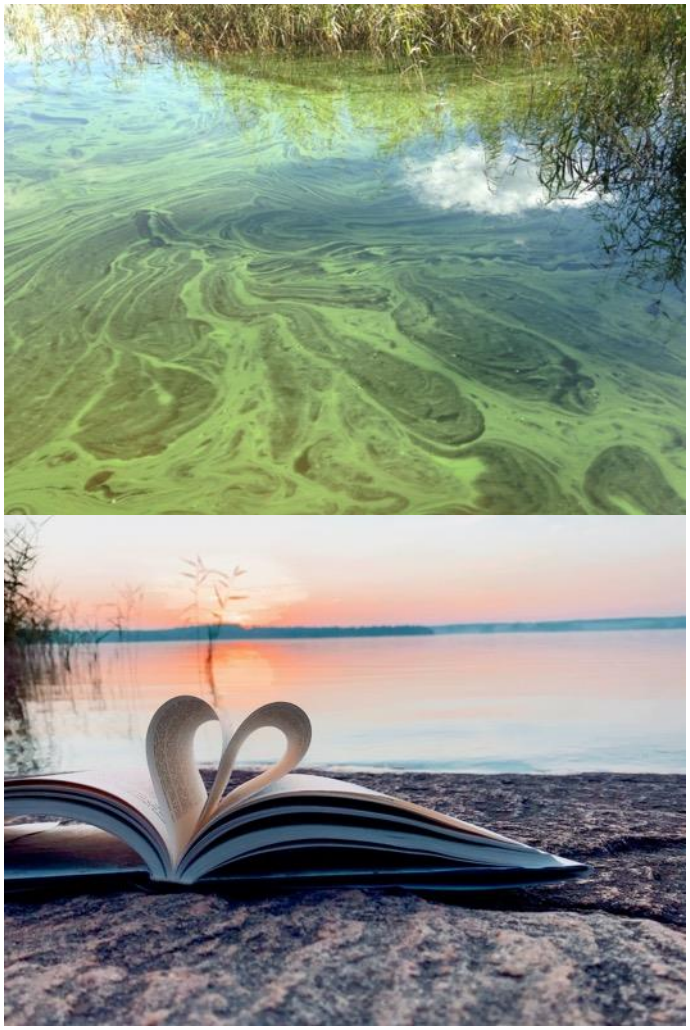
Alstern - rekommendationer för minskad näringsämnesbelastning och förbättrad vattenkvalitet



Brian Huser, Sjörestaurering Sverige AB

Foto framsida: Översta bilden visar algblomning i Alstern 2014, nedersta bilden visar Alstern vid solnedgång.

Fotograf för bild på titelsida: Översta bilden, Miljöförvaltningen Karlstads kommun. Nedersta bilden, Saga Dahlstedt.

Författare: Brian Huser, Sjörestaurering Sverige AB.

Rapportnummer: 2022:0701

Beställare: Utfört på uppdrag av Alsterälvens vattenråd. Projektet har medfinansierats av Havs- och vattenmyndigheten genom anslag 1:11 - Åtgärder för havs- och vattenmiljö.

Innehållsförteckning

Sammanfattning **5**
Ordlista **10**
Inledning **12**
Uppdrag 13
Deltagande grupper 14
Metoder **15**
Övervakning av vattenkvalitet vid sjöns in- och utlopp 15
Sediment 17
Sedimentanalyser 17
Modellering 18
Kalibrering av modellen 18
Åtgärdsscenarier 20
Resultat **21**
Övervakning 2020–2021 21
Vatten 21
Sediment 25
Modellering 29
Kalibrering och fosforkällor 29
Åtgärdsscenarier 32
Minskning av externbelastning 32
Minskning av internbelastning 33
Minskning av både intern- och externbelastning 34
Vad krävs för att nå vattenkvalitetsmålen? **38**
Framtida mål för att nå minst god status 38
Åtgärder **41**
Åtgärder för att motverka internbelastning 41
Fastläggning/inaktivering av fosfor 41
Muddring 42
Reduktionsfiske 44
Åtgärder mot externbelastning 45
Enskilda avlopp 45

Applicering av stallgödsel 45
Plöjning 45
Skyddszoner 46
Sedimentationsdammar 46
Våtmarker 46
Åtgärder i uppströms belägna områden 47
Övriga lösningar 48
Förväntade minskningar av fosfor 51
Rekommendationer 53
Tidsplan 53
Referenser 55
Bilaga 1 57
Bilaga 2 63

Sammanfattning

Även om tillförsel av näringsämnen till Alstern har minskat något under de senaste decennierna, når vattenkvaliteten fortfarande inte god status. Sjön lider fortfarande av bland annat låga syrgashalter och algblomningar som är kopplat till övergödning. För att förbättra vattenkvaliteten och nå minst god status enligt vattendirektivet måste tillförsel av näringsämnen till Alstern minskas.

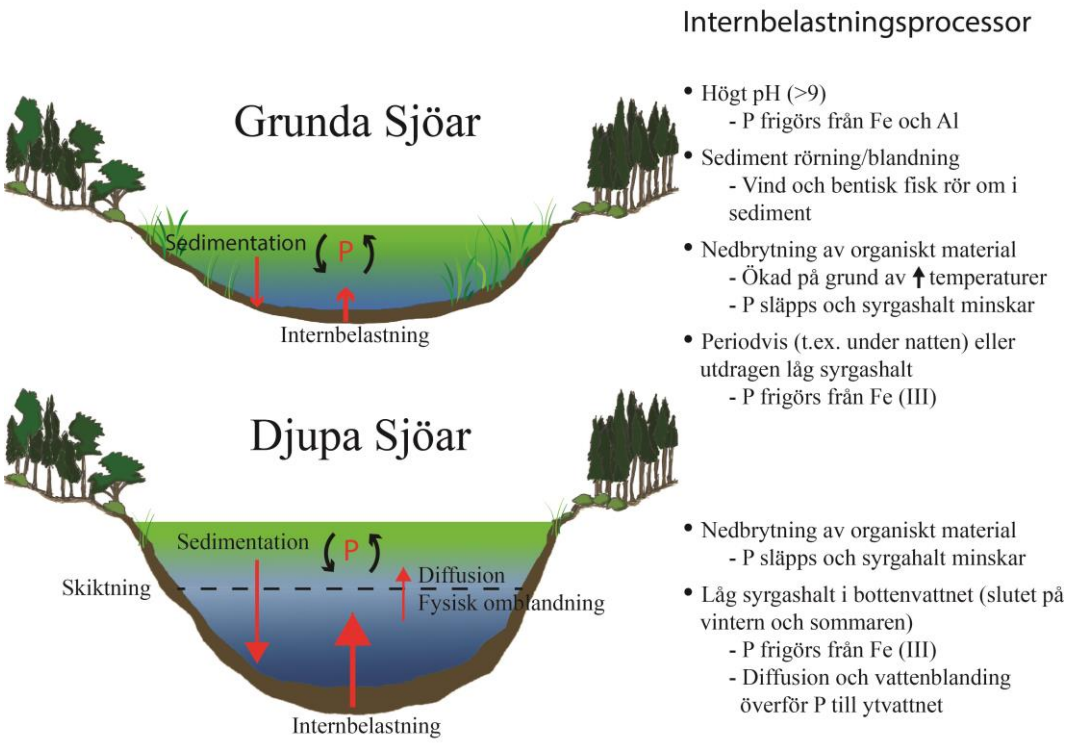
Ett noggrant övervakningsprojekt med avseende på Alsterns vattenkvalitet och näringsbalans inleddes år 2020. Projektet syftade till att undersöka mängden näringsämnen som rinner till Alstern (externbelastning) samt mängden näringsämnen som läcker från sedimentet (internbelastning). Detta för att reda ut vilka källor som bidrar till övergödningen. Projektet var ett samarbete mellan Alsterälvens vattenråd, Karlstads kommun, markägare/lokalt boende personer, SLU, och några miljökonsulter. Vattenflöden och näringsämnen mättes i tre inlopp (Alsterälven, Nybackadiket, och Skålbäcken) samt utloppet under provtagningsperioden (2020-2021, Figur I A).

Figur I. Mätning av flöde i Alsterälven (A) och provatgning av vattnet i Alstern (B).

Vattenprover togs och syrgas- och temperaturprofiler mättes på en provpunkt i sjöns djupaste område med mätningar på varje meter från ytan till botten (Figur I B). Sediment provtogs april 2021 och sedan analyserades för olika fosforformer som kan frigöras från sedimentet (Figur II).

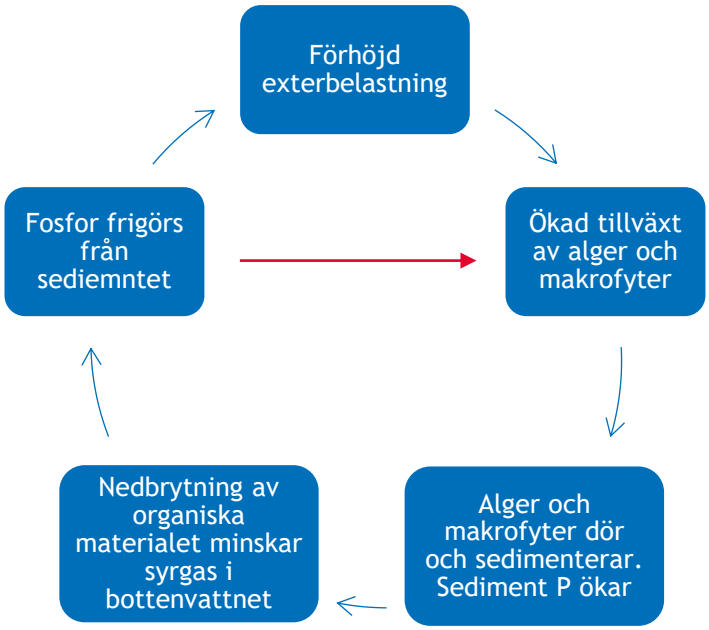
Figur II. En sedimentpropp som hämtades från Alsterns djuphål på ca 14 m vattendjup.

Insamlade data användes för att modellera balans av näringsämnen och vattenkvalitet i Alstern med en så kallad ”dynamisk” sjömodell. Enligt modellen behöver såväl externa som interna källor av näringsämnen minskas för att förbättra vattenkvaliteten i sjön. Ett överskott av fosfor har över tid ackumulerats i sedimenten under de senaste decennierna pga. att för stora mängder av fosfor har transporterats till sjön från avrinningsområdet (marken runt sjön). Denna fosfor kan frigöras från sedimentet, särskilt under sommarperioden, och bidra till bland annat algblomning (Figur III).



Figur III. Olika processor som orsaker internbelastning av fosfor i sjöar (från Huser et al. 2016b).

I många sjöar, efter decennier av förhöjd externbelastning, blir internbelastning en självgående process pga. överskottet av fosfor som nu finns i sedimentet. Även om externbelastningen minskar så fortsätter sjön att vara övergödd, pga. förhöjd internbelastning av fosfor (Figur IV).



Figur IV. Fosforkällors bidrag till övergödning i sjöar.

Fokus på reduktion av externbelastning måste dock prioriteras vid Alstern innan internbelastningen kan åtgärdas. Annars är risken stor att de interna åtgärder som görs kommer att sluta fungera inom några få år. Detta eftersom ansamling av nytt fosforrikt sediment på sjöns botten kommer att fortsätta, precis som innan, och en återgång till förhöjd internbelastning således förväntas. Enligt beräkningarna måste externbelastning minskas med nästan 1900 kg fosfor per år (från 3422 till 1540 kg) medan internbelastningen från sedimentet behöver minskas från 806 kg till en naturlig nivå på 46 kg fosfor per år.

Rekommendationer har tagits fram för att minska näringstillförsel, förbättra vattenkvaliteten samt åtgärda problemet med övergödningen i Alstern. Förslag på möjliga åtgärder för att minska externbelastning inkluderar:

- Tillämpning av skyddszoner runt sjön och även vattendrag (inklusive diken)
- Fortsatt uppgradering av enskilda avlopp
- Ändrade strategier för plöjning och applicering av gödsel
- Restaurering och bildande av våtmarker
- Innovativa åtgärder såsom filter med tillsatt material som binder näringsämnen

Efter att externbelastningen har minskats tillräckligt mycket kan internbelastningen åtgärdas. De två vanligaste metoderna för minskning av internbelastning är fastläggning av fosfor i sedimentet med hjälp av mineraler och muddring. Muddring kan göras, men resultatet av ett sådant ingrepp med avseende på förbättring av näringsstatus är inte klarlagt. Muddring kan även vara mycket kostsamt om det finns föroreningar i sedimentet eller om det inte finns tillräckligt med yta runt sjön för att sprida ut muddringsmassorna på ett effektivt sätt. Behandling med fosforbindande mineral (oftast aluminium) är

generellt billigare än muddring, dock kräver båda metoderna ordentlig utformning för att kunna lyckas med en minskning av internbelastningen.

Reduktionsfiske i Alstern kan också övervägas, särskilt med avseende på bottenlevande fisk som finns i Alstern som ökar näringsläckage genom att sedimentet rörs upp när fisken söker föda. Eftersom Alstern är relativt djup kommer sannolikt den positiva effekten inte bli lika omfattande som beskrivits tidigare för grunda sjöar. Detta eftersom hela sjöns sedimentareal är tillgänglig för bottenlevande fisk i grunda vattenförekomster. I djupa sjöar dras bottenlevande fisk oftast till grundare delar av sjön, således blir de djupa delarna ”fredade” från sedimentomblandning. Stora mängder vitfisk (t.ex. braxen, ruda, sutare) har dock upptäcktes i Alstern, även vid djupare områden (10+ m vattendjup), vilket tyder på att utfiskning skulle ha en positiv effekt på vattenkvaliteten. Efter decennier av övergödda förhållanden är det ändå vanligt att en återställning av fisksamhället krävs, oavsett om sjön är djup eller grund.

Efter att åtgärdsarbetet är klart kommer fosforkoncentrationen i sjön att minska från 27 ug/l (2021) till ca 17 ug/l (medelvärde från april till oktober) enligt modelleringen. Detta kommer att leda till en minskning av alger i vattnet, från ca. 15 ug/l klorofyll (2021) till 9,5 ug/l. De största minskningarna kommer att ske under sommar och tidig höst när sjön utsätts för högt tryck från både intern- och externbelastning av fosfor, vilket gör att algtillväxten ökar. Det är inte bara fosfor och klorofyllhalter som kommer att förbättras, även syrgashalter kommer att bli högre i bottenvattnet under sommaren och vintern när sjön är isbelagd. Grumligheten kommer också att minska pga. färre alger i vattnet.

