47:305-309.
8. Sjöberg, M. & Pettersson, K. 1994. Björkarns och Kundbysjöns roll för kväve- och fosforfasthållandet i Norrtäljeån. *Scr. Limnol. Ups.* 1994 B:6. **(Nummer fel i Perssons dokument här...är 7 i originalet).**
9. Pettersson, K. & Lindqvist, U. 1993. Sjön Limmaren med tillflöden; Vattenkvalitet och ämnestransport. Rapport LIU 1993 B:1, Uppdragsverksamheten, Limnologiska inst. Uppsala.
10. Persson, G., Olsson, H. & Will'en, E: 1989. Mälarens vattenkvalitet under 20 år. Växtnäring: tillförsel, sjökoncentrationer och växtplanktonmängder. Naturvårdsverket, Rapport 3759.

11. Persson, G., Olsson, H. & Will'en, E: 1989. Mälarens vattenkvalitet under 20 år. 1. Växtnäring: tillförsel, sjökoncentrationer och växtplanktonmängder. Naturvårdsverket, Rapport 3759.
12. Persson, G., Olsson, H. & Will'en, E: 1989. Mälarens vattenkvalitet under 20 år. Växtnäring: tillförsel, sjökoncentrationer och växtplankton- mängder. Naturvårdsverket, Rapport 3759.
13. Olsson, H. 1987. Hjälmarens fosfor och kvävebelastning 1966-85. Naturvårdsverket Rapport 3309.
14. Wallin, M. 1995. Kväveretention i Vänern. Underlag för beslut om kväverening vid fyra kommunala avloppsreningsverk. Åtgärdsgrupp Vänern Rapport nr 3.
15. Persson, G., Olsson, H., Wiederholm, T. & Will'en, E. 1989. Lake Vättern, Sweden; a 20-year perspective. *Ambio* 18: 208-.
16. Ryding, S.O. & Forsberg, F. 1976. Sediments as a nutrient source in shallow polluted lakes. In: Interactions between sediments and fresh-water, S.I.L. symposium amsterdam 6-10 sept 1976.
17. Ryding, S.O. & Forsberg, F. 1976. Sediments as a nutrient source in shallow polluted lakes. In: Interactions between sediments and fresh-water, S.I.L. symposium amsterdam 6-10 sept 1976.
18. Ryding, S.O. & Forsberg, F. 1976. Sediments as a nutrient source in shallow polluted lakes. In: Interactions between sediments and fresh-water, S.I.L. symposium amsterdam 6-10 sept 1976.
19. Meili, M. 1989. Mässingsboån, Gåran, Brunnsjön (Hedemora kommun); Närsaltbudget 1988. *Scripta Limnol.* Uppsal. 1989: B4
20. Bengtsson, L. 1978. Effects of sewage diversion in lake Södra Bergundasjön. 1. Nitrogen and phosphorus budgets. *Vatten* X:2-9.
21. Bengtsson, L. 1978. Effects of sewage diversion in lake Södra Bergundasjön. 1. Nitrogen and phosphorus budgets. *Vatten* X:2-9.
22. Lundqvist, I., Bengtsson, R., Bertilsson, J., Coveney, M., Enell, M., Granéli, W., Karlberg, S., Lessmark, O., Müller, C. & Olofsson, L. 1975. Fegen, Kalvsjön. Limnologisk undersökning 1974-1975. Rapp från Lst i Hallands, Jönköpings, Älvsborgs län och Limnologiska inst, Lunds universitet.
23. Lundqvist, I., Bengtsson, R., Bertilsson, J., Coveney, M., Enell, M., Granéli, W., Karlberg, S., Lessmark, O., Müller, C. & Olofsson, L. 1975. Fegen, Kalvsjön. Limnologisk undersökning 1974-1975. Rapp

från Lst i Hallands, Jönköpings, Älvsborgs län och Limnologiska inst, Lunds universitet.

24. Henriksson, L. & Nyman, H.G. 1992. Mjörn. En limnologisk studie 1990. Länsstyrelsen I Älvsborgs län 1992:4.
25. Ryding, S.O. 1980. Monitoring of inland waters - OECD eutrophication programme, the Nordic project. Nordforsk Publ. 1980:2, Helsinki.
26. Ryding, S.O. 1980. Monitoring of inland waters - OECD eutrophication programme, the Nordic project. Nordforsk Publ. 1980:2, Helsinki.
27. Enell, M. 1991. Projekt Roxen-Glan. Nuvarande limnologisk status och historisk utveckling samt förslag till miljövårdsinsatser. IVL, Stockholm.
28. Enell, M. 1991. Projekt Roxen-Glan. Nuvarande limnologisk status och historisk utveckling samt förslag till miljövårdsinsatser. IVL
29. Fleischer, S. & Hamrin, S.F. 1988. Land use and nitrogen losses – a study within the Laholm Bay drainage of Southwestern Sweden. Verh. Internat. Verein. Limnol. 23:181-192.
30. Enell, M. & Henriksson-Fejes 1992. Ringsjön - ekosystem i förändring 1991. Beskrivning av sjöns struktur och funktion 1991 samt förändringar 1975-1991. Rapport, Mellanskånes kommunalförbund.
31. Enell, M. & Henriksson, J. 1991. Ringsjön - ekosystem i förändring 1990. Mellanskånes kommunalförbund.
32. Enell, M. & Henriksson, J. 1991. Ringsjön - ekosystem i förändring 1990. Mellanskånes kommunalförbund.
33. Ryding, S-O. 1983. Ringsjöområdet, ekosystem i förändring. Mellanskånes planeringskommitté. Limnol. inst Uppsala.
34. Ryding, S-O. 1983. Ringsjöområdet, ekosystem i förändring. Mellanskånes planeringskommitté. Limnol. inst Uppsala.
35. Ryding, S.O. 1983. Ringsjöområdet - ekosystem i förändring. Mellanskånes planeringskommitte. Limn. inst Uppsala.
36. Ryding, S.O. & Forsberg, C. 1979. Hydrologi, ämnestransport och vattenkvalitet i Finjasjön 1976-1978.