Restaurering av sjöar är en process där källor av näringsämnen ska beräknas och områden och processer som bidrar till ökade halter av näringsämnen i sjön behöver redas ut. Efter det kan åtgärder tillämpas. I detta projekt är de första delarna avklarade, dvs. beräkning av Alsterns fosforkällor samt genomförande av åtgärdsanalyser för att kunna bedöma hur olika scenarier av minskningar av näringsämnen skulle kunna påverka vattenkvaliteten i sjön. Den sista återstående delen av projektet är utformning och tillämpning av åtgärder. När det gäller internbelastning av fosfor finns det tillräcklig sedimentdata för att kunna utforma den åtgärden som önskas. Gällande minskning av den externa belastningen, krävs det ytterligare undersökningar av avrinningsområdet för att bedöma var åtgärder kan appliceras för att minska transport av näringsämnen till Alstern på ett hållbart och kostnadseffektivt sätt. Mängden fosfor som behöver minskas har beräknats, men var och hur detta ska göras måste redas ut innan val och utformning av åtgärder kan påbörjas.

Ordlista

- Anoxiskt–Syrefattiga förhållanden i vattnet.
- Oxiskt–Syrerika förhållanden i vattnet.
- Dimiktiskt- En skiktad sjö som omblandas helt på vår och höst
- Diffusion-en spridningsprocess som äger rum i t.ex. sjövattnet när höga halter av fosfor i bottenvatten transporteras till ytvattnet p.g.a. den stora skillnaden mellan fosforhalterna i yt- och bottenvattnet.
- Dynamisk sjömodellering-till skillnad från massbalans modellering, vilket bara beräknar mängden näringsämnen som rinner till och från sjön, simulerar en dynamisk modell processer i sjön som också kan vara källor eller sänkor av näringsämnen.
- Fosforkoncentration–mängden fosfor bundet till en sedimentpartikel.
- Fosformassa–mängden fosfor i en viss volym av sediment.
- Internbelastning-mängden fosfor som frigörs från sediment under en säsong.
- Internbelastningshastighet (Li)–den hastighet med vilken fosfor frigörs från sedimenten. Enheten är mg fosfor som frigörs från en kvadratmeter sedimentyta per dag (mg/m2/d).
- Kalibrering (av en sjömodell)- anpassning av modellen till uppmätta data såsom fosforhalter i sjön och inloppen, sjövattennivåer och inflöde så att den kan simulera de verkliga förhållandena i sjön.
- Mobil (rörlig) fosfor–de fosforformer som lätt frigörs från sediment, till exempel fosfor i sedimentets porvatten, löst bunden fosfor, och fosfor bunden till järn.
- Muddring-fysiskt borttagning av sediment från sjön
- Organisk fosfor–fosfor som finns i organiskt material såsom alger och makrofyter (akvatiska växter).
- Reduktionsfiske-ett sätt att återställa fisksamhället genom minskning av planktonätande och bottenlevande fisk, vilka oftast ökar i antal i övergödda sjöar.
- Resuspension-när sediment partiklar virvlas upp och fördelas i sjön.
- Sedimentproppar-sedimentkärnor (ca. 30 cm långa) som hämtas med en sedimenthämtare och kan delas upp i mindre skikt (t.ex. 2-cm intervaller) för analys.

- Sjörestaurering-En process där de olika källorna av näringsämnen beräknas och deras påverkan på vattenkvaliteten simuleras, varefter den reduktion som behövs för att minska övergödning och förbättra vattenkvaliteten kan tillämpas.

- Statusklassificering-olika status klasser, såsom ”dålig” eller ”god”, vilka representerar mängd näringsämnen och produktivitet i sjön enligt EU:s vattendirektiv. Statusklassificering baseras på referensvärden för t.ex. näringsämnen, klorofyll (alger) vilka representerar den halt som sjöns ytvatten skulle ha om den var helt opåverkad av förhöjd näringsbelastning.

Inledning

Näringstillförsel till sjöar från det omgivande landskapet är en naturlig process. Ett accelererat förlopp av näringstillförsel till sjön orsakat av mänsklig aktivitet leder till högre produktion av alger och ökad vattengrumlighet. Det reducerade siktdjupet (ökad grumlighet) missgynnar vattenlevande växter och skapar förutsättningar för förändringar av den allmänna artsammansättningen/biodiversiteten. En ökad växtplanktonproduktion kan uppträda säsongsmässigt med s.k. algblomningar. När alger och makrofyter dör och samlas vid sjöbottnens sediment påbörjas nedbrytning av det organiska materialet som i sin tur förbrukar vattnets syre. Detta kan leda till syrefria bottnar med allvarliga konsekvenser för exempelvis bottenlevande djur och ökat fosforläckage (internbelastning) från sedimentet.

Även om tillförsel av näringsämnen till Alstern har minskat något under de senaste decennierna, når vattenkvaliteten fortfarande inte god status. Några exempel på åtgärder som tidigare gjorts inkluderar:

- Installation av reningsverk i Vallargärdet (1974).
- Nedstängning av ett tvätteri som tidigare belastat sjön med fosforutsläpp motsvarande ca 100 st personekvivalenter per år (1975).
- Förbättrande av några av de mest näringsämnesbidragande avloppen på Edsgatan (1980-talet).
- Utbyggnad av kommunalt avlopp längs Edsgatan och till Steffens minne vid Alsterns sydvästra del (2015). Enligt kommunens VA-plan planerar kommunen att bygga kommunala avlopps- och vattenledningar hela vägen upp till Vallargärdet (2026).

Alstern ligger ca 8 km norr om Karlstad i Värmlands län och är den sista sjön i Alsterälvens 390 km^2 avrinningsområde. Alsterns direkta avrinningsområde har en yta på 36,4 km^2 där jordbruksmark och skog dominerar markanvändningen (Tabell 1). Alstern är en relativ stor och djup sjö på 581 ha (maximalt djup = 14,5 m) och har en förhöjd internbelastning av fosfor p.g.a. förhöjda mängder av läckagebenägen fosfor i dess sediment. Sjön är dimiktisk, vilket innebär att den skiktas under sommaren och syrgashalter minskar till noll i bottenvattnet. Låga syrgashalter bidrar till läckage av fosfor från sedimentet vilket följaktligen ökar fosforhalter i sjöns bottennära vatten. Vattnets skiktning kan vid vissa tillfällen brytas under sommaren. Fosfor som ansamlats i bottenvattnet som har frigjorts från sedimentet kan nu nå ytvattnet och agera bränsle för algblomningar under sommaren. Med höstens sjunkande temperaturer och vindhastigheter blandas vattnet i sjön till fullo och då transporteras allt fosfor från bottenvattnet till ytvattnet där den kan användas direkt av alger. I den här studien var påverkan av internbelastning störst under sensommar/tidig höst när skiktningen av sjöns vatten försvagades och sjövattnet omblandades.

Avrinningsområdet runt Alstern domineras av skog och jordbruksmark (Tabell 1). Sjön uppvisar tydliga tecken på övergödning och har måttlig status gällande totalfosforhalter och klorofyllhalter (alger) i ytvattnet. Miljöövervakning har tidigare bedrivits i området och det finns framtagna rapporter med redovisade resultat. T.ex. en generell sammanfattning av vattenkvaliteten i Alstern (Kvarnbäck 2018) och äldre studier såsom ”Limnologiska Undersökningar inom Karlstad” (Lindholm 1976) som visar att Alstern

har varit övergödd sedan länge. Nyare data från kommun visar samma sak. Fosforhalter i bottenvattnet kan nå mellan 300 och 400 µg/l under sensommaren, vilket i sin tur visar att internbelastning är ett troligt problem i sjön.

Tabell 1. Markanvändning i det direkta avrinningsområdet vid Alstern.

Markanvändning	Area (km^2)	Andel (%)
Skogsmark	16,8	46,3%
Jordbruksmark	8,4	23,2%
Sjö och vattendrag	5,8	16,0%
Hedmark och övrig mark	2,1	5,7%
Myr- och våtmarker	2,1	5,7%
Tätort	0,9	2,6%
Hårdgjorda ytor	0,2	0,43%

Faktum att internbelastningen är förhöjd tyder inte på att den externa belastningen är försumbar. En förhöjd internbelastning beror på historisk (och i detta fall nuvarande) ackumulation av fosfor i sedimentet som har sitt ursprung i avrinningsområdet, dvs. marken runt sjön. Internbelastning påverkar inte bara sjön där den pågår, men också nedströmsvattenförekomster. Sjöar byter vatten genom att nytt vatten kommer in i sjön genom inloppen och lämnar sjön genom utloppet med förhöjda halter av fosfor och andra ämnen.

Uppdrag

Sjörestaurering Sverige AB har av Alsterälvens vattenråd fått i uppdrag att undersöka hur intern- kontra externbelastning av fosfor och andra ämnen påverkar vattenkvaliteten i Alstern. Syftet med denna studie var att modellera vattenkvaliteten i Alstern för att utvärdera olika åtgärdsscenarier gällande reduktion av näringsämnen och övergödning i sjön. Övervakningsdata från 2020 och 2021 användes för att:

- Skapa och kalibrera modeller
- Beräkna källor av näringsämnen till sjön
- Simulera effekter av olika åtgärder på halter av näringsämnen och klorofyll

Med hjälp av dynamisk modellering kunde effekter av olika kombinationer av näringsämnesreduktion simuleras. Nödvändiga belastningsminskningar för att nå vattenkvalitetsmålen beräknades sedan för sjön. Rekommendationer för val och tillämpning av olika åtgärder föreslås.

Projektet har medfinansierats av Havs- och vattenmyndigheten genom anslag 1:11 Åtgärder för havs- och vattenmiljö.

Deltagande grupper

Sjörestaurering Sverige AB

-Handledning av projektet, installation av utrustning, sedimentprovtagning, kalibrering av modellen, åtgärdsscenarier, åtgärdsrekommendationer och rapportskrivning.

Sveriges lantbruksuniversitet (SLU)

-Rapportskrivning och analys av sedimentprover.

Bröderna Österberg

-Vatten- och sedimentprovtagning samt flödesmätningar.

Alsterälvens vattenråd

-Projektbeställare, framtagande av LOVA, ansökan, ekonomiadministration och granskning av rapporten.

Karlstads kommun

-Projektadministration, underlagsdata (t.ex. kartor, markanvändning), utbildning av vattenprovtagare och granskning av rapporten.

Metoder

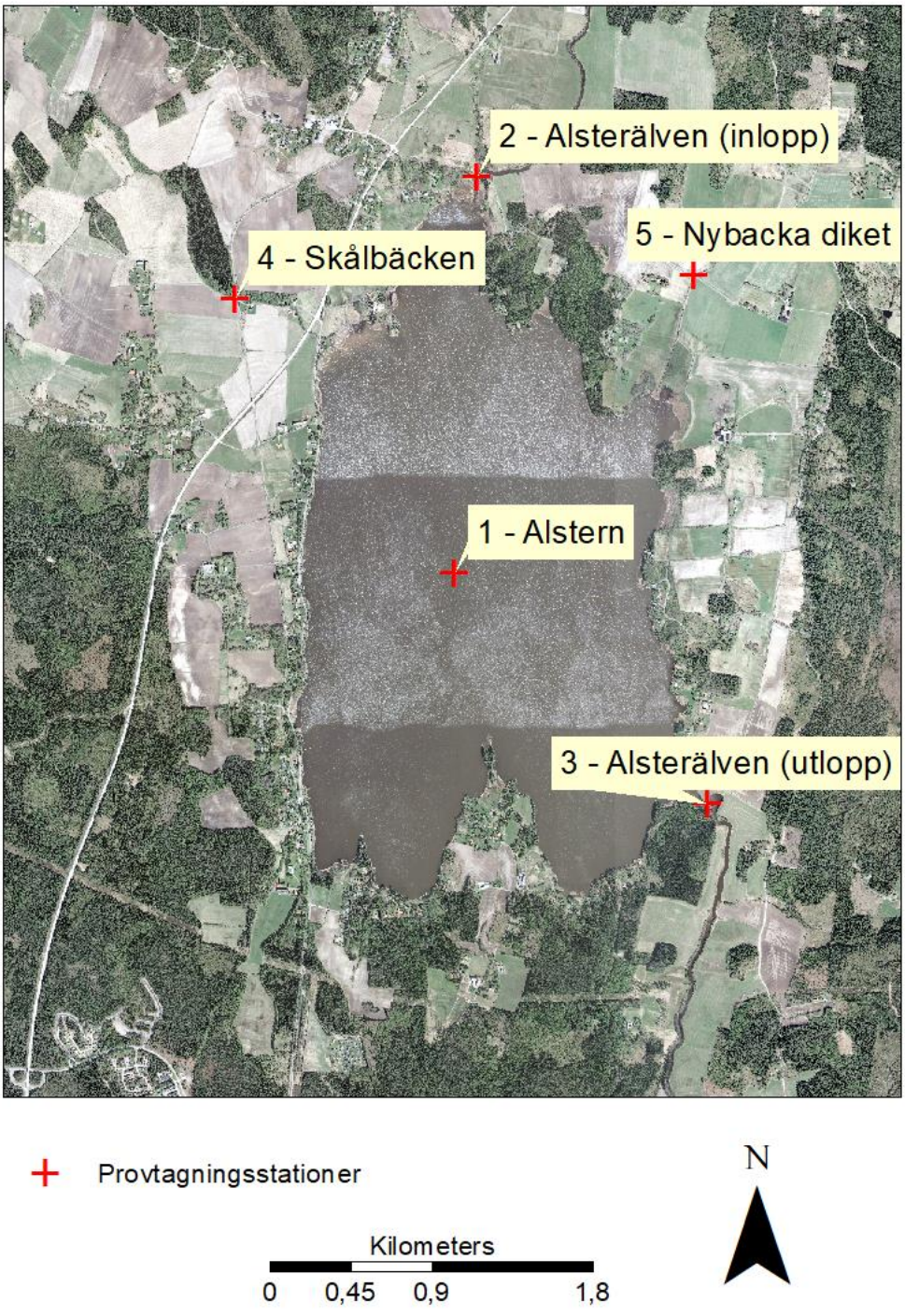
Övervakning av vattenkvalitet vid sjöns in- och utlopp

Provtagningar/mätningar i sjön utfördes en gång var tredje vecka från vårcirkulation till höstcirkulation (april – oktober) under åren 2020 och 2021. Provtagning gjordes vid sjöns djupaste punkt (djuphålet) (station 1, Figur 1). Mätningar av syrgas- och temperaturprofiler gjordes på metersintervall ned till botten vid varje provtagningstillfälle. Siktdjup mättes vid varje provtagningstillfälle. Vattenkemiska prov hämtades från fyra olika djup vid varje provtagningstillfälle.

Vattenkemiska provtagningar samt mätning av temperatur, vattendjup och vattenflödeshastighet gjordes i samtliga inlopp i anslutning till sjöprovtagningen (Figur 1). I utloppen mättes djup och vattenhastighet för att kunna beräkna utflödet: flödet multiplicerat med area (bestämt av rådande vattendjup) ligger till grund för beräkning av flödesvolym över tid. Koncentrationen av fosfor i utloppen ansågs vara samma som i sjöns ytvatten. Vattenhastigheten mättes med en flödesmätare. Tvärsnittet av vattendragen användes sedan för att beräkna flöde. Notera att stora inflödet (Alsterälven) och utflödet är reglerade och slussarna var generellt stängda under sommaren och delvis öppna eller helt öppna under andra perioder. Positionerna av slussarna under undersökningsåren hämtades från ägaren av vattenregleringsstrukturerna.

Vattenkemiska prover hämtades också från tre stationer i Alsterälven under hösten 2021 mellan utloppet av Gapern och inloppet till Alstern. Detta för att bedöma näringsämnespåverkan av avloppsreningsverk och upptrampade områden vid vattendraget.

En tryckmätare installerades i sjön och två stycken i Alsterälven (in- och utlopp) för att mäta vattennivå med datainhämtningsfrekvens på 60 minuters intervall. Nivådata från tryckgivarna användes för att beräkna sjövolym och kalibrera den hydrologiska delen av modellen.



Figur 1. Provtagningsstationer i och runt Alstern.

Sediment

Tio sedimentproppar togs med en Wilnerhämtare för vidare kemisk analys i april 2021. Vattendjupet noterades vid varje provtagningspunkt. Sedimentpropparna skiktades omedelbart och skikten från 0-2, 2-4, 4-6, 6-10, 10-15, 15-20 och 20-30 cm djup sparades. Provpunkternas lägen redovisas med koordinater i Bilaga 1. Provtagningen utfördes av Sjörestaurering Sverige AB och Bröderna Österberg

.

Sedimentanalyser

I en fraktionerad fosforanalys extraheras olika former av fosfor ur sedimentprovet i olika steg: H_2O-P (löst bunden fosfor), BD-P (järnbunden fosfor), NaOH-P (aluminiumbunden fosfor), NaOH Org-P (organisk fosfor) och HCl-P (kalciumbunden fosfor). Metoden finns ursprungligen beskriven av Psenner et al. (1988) och har modifierats av Hupfer et al. (1995). Läckagebenägen fosfor i sedimenten återfinns i huvudsak i de tre fraktionerna (1) löst bunden fosfor, (2) järnbunden fosfor, och (3) organisk fosfor. Totalfosfor analyserades även i samtliga prov. Den löst bundna fosforn i sedimentet är direkt tillgänglig för vattenmassan, medan den järnbundna fosforn kan bli tillgänglig när syrgashalten blir lägre än ca 2 mg/L. Dessa två fraktioner kallas även för ”mobil” fosfor. Alla koncentrationer som presenteras är beräknade m.a.p sedimentets torrvikt.

Organisk fosfor frigörs från organiskt material under nedbrytning och blir sedan en del av den mobila fosforfraktionen. Processen tar tid, från veckor till år. En del av organisk fosfor anses vara labil eller lättlöslig, men en svårnedbrytbar rest av denna fraktion blir kvar i de djupare sedimentskikten. Dessa bakgrundskoncentrationer subtraheras från de högre halterna i de ytligare sedimentlagren för att beräkna mängden läckagebenägen organisk fosfor.

Det kan även finnas en del läckagebenägen fosfor i restfraktionen, som innehåller generellt svårnedbrytbar organisk fosfor. Restfraktionen motsvarar den mängd fosfor som återstår efter att alla fraktioner ovan har extraherats.

Vattenhalt och halten organiskt material i sedimenten kvantifierades enligt Håkanson och Jansson (1983). Proverna fryses under 24 timmar (-20 ˚C) och frystorkas sedan. De torra proverna brändes i en muffelugn (550 ˚C) i två timmar och mängden sediment som förbränts motsvarar mängden organiskt material i sedimentproven.

Fosformassan (den totala läckagebenägna fraktionen, d.v.s. summan av mobil fosfor, labil organisk fosfor, och en del av restfraktionen) i sedimenten modellerades rumsligt. Dessa resultat används i den dynamiska modelleringen för att modellera frigörelse av fosfor från sedimentet och ackumulering av denna fosfor i bottenvattnet (dvs. internbelastning).

Modellering

Modellen som användes för att simulera vattenkemi och hydrologi i Alstern heter SDLEM (Shallow and Deep Lake Ecological Model). Modellen är en en-dimensionell, termodynamisk och hydrodynamisk modell kopplad till en ekologisk modell som kan simulera flöde, halter av näringsämnen (kväve och fosfor), partiklar, ljusförhållanden, sjövolym, syrgas, vattentemperatur, växtplankton (alger), etc. med en simuleringsfrekvens av 60 minuter. Modellens indata inkluderar:

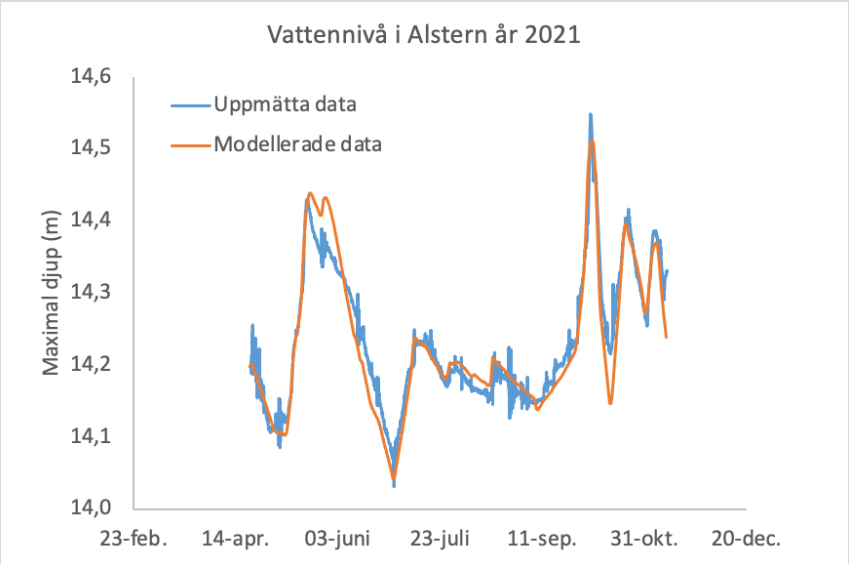
- Klimatdata (nederbörd, solljus, temperatur, etc.)
- Vattenkemi
- Vattennivå
- In och utflöden (flöde och koncentrationer av näringsämnen, m.m.)
- Fosforfraktioner i sedimentet

Med dessa data kan olika variabler modelleras såsom:

- Hydrologiska förhållanden (vattenflöde in och ut, avdunstning, sjövolym)
- Internbelastning av fosfor
- Sedimentation av partiklar (inklusive fosfor)
- Omblandning av sjövattnet
- Näringsämnen (lösta och partikulära former)
- Växtplankton (mäts med parametern klorofyll)

Kalibrering av modellen

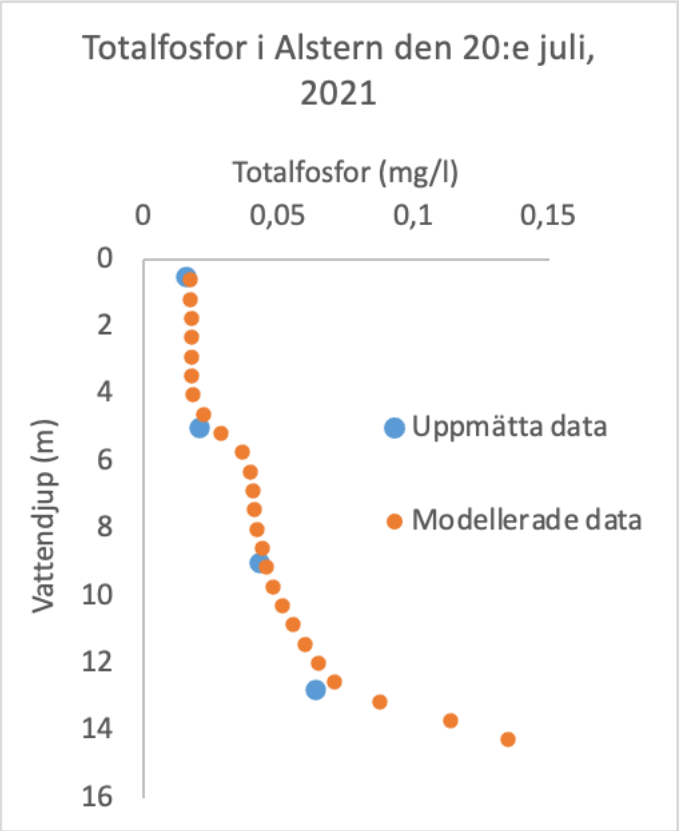
Första steget i kalibreringen av modellen är att ta fram en vattenflödesbalans. Uppmätta data för in- och utflöde användes för att kalibrera modellerade flödesdata från SMHI. Även nederbörd och avdunstning beräknades. Sjönivån användes för att beräkna sjövolymen och kalibrera den hydrologiska balansen (se exempel i Figur 2).



Figur 2. Kalibreringsresultat för vattennivå (t.ex. maximaldjup) för Alstern.

Nästa steg i kalibreringsprocessen är att fastställa de initiala förutsättningarna gällande profiler för temperatur, syrgas, och näringsämnen samt klorofyll. Externbelastning av näringsämnen beräknades med uppmätta data för de övervakade inloppen. Uppmätta koncentrationer (viktade medelvärden) användes sedan för att beräkna inflödet av näringsämnen från delar av avrinningsområdet som inte övervakats.

Internbelastning beräknades och baserades på läckagebenägna former av fosfor i sedimentet som analyserades som en del av denna studie (se Bilaga 1 för data), syrgas (för att beräkna läckage av järnbunden fosfor) och temperatur (för att beräkna nedbrytning av organiskt material och frigörelse av organisk fosfor). Intern- och externbelastning av näringsämnen samt den hydrologiska vattenbalansen användes för att kalibrera modellen med uppmätta data för näringsämnen och klorofyll i sjön (se exempel i Figur 3).



Figur 3. Kalibreringsresultat för totalfosfor i vattenpelaren för Alstern (juli, 2021).

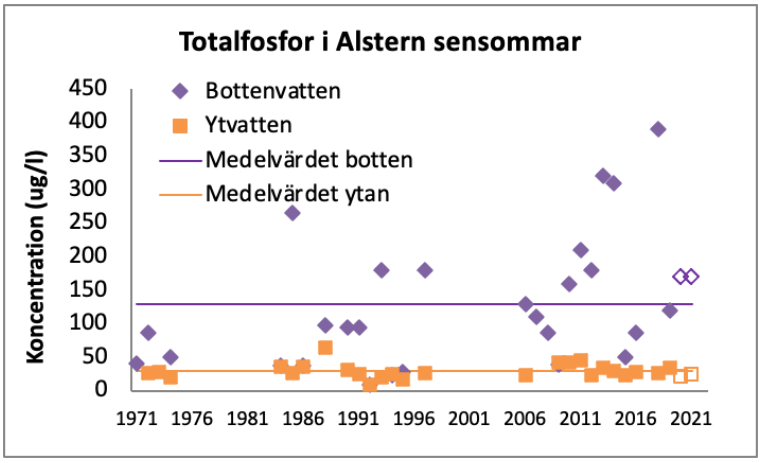
Åtgärdsscenarier

Data som inhämtades under 2021 användes för att simulera effekterna av minskade halter av näringsämnen. 2020 års data användes inte då detta års externbelastning var svårare att beräkna eftersom flödesmätare inte var tillgänglig förrän september 2020, vilket ökar osäkerheten kraftigt. Se Bilaga 2 för resultaten av de kalibrerade modellerna för sjön under år 2020. År 2021 var ett bra år gällande klimat, dvs. varken torrt eller blött. Det är viktigt för att få en bra överblick över relationen mellan intern- och externbelastning av näringsämnen och hur de påverkar vattenkvaliteten i sjön.

Minskning av olika källor av näringsämnen testades med den kalibrerade modellen för att bedöma påverkan av dessa på näringsämnen och klorofyll (ett mått på alger) i sjön.

Resultat

Halterna av fosfor har varierat under åren i både yt- och bottenvattnet (Figur 4, augusti/september månad, 1971–2021). Det finns ingen trend när det gäller fosfor i ytvattnet, men halterna i bottenvattnet har generellt varit högre under de senaste tio åren. Halterna av totalfosfor i ytvattnet under 2020–2021 var något under medelvärdet med avseende på hela tidserien (29,3 µg/l) medan halterna i bottenvattnet var högre jämfört med medelvärdet (129,6 µg/l).



Figur 4. Totalfosforhalter i yt- och bottenvattnet (1 meter ovan botten) i Alstern sedan 1971. Ej ifyllda symboler representerar data från 2020 och 2021.