37. Ryding, S.O. & Forsberg, C. 1979. Hydrologi, ämnestransport och vattenkvalitet i Finjasjön 1976-1978.
38. Ryding, S.O. & Forsberg, C. 1979. Hydrologi, ämnestransport och vattenkvalitet i Finjasjön 1976-1978.
39. Löfgren, S. 1991. Finjasjön - miljösituation samt förslag till miljömål och åtgärder. Utgrdning, Gatukontoret, Hässleholms kommun
40. Ekologgruppen 1994. Ivösjön. Sammanställning och utvärdering av undersökningsresultat från perioden 1966-1993. Rapport, Ekologgruppen, Landskrona.
41. Fejes, J., Enell, M., Lanne, A., & Dahlman, M. 1993. Oppmannasjön. Projekt 1989-1990. Del 3. Limnologisk undersökning.. Rapport, Kristianstads kommun.
42. Jansson, M. 1978. Nutrient budgets and the regulation of nutrient concentrations in a small subarctic lake in northern Sweden. (Freshwat. Biol. MS)
43. Jansson, M. 1977. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20:857-862.
44. Jansson, M. 1977. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20:857-862.
45. Jansson, M. 1977. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20:857-862.
46. Jansson, M. 1980 Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 708-711.
47. Persson, g. & Broberg, O. 1985. Nutrient concentrations in the acidified Lake Gårdsjön: The role of transport and retention of phosphorus, nitrogen and DOC in watershed and lake. Ecological bullentins 37:158-175.
48. Jonsson, A. & Jansson, M. 1997. Sedimentation and mineralization of organic carbon, nitrogen and phosphorus in a large humic lake, northern Sweden. Arch. Hydrobiol. 141: 45-65.
49. K. Pettersson, pers. comm.
50. Johansson, J-Å. & Kvarnäs H. 1998. Modellering av näringsämnen i Storsjön och dess tillrinningsområde. Rapport 1998:13 Länsstyrelsen i Gävleborg.
51. Johansson, J-Å. & Kvarnäs H. 1998. Modellering av näringsämnen i Storsjön och dess tillrinningsområde. Rapport 1998:13 Länsstyrelsen i Gävleborg.

52. Ramberg, L., Andersson, B., Ehlert, K., Eriksson, F., Grip, H., Johansson, J-Å., Mossberg, P, P., Nyberg, P. & Olofsson, H. 1973. Klottenprojektet; Effekter av skogsgödsling och kalhuggning på mark och vatten. Rapport 1. Scripta Limnologica upsaliensia 320
53. Stålnacke, P. & Stålnacke, M. 1990. Trendanalys och källfördelning av kvävebelastningen i Lagans avrinningsområde. Matematiska inst., EX 90-11, Linköpings univ.
54. Lagans vattenvårdsförening 1998. Lagan 1998, KM Lab recipientkontroll 1998.
55. Jaldemark, B. 1992. Åtgärdsprogram för att minska närsaltbelastningen på Svartån inom Jönköpings län. Delrapport 1 Meddelande 12/92 Lst Jönköping.
56. Kyllmar, K. 1995. Växtnäringsförluster till vatten från ett jordbruksområde i södra Dalarna 1989/90. Seminarier och ex-arbeten Nr 26; Lindeström, L. 1998. Samordnad recipientkontroll i Dalälven. Undersökningsresultat 1997. Lst i Dalarnas län, Rap. 1998:14.
57. Claesson, M., Olsson, H. & Lerner, H. 1999. Tillförseln av kväve och fosfor Till Tåkern. Vingspegeln 18: 48-55. ISSN 0280-3941.
58. Andersson, B. 1980. Undersökningar I Kolbäckens vattensystem. X. Naturgeografisk översikt, tillförsel av föroreningar och transport av ämnen. SNV PM 1405.
59. Andersson, B. 1980. Undersökningar I Kolbäckens vattensystem. X. Naturgeografisk översikt, tillförsel av föroreningar och transport av ämnen. SNV PM 1405.
60. Griphammar, E. & Wennerblom, T. 1992. Kväverening vid avloppsreningsverk i Älvsborgs län- överväganden ur recipientsynpunkt. PM länsstyrelsen i Älvsborgs län, Miljövårdsenheten.
61. Griphammar, E. & Wennerblom, T. 1992. Kväverening vid avloppsreningsverk i Älvsborgs län- överväganden ur recipientsynpunkt. PM länsstyrelsen i Älvsborgs län, Miljövårdsenheten.
62. Janding, C. 1991. Sjön Aspens närsaltsbalans. Göta älvs vattenvårdsförbund 1991-02-15
63. Kaarle, P. 1999. Hornborgasjön - Källa eller fälla för näringsämnen? Ex. arbete Ekol. zoologi, Göteborg