Övervakning 2020–2021

Vatten

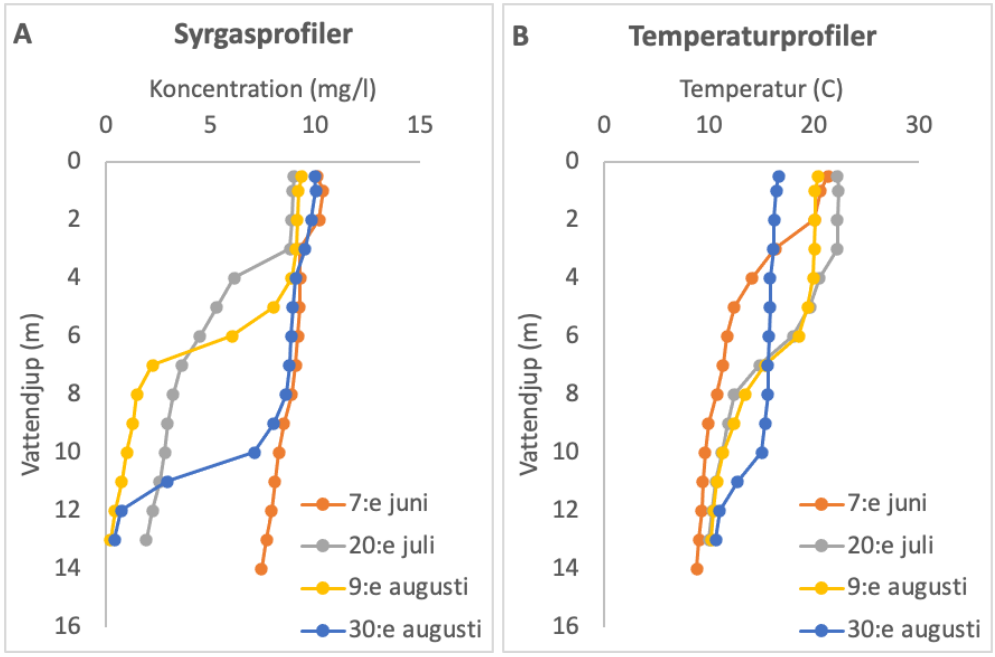
Resultaten från övervakningen av Alstern visar att sjön hade måttlig status gällande totalfosfor och klorofyll under 2020 och 2021 (Tabell 2). För att nå minst ”god” status gällande vattendirektivet måste medelhalten för totalfosfor (ofiltrerat) vara mindre än 21,3 µg/l och klorofyll mindre än 10 µg/l. För att nå ”hög” status är gränserna 15,2 µg/l (totalfosfor) respektive 6 µg/l (klorofyll).

Tabell 2. Uppmätta medelhalter av olika ämnen som analyserades i Alstern mellan 2020 och 2021.

Parametrar	Enhet	Medelhalt	Medelhalt
		2021	2020
Totalfosfor	µg/l	24,0	27,2
Totalfosfor, filtrerad	µg/l	14,7	14,3

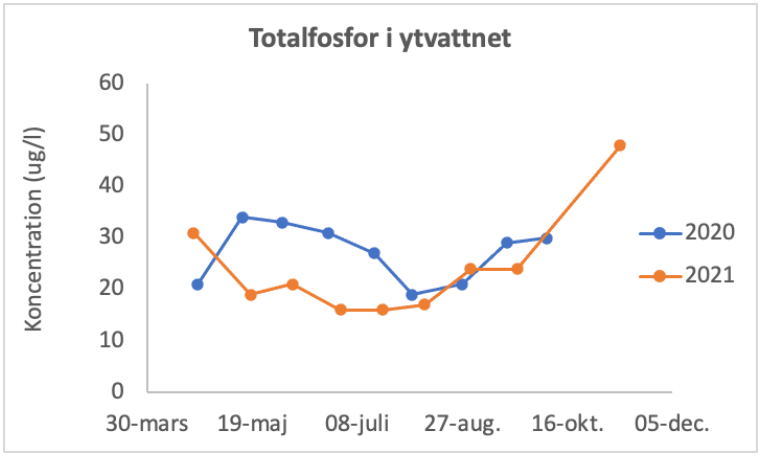
PO4-P	µg/l	2,7	3,4
Färg (410 nm)	mg Pt/l	80,7	91,7
Klorofyll	µg/l	15,3	10,5
Konduktivitet	mS/m	5,4	5,4
pH		7,2	7,2
Suspenderade ämnen	mg/l	4,9	5,9
TOC	mg/l	9,6	9,0
NO3-NO2 kväve	µg/l	75,7	56,2
Totalkväve	mg/l	0,4	0,4
NH4-N	µg/l	10,0	17,1
Alkalinitet (som HCO3)	mg/l	11,6	11,0

Syrgaskoncentrationen i bottenvattnet minskade under sommaren (Figur 5a). Detta eftersom skiktning av vattenmassan bildats. Detta beror i sin tur på skillnader i temperatur (och relaterad vattendensitet) mellan yt- och bottenvattnet (Figur 5b). Skiktningen var närvarande under sommaren men försvagades under den senare delen av augusti. Syrgaskoncentrationen i bottenvattnet minskade under juli men ökade sedan under augusti pga. viss omblandning av vattenmassan, men var fortfarande låg under 10 m vattendjup.

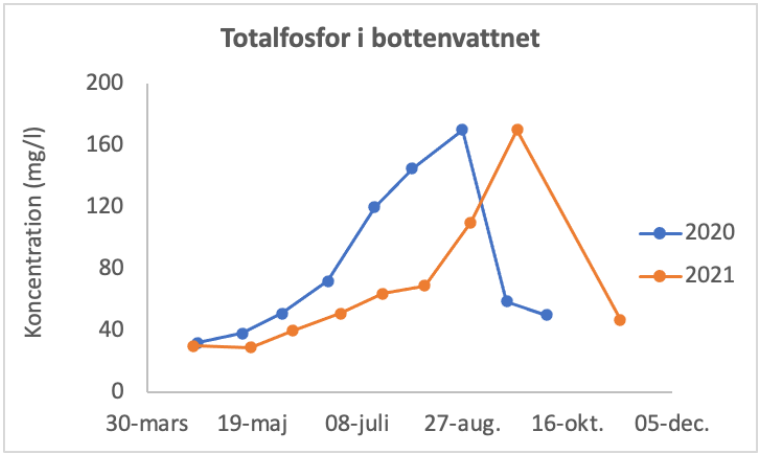


Figur 5. Syrgaskoncentration (A) och temperatur (B) i Alstern från juni till augusti år 2021.

Totafosforhalter i yt- och bottenvattnet följde ungefär samma mönster under provtagningssäsongen åren 2020 och 2021. Fosfor i ytvattnet minskade under sommaren pga. sedimentation och lägre inflöde av fosfor från avrinningsområdet (Figur 6). Fosfor i bottenvattnet steg, båda åren, under sommaren (Figur 7). Följaktligen steg halterna av fosfor i ytvattnet pga. ökade fosforhalter i bottenvattnet, som delvis nådde ytvattnet under sensommaren.

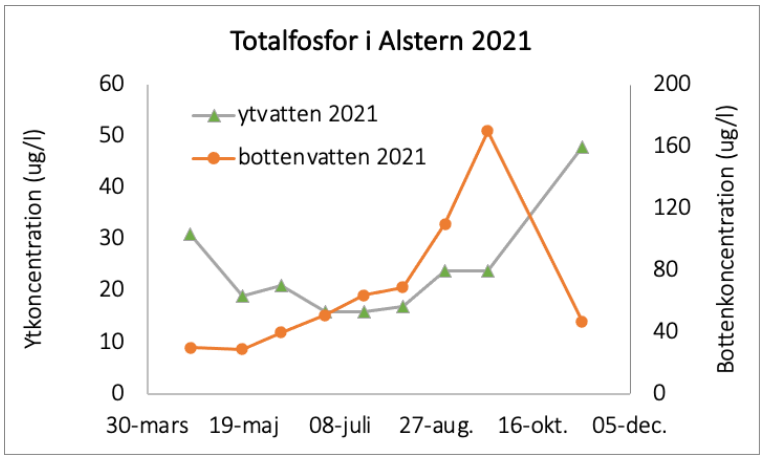


Figur 6. Halter av totalfosfor i Alsterns ytvatten under åren 2020 och 2021.



Figur 7. Halter av totalfosfor i Alsterns bottenvatten under åren 2020 och 2021.

En jämförelse av fosforhalter i yt- och bottenvattnet under 2021 visar hur internbelastning påverkar halter av fosfor i ytvattnet (Figur 8). Fosforhalten i bottenvattnet ökar långsamt under tidig sommar och ökar fortare under augusti och tidig september. Under den tiden börjar fosforhalten även i ytvattnet att öka på grund av diffusion av en del fosfor i bottenvattnet till ytvattnet. Efter att sjön omblandades under oktober månad, steg fosforhalterna kraftigt pga. såväl intern- och externbelastning.



Figur 8. Halter av totalfosfor i Alsterns yt- och bottenvatten under år 2021.

Fosforhalter i Alsterälven (inlopp)

Tre platser vid Alsterälvens inlopp provtogs vid tre tillfällen för att undersöka huruvida halterna av fosfor (bland annat) påverkades av utsläpp från reningsverk och i ett område som frekvent betas av boskap vilket leder till att marken blir “upptrampad” och kan orsaka näringsläckage. Prover hämtades vid utloppet av Gapern (1), strax nedströms reningsverkets utsläppspunkt (2), samt strax efter det upptrampade område (3). Under september observerades en kontinuerlig ökning av fosfor (72 %) från punkt 1 till 3

(Tabell 3). Den 4:e oktober fanns det ingen tydlig trend, troligtvis pga. det stora ovädret som orsakade ökad avrinnings- och flödeshastighet.

Tabell 3. Uppmätta medelhalter av totalfosfor i september (N = 2) och halter av totalfosfor den 4:e oktober i Alsterälven (inlopp) år 2021.

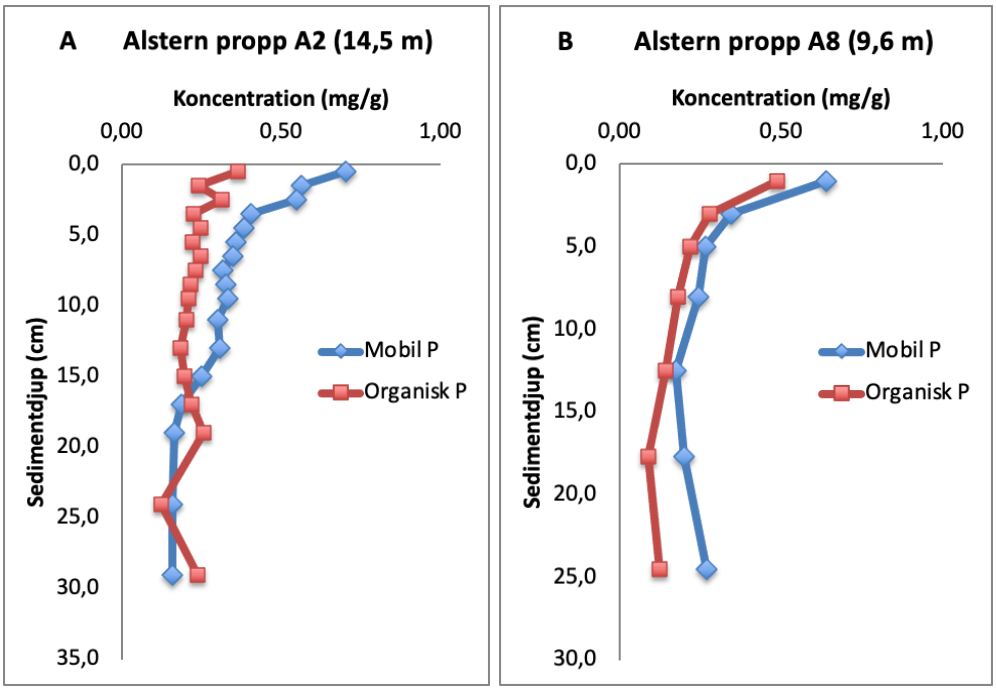
Station	September	4:e oktober
	Tot-P (µg/l)	Tot-P (µg/l)
1-Gapern	14,5	110
2-Efter reningsverk	20,5	79
3-Efter upptrampade området	25	120

Sediment

Tio sedimentproppar hämtades från Alstern under april 2021. Innan provtagning började, mättes temperatur och syrgas som en del av regelbunden sjöprovtagning. Mätningar visade att det fanns varken skiktning eller låga (< 5 mg/l) syrgashalter i bottenvattnet. Inga förhöjda fosforhalter upptäktes i bottenvattnet, vilket indikerar att läckagebenägen fosfor inte hade frigjorts från sedimentet ännu. Detta är viktigt för att få den hela mängden läckagbenägen fosfor som finns i sedimentet innan den börjar att frigöras under sommaren.

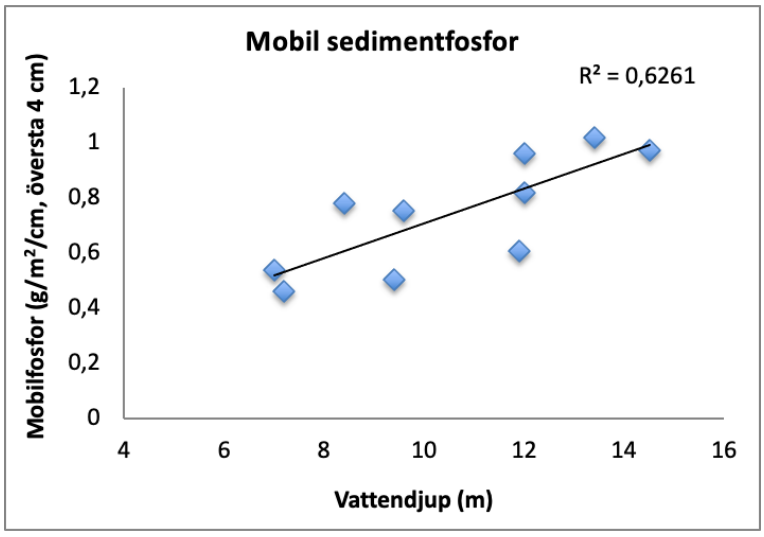
Medelvärdet för organiskt material var 9,4 % (intervall: 7,6 -14,5 %) i de översta 4 cm av sedimentet, vilket indikerar att propparna hämtades från både ackumulation och transportbottnar. Vattenhalten varierade mellan 75 och 91 % i de översta 4 cm av sediment. Koncentrationen av de former av fosfor som kan frigöras från sedimentet (läckagbenägen fosfor) inkluderar lättlöslig fosfor i porvatten samt järnbunden fosfor (tillsammans kallas de mobilfosfor) och fosfor i organiskt material. Den löst bundna fosforn är direkt tillgänglig i vattenmassan, medan järnbunden fosfor kan bli lättillgänglig då syrgashalten är mindre än ca 2 mg/L. Dessa två fraktioner kallas också för ”mobil” fosfor.

Organisk fosfor frigörs från organiskt material under nedbrytning och blir sedan en del av den mobila fosforfraktionen. Processen tar tid, från månader till år. Organisk fosfor anses också vara labil eller lättrörlig, men en svårnedbrytbar rest av den fraktionen finns kvar även i djupare skikt. Koncentrationer av mobil och organisk fosfor minskade generellt med sedimentdjup (Figur 9).

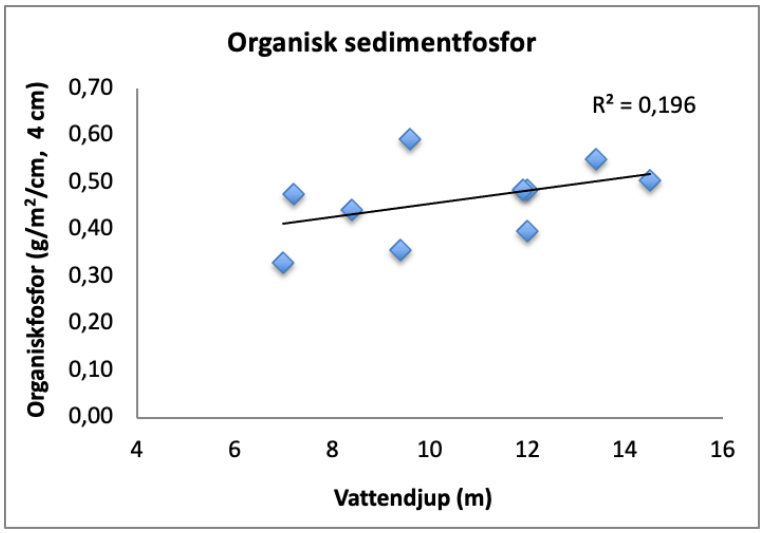


Figur 9. Koncentrationer (torrvikt) av mobil och organisk fosfor i sediment vid två platser i Alstern. Figur A är djuphålet (14,5 m) och figur B är en grundare plats (9,6 m) söder om djuphålet.

Massan av läckagebenägen fosfor i de översta sedimentlagren beräknades för att bedöma hur mycket och hur fort fosfor kan frigöras från sedimentet. Koncentrationen (torrvikt, Figur 9) representerar hur mycket fosfor som finns bunden per partikel sediment medan massan representerar mängden fosfor som finns i en viss volym av sediment (Figur 10). Massan av mobilfosfor ökade med vattendjup (Figur 10), medan organisk fosfor endast visade en svag ökande relation med avseende på vattendjup (Figur 11). Båda trender är vanliga i övergödda sjöar.

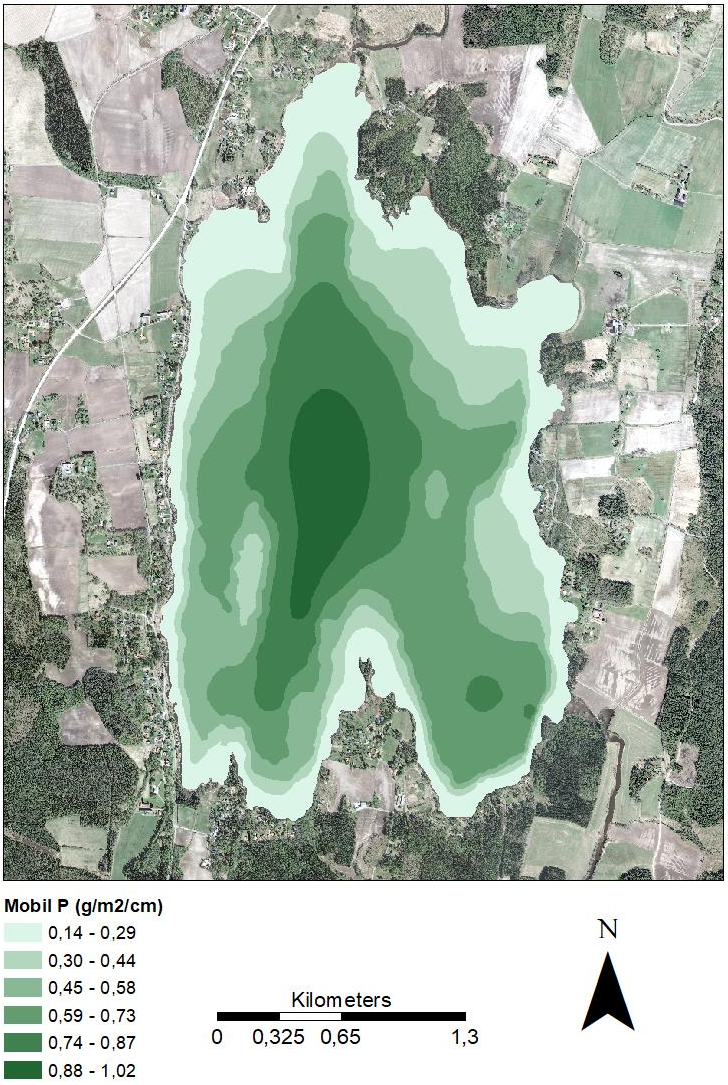


Figur 10. Massan av mobilfosfor i de översta 4 cm sediment kontra vattendjup i Alstern.



Figur 11. Massan av organisk fosfor i de översta 4 cm sediment kontra vattendjup i Alstern.

Massan av mobilfosfor modellerades rumsligt över sjön (Figur 12). Sedan användes dessa resultat tillsammans med massan av organisk fosfor i modelleringen av sjön för att kunna beräkna hur fort fosfor frigörs från sedimentet under olika förhållanden i sjön (temperatur och syrgas) under modelleringsperioden.



Figur 12. Massan av mobil fosfor i de översta 4 cm sediment i Alstern.

Enligt den dynamiska modellen, nådde internbelastningshastigheten 1,8 mg/m^2/d under augusti månad år 2021. Detta kan jämföras med den potentiella internbelastningshastigheten som kan beräknas med en empirisk modell som utvecklades av Pilgrim m.fl. (2007). Potentiell internbelastning visar vad som kan ske under förhållanden som driver internbelastning (t.ex. syrgasbrist och hög temperatur), men detta garanterar inte att internbelastningen når dessa nivåer varje år under sommaren.

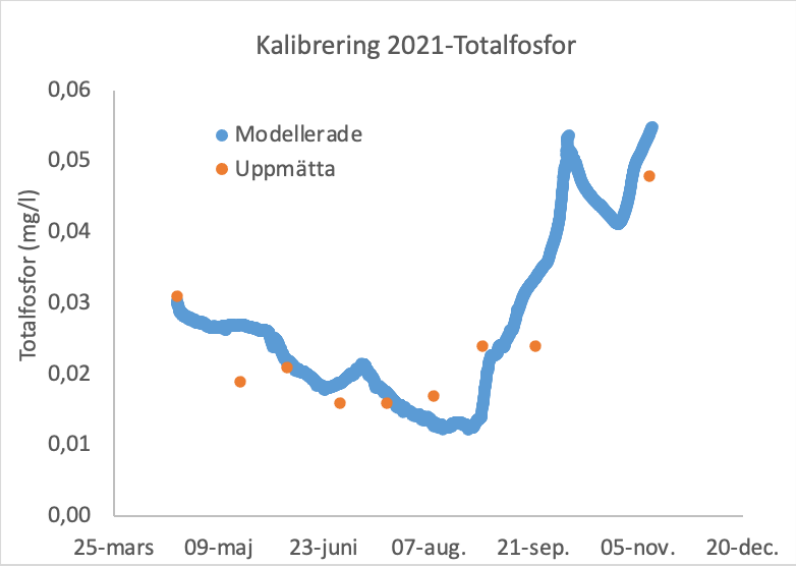
Potentiell internbelastning enligt den empiriska modell är 6,6 mg/m^2/d (arealviktade) i Alstern. Skillnaden mellan denna siffra och internbelastning som modellerades berodde mest på syrgashalterna. De minskades inte tillräckligt fort för att kunna reducera allt järn (Fe) i sedimentet från Fe^{3+} (fast trevärt järn) till Fe^{2+} (löst tvåvärt järn). Trevärt järn bildar mineral, såsom $Fe(OH)_3$, som binder med fosfor under syrerika förhållanden. Vissa sjöar i Sverige har mycket järn i sedimenten som kan binda fosfor. Myrmalm (som bildas vid

utfällning av järnoxider och hyrdoxider) finns t.ex. runt om i Molkomsjön, vilket indikerar att det finns gott om järn i det området. När syrebrist i bottenvattnet uppkommer reduceras Fe^{3+} till Fe^{2+}, vilket löser upp mineralet och fosfor som var bunden till detta frigörs. Allt järn reduceras inte på en gång, det tar tid och beror på både mängden järn i sedimentet och hur lång tid som syrebristen pågår. Sedimentet innehåller stora mängder järnbunden fosfor som potentiallt kan frigöras. Det därför är möjligt att internbelastningen till och med har varit högre vid tidigare tidpunkter jämfört med vad som uppmätts under år 2021 och 2022. Fosforhalterna i bottenvattnet under tidigare år stödjer denna slutsats (Figur 4).

Modellering

Kalibrering och fosforkällor

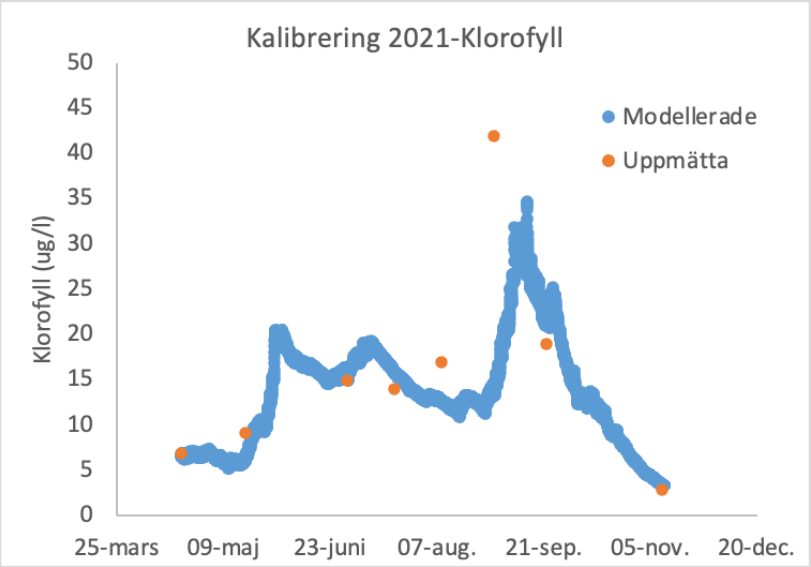
Kalibrering av modellen med uppmätta data för fosfor och klorofyll i Alstern visas i figur 13 och figur 14. Modellerade medelhalter (på timbasis) för totalfosfor och klorofyll var 27 respektive 15 µg/l. Fosforhalterna sjönk långsamt i ytvattnet under våren och tidig sommar, men ökade kraftigt under sensommaren och hösten (Figur 13). Den första delen av ökningen (innan oktober) beror på internbelastning av fosfor från sedimentet och transport av den frigjorda fosforn från bottenvattnet till ytvattnet. Fosforkoncentrationerna fortsatte att öka under tidig oktober pga. ett oväder (nederbörd och stark vind) som slog till mellan den 4:e och 5:e oktober i området kring Alstern.



Figur 13. Kalibreringsresultat för totalfosfor i Alstern 2021.

Klorofyllhalterna (ett mått av alger i vattnet) följde samma trend som totalfosfor förutom en tidigare ökning under sommaren och en minskning under hösten, trots att fosforhalterna var höga (Figur 14). Det skedde en kraftig ökning under sensommaren och hösten när påverkan av internbelastning av fosfor var som högst. Detta på grund av den transport av fosfor som frigjorts från sedimentet under sommaren till ytvattnet. Sedan

började halterna att minska under senare delen av september fram till det sista provtagningstillfället (10:e november), förutom en mindre uppgång efter ovädret i början av oktober. Denna minskning skedde pga. lägre temperaturer och mindre solljus, vilka är förutom fosfor viktiga faktorer för tillväxt av alger.



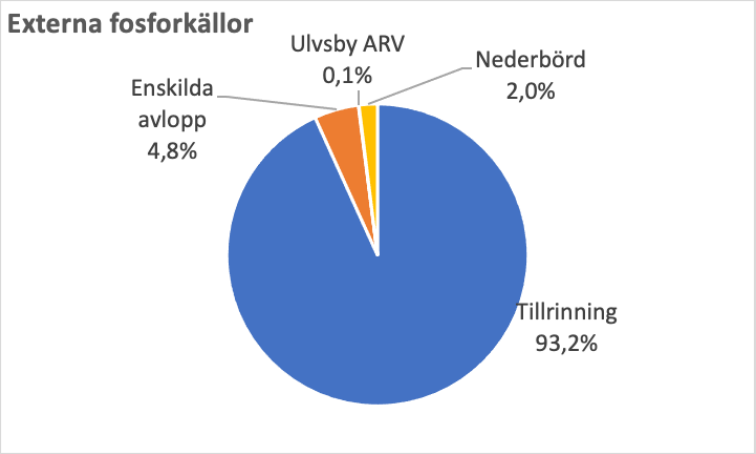
Figur 14. Kalibreringsresultat för klorofyll i Alstern 2021.

Externbelastning av fosfor till Alstern under modelleringsperioden (april-november) var totalt 3,422 kg. Merparten av fosforbelastningen kom från de tre övervakade inloppen och det direkt anslutna avrinningsområdet eller andra omätta källor (Tabell 4).

Tabell 4. Externa källor av fosfor (kg) till Alstern under kalibreringsåret 2021 (april-november).

Mätperiod	Nybacka	Skålbäcken	Alsterälven	Nederbörd	Direkt/omätt
April-november 2021	157,5	752,7	1945	67,3	499,8

Enskilda avlopp bidrog med 163 kg fosfor enligt data från SMHI, vilket var ca 5 % av den externa belastningen av fosfor till Alstern (Figur 15). Det antogs att en väldigt liten del av fosfor som kommer ifrån enskilda avlopp rinner till sjön under vinterperioden.

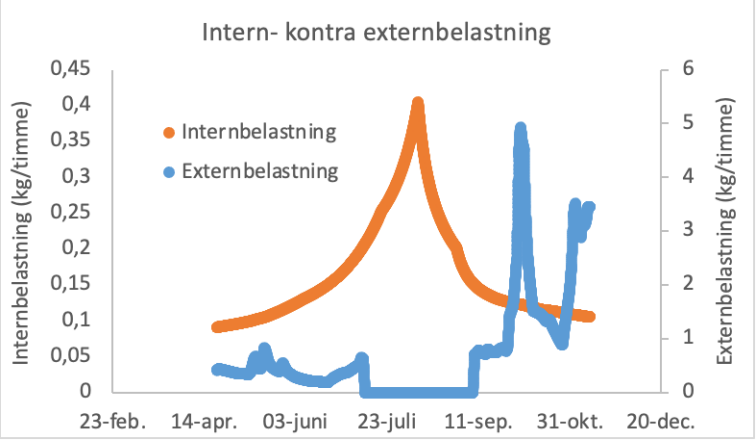


Figur 15. Fördelning av externa fosforkällor till Alstern år 2021. Tillrinning inkluderar allt vatten (och näringsämnen i det) som rinner till sjön förutom de andra källorna som finns i figuren ovan.

Internbelastning av fosfor utgjorde nästan 20 % av den totala belastningen för sjön (Tabell 5). 806 kg fosfor frigjordes från sedimentet och transporterades till ytvattnet från april till tidig november under 2021(frigörelsen skedde snabbast under juli och augusti). Under den här perioden var externbelastningen väldigt låg, men dominerade källfördelningen under våren och särskilt hösten (Figur 16).

Tabell 5. Källor och sänkor av fosfor (kg) till Alstern under kalibreringsåret 2021. Notera att skillnaden mellan källor och sänkor är skillnaden mellan fosformängden i sjön under start (våren) och slut (hösten) av modelleringsperioden (+945 kg). Detta pga. högre vattennivå och fosforhalter under hösten jämfört med våren.

Mätperiod	Källa - Extern belastning	Källa - Intern belastning	Sänka - Utlopp	Sänka - Sedimentation
April-november 2021	3422	806	1907	1377



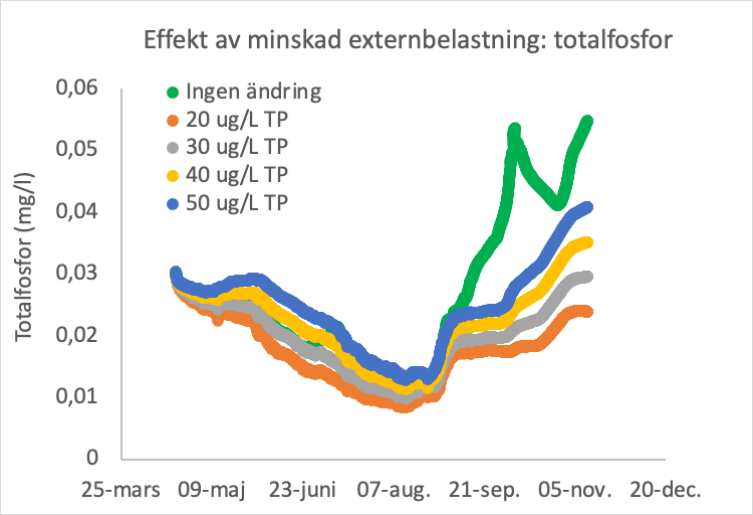
Figur 16. Jämförelse av intern- och externbelastningskällor av fosfor till Alstern under 2021. Notera de olika skalorna för intern- och externbelastning.

Åtgärdsscenarier

För att beräkna hur mycket fosforhalterna behöver minskas för att vattenkvalitetsmålen ska kunna nås, tillämpades den kalibrerade modellen i olika scenarier. Fosforbidraget från externbelastning minskades i olika grad och överskottet av internbelastning minskade med 100 %.

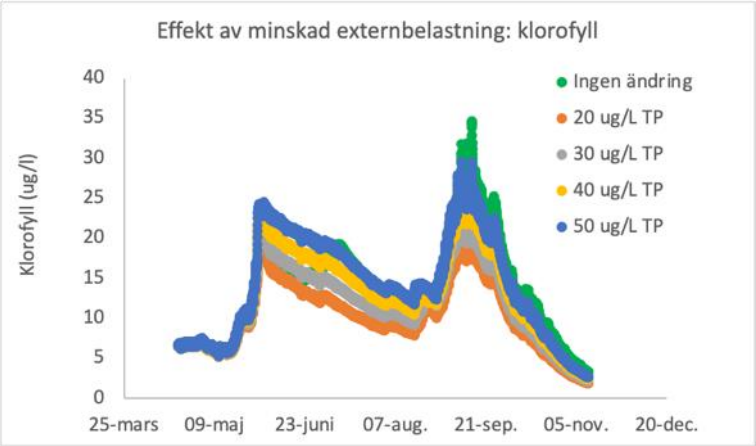
Minskning av externbelastning

En reducerad externbelastning förväntas ge ganska bra effekt på totalfosforhalterna i ytvattnet. Under 2021 var den flödesviktade halten av totalfosfor från alla inloppen 67 µg/l. För att nå antingen god eller hög status i Alstern gällande övergödning, behöver medelvärdet av totalfosfor i sjöns ytvatten vara mindre än 21,3 respektive 15,2 µg/l. Med en minskning av totalfosforhalten i inloppen till 30 eller 20 µg/l (motsvarande en 55 respektive 70 % reduktion) skulle sjön nå god status (Figur 17). Medelhalten av fosfor i sjöns ytvatten förväntas minska från 27 µg/l innan åtgärder (ingen ändring) till 17,3 µg/l med en minskad halt av totalfosfor i inloppen av 20 µg/l, dvs. en minskning med 70 %.



Figur 17. Effekt av minskad externbelastning på totalfosforhalter i Alstern baserat på data från 2021. ”Ingen ändring” motsvarar en totalfosforhalt från inloppen på 67 ug/l, vilket motsvarar uppmätt halt 2021.

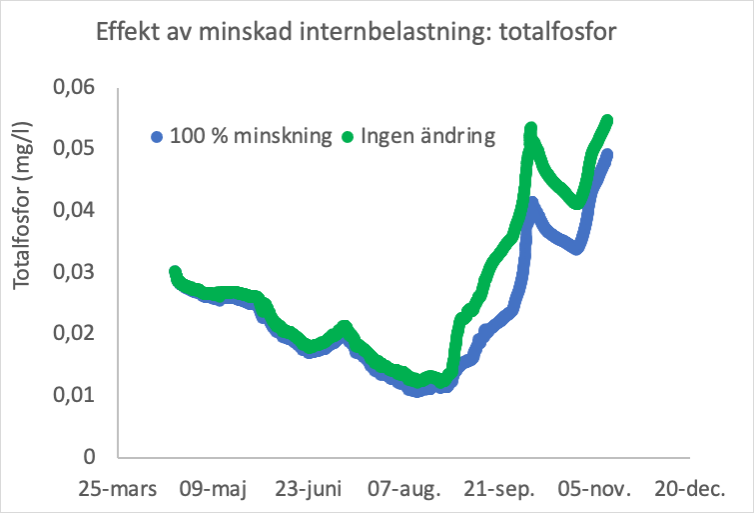
En reducerad externbelastning hade inte samma effekt på klorofyllhalterna, som enligt modellen förväntas minska medelhalten under säsongen från 15 till drygt 10 µg/l (gränsen mellan god och måttlig status) med en minskning av totalfosforkoncentrationen i inloppen från 67 till 20 µg/l (Figur 18). Största anledningen till detta resultat var bidraget från internbelastning som nådde ytvattnet under senare delen av augusti till september som i sin tur gav ett tillskott av näringsämnen. Detta ökade tillväxten av alger kraftigt.



Figur 18. Effekt av minskad externbelastning på klorofyllhalter i Alstern baserat på data från 2021.

Minskning av internbelastning

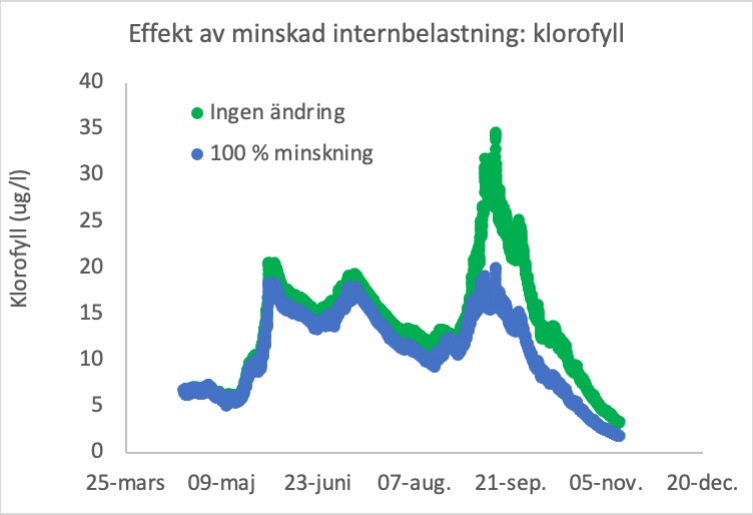
Åtgärdandet av endast internbelastning förväntas ha störst effekt på totalfosforhalter i sjön under sensommaren och hösten (Figur 19). Medelhalten av totalfosfor förväntas minska från 27 till 23 µg/l efter att överskottet av internbelastningen åtgärdats. En ökning till 47 µg/l (otillfredsställande status) förväntas dock, trots åtgärder, under sen höst. Detta pga. att den externa belastningen är förhöjd under samma period.



Figur 19. Effekt av åtgärdad internbelastning på totalfosforhalter i Alstern baserat på data från 2019.

Klorofyllhalterna förväntas följa samma trend om endast internbelastningen åtgärdas (dvs störst effekt under sensommaren), fast med en större, relativ minskning jämfört med totalfosfor. Detta pga. att den fosfor som frigörs från sedimentet är 100 % biotillgänglig.

Trots interna åtgärder förväntas en haltökning under sensommar till 19,2 µg/l, vilket är nära gränsen mellan måttlig och otillfredsställande status (20 µg/l, Figur 20). Liknande ökningar fanns även tidigare under sommaren.

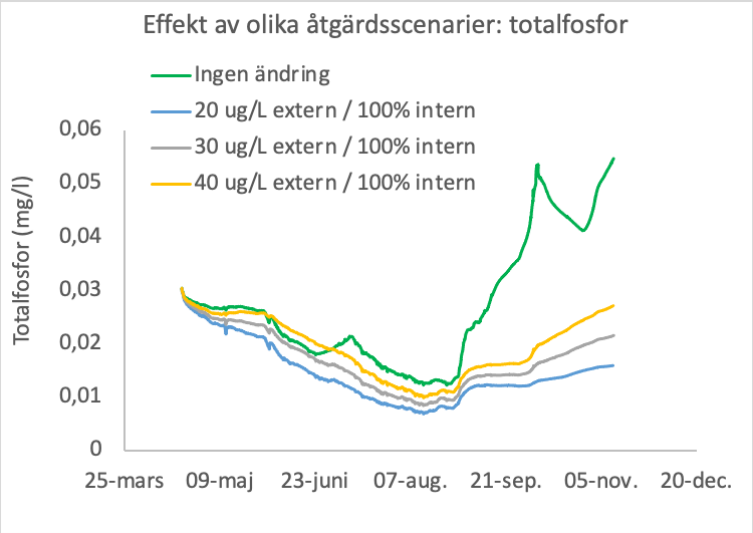


Figur 20. Effekt av åtgärdad internbelastning på klorofyllhalter i Alstern baserat på data från 2021.

Minskning av både intern- och externbelastning

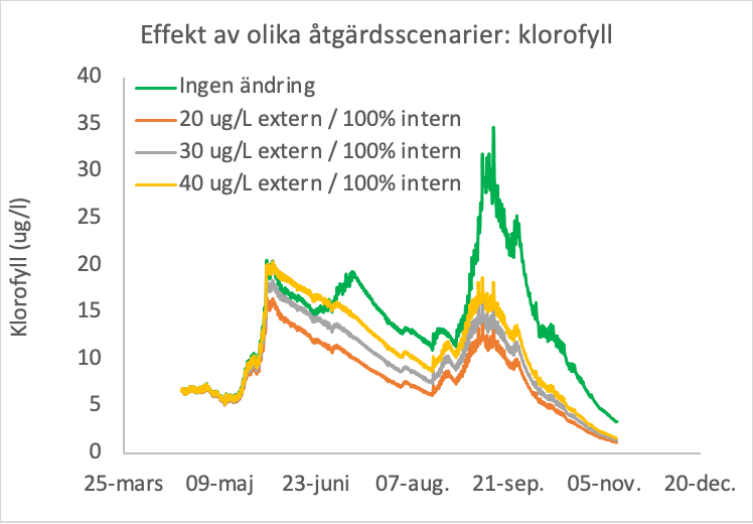
Eftersom minskad internbelastning av fosfor inte kommer att fungera som enskild åtgärd och att en 70 % minskning av externbelastning troligen inte är nåbar eller rimlig, krävs en samtidig minskning av båda källorna för att kunna nå vattenkvalitetsmålen. Alla scenarier ovan testades i olika kombinationer. Effekten på ett urval av dessa gällande totalfosfor- och klorofyllhalter i Alsterns ytvatten presenteras i Figur 21 och 22.

Enligt modellen förväntas medelfosforhalterna minska från 27 µg/l till mellan 19,4 och 14,5 µg/l efter en 100 % minskning av överskottet av internbelastning och en samtidigt 40 – 70 % minskning av externbelastning (Figur 21). Dessa totalfosforhalter ger en god till hög statusklassning.



Figur 21. Effekt av olika åtgärdsscenarier på totalfosforhalter i Alstern baserat på data från 2021.

Klorofyllhalten förväntas också minska, men inte lika mycket som fosforhalten. I samma scenarier minskade klorofyllhalten från 15 µg/l till mellan 8,2 och 13 µg/l. Dessa halter ger en god respektive måttlig status (Figur 22).



Figur 22. Effekten av olika åtgärdsscenarier på klorofyllhalter i Alstern baserat på data från 2021.

Tidsandelen av den totala mätperioden då totalfosforhalterna i ytvattnet översteg gränsvärdena för antingen god (21,3 µg/l) eller hög (15,2 µg/l) status presenteras i Tabell 6. Till exempel skulle en minskning av fosforkoncentrationen i tillrinnande vattnet (till 40

µg/l) och en samtidig (fullständig) minskning av överskottet av internbelastning resultera i god fosforstatus (baserat på sjöns medelhalt). Dock förväntas en reduktion av fosforhalten i tillrinnande vattnet till 30 µg/l och samtidig åtgärdad internbelastning leda till en mindre risk att fosforhalterna, även under kortare tidsperioder, överskrider gränsen för god status med eventuella negativa konsekvenser på vattenkvaliteten (tex. algblomningar).

Risken att fosforhalterna överskrider gränsen mellan god och måttlig status minskar från 53 till 29 %, detta om en ytterligare minskning av fosforhalter i tillrinnande vattnet från 40 µg/l till 30 µg/l tillämpas och att internbelastningen åtgärdas.

Tabell 6. Medelhalter av totalfosfor och tidsandelen av totala mätperioden då halterna överstiger 15,2 µg/l (hög status) och 21,3 µg/l (god status) i Alstern innan- och efter olika kombinationer av åtgärder.

Scenarier	Totalfosfor (mg/l)	Andel >15,2 µg/l (%)	Andel >21,3 µg/l (%)
Ingen ändring	26,9	83	59
100% minskning intern	23,2	79	49
40 µg/l minskning extern	22,2	76	52
30 µg/l minskning extern	19,7	69	30
20 µg/l minskning extern	17,3	56	25
40 µg/l extern / 100% intern	19,4	68	53
30 µg/l extern / 100% intern	17,0	47	29
20 µg/l extern / 100% intern	14,5	36	23

Endast två kombinationer av åtgärder kunde, enligt modellen, få sjön nå god status m.a.p. klorofyllhalter. Dessa var: minskningar av totalfosforhalten i tillrinnande vattnet till mellan 20 och 30 µg/l tillsammans med 100 % minskning av överskottet av internbelastning (Tabell 7).

Tabell 7. Medelhalter av klorofyll och tidsandelen av totala mätperioden då halterna överstiger 6 µg/l (hög status) eller 10 µg/l (god status) i Alstern innan och efter olika kombinationer av åtgärder.

Scenarier	Klorofyll (µg/l)	Andel >6 µg/l (%)	Andel >10 µg/l (%)
Ingen ändring	14,9	91	71
100% minskning intern	12,5	84	60
40 µg/l minskning extern	13,0	97	80
30 µg/l minskning extern	11,7	96	75
20 µg/l minskning extern	10,4	95	60
40 µg/l extern / 100% intern	10,8	83	57

Scenarier	Klorofyll (µg/l)	Andel >6 µg/l (%)	Andel >10 µg/l (%)
30 µg/l extern / 100% intern	9,5	80	43
20 µg/l extern / 100% intern	8,2	76	31

Om en minskning av totalfosforhalten i tillrinnande hamnar mellan 30 och 40 µg/l och en 100 % minskning av internbelastning tillämpas, förväntas transporten av fosfor från sjön genom utloppet till nedströms liggande vattenförekomster och sedimentation av nytt sediment minska kraftigt (Tabell 8, Sänka - utlopp).

Tabell 8. Källor och sänkor av fosfor till Alstern under kalibreringsåret 2021 och efter åtgärder.

Scenarier	Källa - Extern belastning (kg)	Källa - Intern belastning (kg)	Sänka – Utlopp (kg)	Sänka – Sedimentation (kg)
Kalibrering 2021	3422	806	1907	1377
40 µg/l extern 100 % intern	2053	46	1174	1093
30 µg/l extern 100 % intern	1540	46	1001	974

Vad krävs för att nå vattenkvalitetsmålen?

Rekommendationer för minskning av olika fosforkällor baseras på referensvärden för fosfor- och klorofyllhalter i sjön och är relaterade till statusklassningar (från dålig till hög status) gällande övergödning. Enligt data från 2020 och 2021 har Alstern måttlig status gällande fosfor och klorofyll (alger) i sjön. Målet är att nå minst god status för fosfor- och klorofyllhalter.

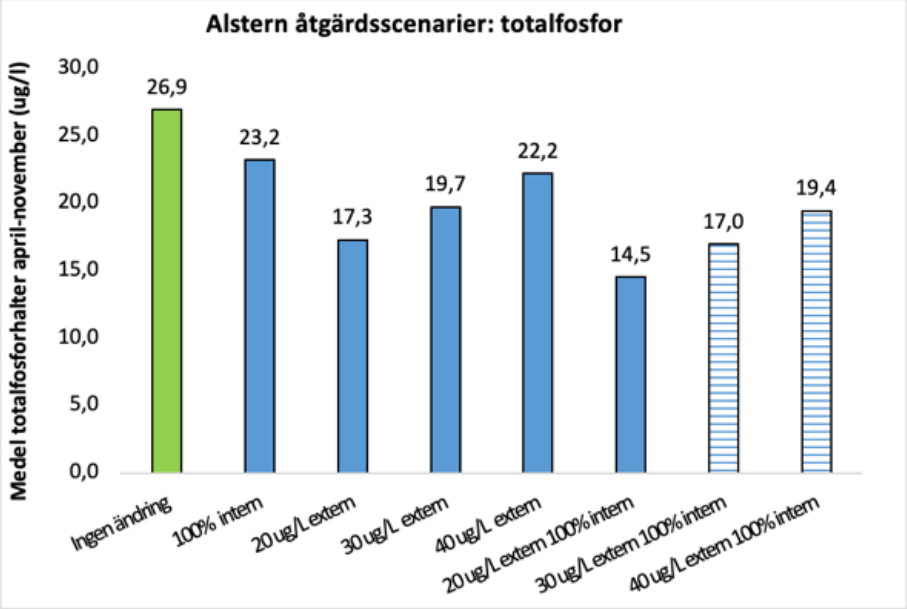
Eftersom både intern- och externbelastning oftast är förhöjd i övergödda sjöar är det viktigt att övervaka vattenkvaliteten i både sjön och inloppen från vår (efter islossning) till höst (innan sjön fryser). Denna period ger den bästa möjligheten att jämföra den relativa betydelsen av dessa två källor. Hänsyn måste också tas till externa källor som påverkar sjöar från höst till vår. Gällande Alstern fanns det tex. ett kraftigt oväder i början av oktober samtidigt som att sjön fortfarande påverkades av internbelastning efter omblandning av vattenmassan. Därför steg fosforhalterna kraftigt, och var fortfarande höga vid slutet av provtagningssäsongen i början av november. Detta även om klorofyllhalterna hade minskat pga. kallare temperaturer och mindre solljus.

Övervakning från sen vår till tidig höst ger en bra indikation om hur stora minskningar som krävs för att komma till bukt med fosfor från internbelastning. Externbelastning fortsätter under andra perioder när internbelastningen är liten eller obefintlig. Därför presenterar vi minskningar i enheten kg eller procentminskning för modelleringsperioden och en medelhalt av fosfor i tillrinnande vatten som gäller under hela året. På det sättet kan mängden fosfor övervakas efter tillämpning av åtgärder under samma period som användes för att skapa modellen, medan målet för medelkoncentrationen av totalfosfor i tillrinnande vatten kan användas för att säkerställa att åtgärder mot externbelastning fungerar under hela året.

Framtida mål för att nå minst god status

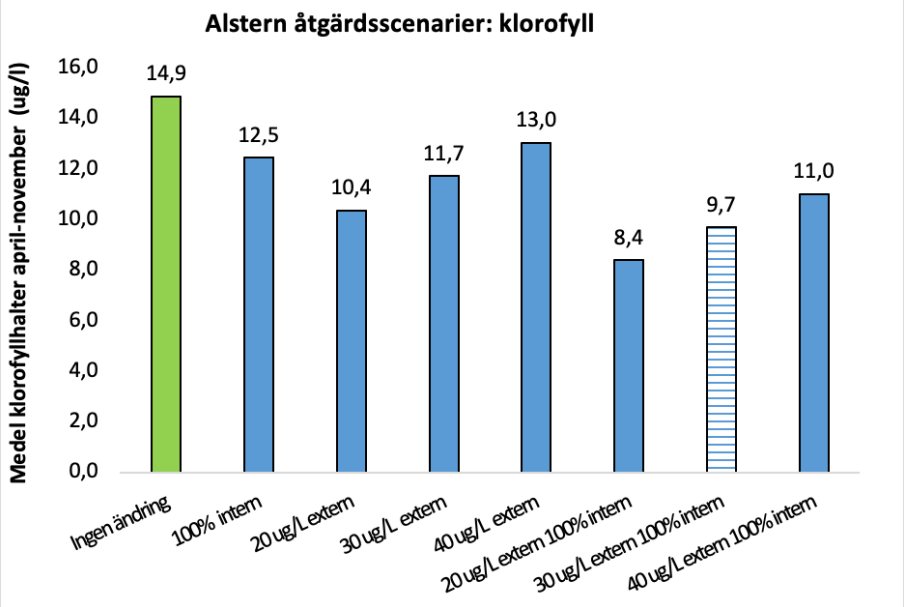
Medelhalten av totalfosfor under 2021 i Alstern var: 27 µg/l (24 µg/l uppmätt). Detta överskrider koncentrationsgränsen för god status (21,3 µg/l) som är gränsen mellan god och måttlig status. Medelkoncentrationen av klorofyll var ca 15 µg/l, vilket var över gränsen mellan måttlig och god status (10 µg/l), dvs. > 10 µg/l ger måttlig status, < 10 µg/l ger god status.

En minskning av både extern- och internbelastning krävs för att nå vattenkvalitetsmålen gällande övergödning i Alstern. Om enbart internbelastningen åtgärdas skulle fosforhalten minska till 23,2 µg/l (Figur 23) och klorofyllhalten till 12,5 (Figur 24) i sjön. Det krävs också en reduktion av externbelastning med minst 40 % (koncentration av totalfosfor i tillrinnande vattnet behöver minskas till 40 µg/l) för att nå god status med avseende på totalfosfor.



Figur 23. Medelvärde av modellerade totalfosforhalter under mätperioden år 2021 (april-november) och efter olika åtgärdsscenarier i Alstern. Rekommenderat åtgärdsscenario gällande totalfosfor är en 100 % minskning av förhöjd internbelastning och en minskning av fosforkoncentrationen i inloppen till mellan 30 och 40 µg/l (stapeln med horisontella linjer).

För att nå god status gällande klorofyll krävs det en minskning av fosfor i tillrinnande vatten med 55% (flödesviktad koncentration av 30 µg/l) och en 100% minskning av överskottet av internbelastning av fosfor (Figur 24).



Figur 24. Medelvärde av modellerade klorofyllhalter under mätperioden år 2021 (april-november) och efter olika åtgärdsscenarier i Alstern. Rekommenderat åtgärdsscenario gällande klorofyll är en 100 % minskning av förhöjd internbelastning och en minskning av fosforkoncentrationen i inloppen till 30 µg/l (stapeln med horisontella linjer).

Åtgärder

Det finns en rad olika åtgärder som kan tillämpas för att minska interna och externa källor av fosfor. Majoriteten av möjliga åtgärder presenteras nedan, men det kan finnas fler som kan fungera för att minska övergödningsproblemen i Alstern. Det är viktigt att tydliggöra att åtgärder för att minska externbelastning behöver göras först innan arbetet med internbelastning kan börjas.

Åtgärder för att motverka internbelastning

Det finns olika metoder för att minska läckage av fosfor från sediment i sjöar. Den mest frekventa metoden är behandling med fosforbindande mineraler (s.k. fastläggning av fosfor) och till en mindre del muddring. Utfiskning av vitfisk/bottenlevande fisk är också en vanlig, kompletterande metod som minskar transport av fosfor från sedimentet och återställer fisksamhället.

Fastläggning/inaktivering av fosfor

Inaktivering av fosfor i sediment innebär att man omvandlar lättlöslig fosfor till en hårt bunden form som vidare permanent begravs i sedimentet över tid. De två element som vanligtvis används är aluminium eller järn. Aluminiumbehandling är den, historiskt, mest frekvent beprövade metoden.

Vid tillsättning av järn krävs det i allmänhet att man luftar/syresätter vattnet, vilket är kostsamt. Syresättning tillämpas för att förhindra järnreducering och efterföljande frisättning av järnbunden fosfor vid låga syrgashalter. Aluminiumbehandling kräver inte syresättning eftersom aluminiumbunden fosfor inte påverkas av syrgashalter. Järn och aluminium tillsätts antingen direkt i vattenkolumnen eller så harvas produkten ner i sedimentet där det bildar ett mineral som binder tillgängligt sedimentfosfor. Båda mineralformerna finns naturligt i mark och sediment.

Behandling med aluminium har använts i mer än fem decennier i sjöar, med varierande grad av effektivitet (Huser et al. 2016a, Agstam-Norlin et al. 2021). Ända tills nyligen har doseringsmetoderna varit undermåliga och i många sjöar (särskilt grunda sjöar) har ett underskott av aluminiummineral tillsatts, vilket ibland lett till alltför kortlivade resultat. Under senare år har dock bättre metoder utvecklats vilket ökat sannolikheten för mer bestående positiva behandlingseffekter (Agstam-Norlin et al. 2020, Kuster et al. 2020).

De studier som gjorts (t.ex. Huser et al. 2016a, Agstam-Norlin et al. 2021) visar på att åtgärden ur vissa perspektiv har obegränsad livslängd med avseende på att minska internbelastning. Om däremot mängden tillsatt aluminium är allt för låg i förhållande till mängden mobil fosfor, eller om den pågående externbelastningen är hög så kan livslängden vara i princip hur kort som helst.

En indirekt fördel med inaktivering av fosfor i sediment är att det sker en ökning av syrgashalter i bottenvattnet under sommaren (och även vintern i isbelagda sjöar). Detta

sker eftersom produktiviteten i sjön minskar (d.v.s. tillväxten av alger) efter behandling och därför minskas även nedfallet av organiskt material till sedimentet.

Tillsättning av aluminium och järn kan ses om ett sätt att återställa sedimentets bindningskapaciteten med avseende på fosfor genom ökad mineralförekomst (Al eller Fe). Eftersom de flesta aluminium- och järnsalter är något sura när de tillförs vatten är det viktigt att vara försiktig så att sjövattnets pH-värde inte understiger 6,0 eller överstiger 9,0 under behandling. Detta är en tillfällig process som endast sker medan mineralet bildas, vilket kräver buffertkapacitet i vattnet med avseende på pH. Om det inte finns tillräckligt mycket buffertkapacitet i vattnet och/eller om pH är naturligt lågt (6,5 eller mindre) kan behandling med sådana mineraler vara olämpligt. Aluminium kan nämligen vara giftigt vid låga pH-värden (5,5 eller lägre) eller mycket höga pH-värden (> 9 – 9,5). Sådana pH-nivåer återfinns dock i allmänhet endast i försurade eller extremt produktiva sjöar. Dessutom har sediment sin egen buffringsförmåga vilket håller pH vid ca 7 oavsett vad pH blir i ytvattnet, förutom i mycket grunda vattenförekomster.

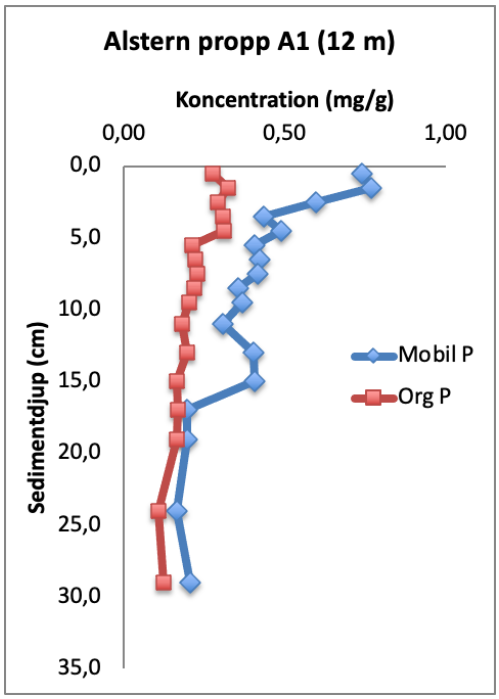
Tillsättning av kalcium till sjöar har också använts med samma syfte, men bindningen av fosfor är mest effektivt vid högre pH-nivåer (> 9; Koschel et al. 1983) och är därför bättre lämpad för användning i våtmarker eller andra system med naturligt höga pH-värden. Livslängden för kalciumbehandlingar i sjöar har visat sig vara korta, vanligtvis mindre än två år (Murphy et al. 1988, Preppas et al. 2001, Reedyk et al. 2001).

Bentonitleror med tillsatt lantan eller aluminium är en nyare metod som används som ett substitut för rent aluminium eller järn. Kunskapen om dessa komplex är fortfarande knapphändig och en förfining av doseringsmetoder gällande bentonitleror behövs sannolikt innan de kan användas på ett säkert sätt. Till exempel frigörs lantan från bentonitleran vid högre halter av organiskt kol i vattnet. Koncentrationen av organiskt kol i Alstern är generellt mellan 9 och 11 mg/l (data från 2020-2021), vilket är relativt höga värden. Andelen lantan som frigörs från bentonitleran ökar kraftigt med ökande halter av organiskt kol (>6–8 mg/l). Vid en koncentration av 15 mg/l är effekten ännu sämre gällande bindning av fosfor till lantan (upp till nästan 100 % minskning av fastläggning) enligt Lürling et al. (2014). Behandling med bentonitleror kostar ca fem gånger mer jämfört med aluminium (Huser et al. 2016b).

Muddring

Muddring innebär fysisk borttagning av fosforrikt sediment. Den största fördelen med den här metoden är direkt borttagning av fosfor från sjön och återbruk av sedimentet om det är relativt rent. Kostnaderna för att muddra sjöar är dock i allmänhet höga på grund av lagring och transport av muddermassor, om inte närliggande öppna ytor är tillgängliga för avvattning och utspridning av massorna.

En nyare metod, som benämns sugmuddring, är en försiktig form av vanlig hydraulisk muddring. Denna metod är troligtvis inte tillämplig eftersom ca 15-20 cm av sedimentprofilen skulle behövas muddras bort (Figur 25). Sugmuddring har utformats för att endast ta bort de översta skikten av sediment.



Figur 25. Koncentrationer (torrvikt) av mobil och organisk fosfor i sediment vid 12 m vattendjup i Alstern.

Även om muddring kan vara en effektiv metod för bortförsel av sediment och fosfor, är det i många fall inte ett kostnadseffektivt alternativ för att minska internbelastningen i dagsläget. Detta mest på grund av de höga kostnaderna jämfört med andra åtgärder. Vidare är det inte bara förhöjda mängder av sedimentfosfor som är problematiskt i övergödda sjöar, utan innehåll av t.ex. metaller och organiska miljögifter. I en sådan situation måste muddringsmassorna deponeras eller behandlas, vilket ökar totalkostnaden kraftigt. Tungmetaller som varit begravda och inaktiva kan avtäckas efter att det översta lagret av sedimentet har avlägsnats och kan leda till en ökning av lösta och tillgängliga former av dessa metaller i vattnet (t.ex. Yu et al. 2019).

Frön från akvatiska växter förs bort vid muddring, vilket gör det svårt för akvatiska växter att återetablera sig (t.ex. Trummen, Växjö). Akvatiska växter stabiliserar sediment och utan dem kan omblandning av sediment och tillgänglighet av näringsämnen öka vilket oftast leder till försämrad vattenkvalitet i sjöar (Scheffer m.fl. 2001). Dessutom kan det förväntas att bottenfaunan påverkas kraftigt när de tas bort tillsammans med sedimentmassor vid muddring.

De fysiska egenskaperna av sediment kan göra det svårt att få upp de mest näringsrika delarna av sedimentet i den vertikala sedimentprofilen. Detta är troligtvis en anledning till att få muddringsprojekt har lyckats att minska fosforhalter i vattnet tillräckligt mycket för att nå vattenkvalitetsmålen. Vattenhalten i sediment från Alstern är generellt 83 % (max 75–91 %) i de översta lagren. Det är ungefär samma vattenhalt som filmjölk. Så snart ett spår har grävts/muddrats så fylls spåret igen med fosforrikt sediment från sidorna av fåran. Den här effekten har visats i Liberty Lake, delstat Washington, USA (Moore et al.

1998), där fosforhalterna i sedimentet längs muddringsfåran var detsamma som i det sediment som fanns innan muddring (några få år efter projektet slutades).

Muddring har tidigare genomförts i Växjösjöarna, med goda resultat i sjön Trummen (totalfosfor minskade från ca 500 µg/l till 100 µg/l). Men det resulterade inte i någon nämnvärd minskning av fosfor i de större och djupare sjöarna: Växjösjön (77 ha, maxdjup 7,8 m)) och Södra Bergundasjön (432 ha, maxdjup 7,4 m) som är interagerade med Trummen (75 ha, maxdjup 2,4 m). Dessutom muddrades Trummen i två omgångar (0,5 m sediment togs bort vid två tillfällen) vilket troligtvis var den största anledningen till att det fungerade att minska fosforhalten i vattnet. Dvs. att de muddringsspår som fylldes med fosforrikt sediment första gången muddrades återigen. De fallen där muddring har lyckats har varit i väldigt små, grunda sjöar och dagvattendammar där vattennivån oftast kan minskas för att kunna minska vattenhalten och stabilisera (eller frysa fast under vintern) sedimentet, och fosfor i det, innan borttagning.

En fördel med ett muddringsprojekt i Alstern är att det finns gott om åkermark där muddringsmassorna potentiellt kunde spridas (under förutsättning att massorna är rena från t.ex. miljögifter och tungmetaller). Om muddring skulle tillämpas, måste först och främst halten av metaller och organiska gifter undersökas i sedimenten. Detta för att bättre bedöma kostnaden av projektet och risken för frigörelse av tungmetaller eller organiska gifter till vattnet, både under och efter projektet. Om sedimenten är relativt rena, måste arealen av tillgänglig mark undersökas, både för avvattning och spridning av muddringsmassorna.

Reduktionsfiske

Reduktionsfiske i detta fall innebär borttagning av stora, bottenlevande fiskarter (reduceringsfiske) och inkluderar ibland införandet av rovfiskar. Bottenlevande fisk (t.ex. ruda och braxen) ökar överföringen av näringsämnen från sedimentet via exkrement och fysiska störningar av sedimentet (Huser et al. 2016c, 2021). Avlägsnandet av dessa arter har därför visat sig förbättra vattenkvaliteten (Huser och Bartles 2015, Huser et al. 2021).

Fördelarna med denna metod är en jämförelsevis låg kostnad och ett påtagligt förbättrat fiskesamhälle. Utan att åtgärda det underliggande problemet (sedimentfosfor), kommer dock internbelastningen att fortsätta. Det har också visats att bottenlevande fiskarter skulle kunna minska effektiviteten (eller öka kostnaden) av metoder som minskar internbelastning (Huser et al. 2016a) pga. en ökning av det aktiva sedimentdjupet och tillgänglighet av fosfor i sedimentet (Agstam-Norlin et al. opublicerad). Största effekten av reduktionsfiske märks främst i grunda sjöar eftersom hela sjöns sedimentareal är tillgänglig för bottenlevande fisk. Detta till skillnad från djupa, skiktade sjöar där fisken oftast dras till grundare delar av sjön, således blir de djupa delarna ”fredade” från sedimentomblandning (Bajer och Sorensen 2015). Stora mängder vitfisk (t.ex. braxen, ruda, sutare) har dock upptäcktes i Alstern, vilket tyder på att utfiskning bör övervägas för att minska internbelastning av fosfor i sjön och att återställa fisksamhället.

Åtgärder mot externbelastning

Precis som åtgärder mot internbelastning, finns det olika metoder för att minska transport av fosfor från avrinningsområdet till sjöar. De mest frekvent använda är skyddszoner, plöjning när infiltrationskapaciteten av marken är högst, sedimentationsbassänger, och våtmarker.

Enskilda avlopp

I dagsläget finns det 435 enskilda avlopp i avrinningsområdet runt Alstern som bidrar med ca 120 kg fosfor till Alstern årligen enligt kommunens beräkningar. 167 av dessa kommer att kopplas till det kommunala nätverket senast 2027. Detta uppskattas att minska fosforbelastningen med 50 kg per år.

Om det antas att 50 % av de kvarliggande enskilda avlopp är gamla eller otillräckliga, som har setts generellt i andra studier, kan belastningen minskas ytterligare med 15 kg om uppgraderingar förbättrar rening med ca 40%.

Applicering av stallgödsel

Spridning av stallgödsel då marken är tjälad eller mättad av vatten ökar fosforförluster eftersom jorden har dålig infiltrationskapacitet under sådana förhållanden. Därför bör spridning undvikas under blöta förhållanden. Om marken dessutom fryser blir den ogenomtränglig för vatten vilket gör att smältvatten eller regn som faller under vintern ofta ger ytavrinning. Därför bör tidpunkten för gödsling och jordbearbetning väljas så att hög avrinning undviks under ett par månader efteråt (Komiskey et al. 2011).

Plöjning

Denna åtgärd handlar om att bearbeta jordbruksmark när infiltrationskapaciteten är högst. Det skulle t.ex. kunna innebära att höstplöjning byts mot vårplöjning om plöjning görs efter tjällossning och då ytvattenavrinningen avtagit så att infiltrationskapaciteten är högre (Spännar 2008). En hög infiltrationskapacitet i marken leder generellt till minskade fosforförluster från jordbruksmark samtidigt som ytavrinningen avtar (Bergström et al. 2007). För att förbättra markens infiltrationskapacitet kan olika jordbearbetningsåtgärder användas. Vid vårbearbetning ligger skörderester kvar på fältet under vintern och växande eller pålagt växtmaterial på markytan kan minska erosion och fosforförluster jämfört med om det är barmark (Persson, 1999).

En annan strategi inom jordbearbetningen för att minska fosforförlusterna är att bearbeta marken längs med höjdkurvorna, s.k. konturplöjning. Konturplöjning minskar vattenflödets hastighet genom att undvika att vattenfåror bildas längs med sluttningen. Vattnet stannar kvar längre på fältet vilket möjliggör ökad infiltration och minskad erosion och transport av näringsämnen till närliggande vattenförekomster.

Strukturkalkning är ett till sätt att minska fosforläckage från åkermark. Kalkning med strukturkalk förbättrar markstrukturen, vilket förbättrar markens vatten- och näringshållande. Denna åtgärd fungerar bäst på lerjordar.

Skyddszoner

Skyddszoner innebär en obrukad zon av åkermark eller betesmark nära vattendrag/diken och naturliga växter vid stranden där vatten kan rinna direkt till sjön. Det är en möjlig lösning som tar jämförbart liten plats och ger en ganska stor effekt. Skyddszoner är ytor i anslutning till sjöar och vattendrag där marken är vegetationsbevuxen året om. I skyddszonen får varken markbearbetning, gödsling eller ogräsbekämpning ske för att undvika utsläpp i recipienten. Det har tidigare visats att anläggning av skyddszoner som en åtgärd påtagligt minskar tillförsel av näringsämnen från jordbrukslandskapet och andra områden (t.ex. Leinweber et al. 2002).

Skyddszoner har även andra fördelar. De utgör en fredad zon för insekter som bin och ökar därför den biologiska mångfalden i odlingslandskapet. De mekanismer som styr fosforretentionen i skyddszonerna inkluderar sedimentation, ökad infiltration, och upptag av fosfor och kväve av vegetationen. Effektiviteten av skyddszoner styrs av zonens bredd. Fosfortransporten reducerades med ca 30 % med en 2 m bred skyddszon. Om skyddszonen ökas till 15 m kan transporten av fosfor reduceras med 89 % (Abu-Zreig et al. 2003). Som med alla andra åtgärder är det viktigt att skyddszonerna tas hand om ordentligt. De måste t.ex. skördas så att växtmaterialet, som kan brytas ned och frigöra näringsämnen, inte ligger kvar under vintern.

Sedimentationsdammar

Enskilda sedimentationsdammar minskar hastigheten av vattenflödet, vilket tillåter sedimentation av partiklar som innehåller näringsämnen som fosfor och kväve. Denna lösning rekommenderas inte att tillämpas som en enskild åtgärd pga. att dammar är ineffektiva när det gäller minskning av biotillgänglig fosfor och att de dessutom kan bli en källa av löst fosfor under sommarperioden. Partiklar och organiskt material samlas i en grund vattenförekomst där temperaturen stiger kraftigt under sommaren. När detta sker, ökar nedbrytning av organiskt material och minskning av syrgas i vattnet snabbt, vilket leder till en frigörelse av fosfor från båda organiskt materialet och järnmineraler. Sedimentationsdammar är en kortsiktig lösning som faktiskt kan öka biotillgängligheten av fosfor på lång sikt. De kan dock skydda och förbättra vattenrening i kombination med andra åtgärder såsom våtmarker och filter (se nedan).

Våtmarker

Sedan 1800-talet har dikning genomförts i Sverige, inklusive runt Alstern, som har orsakat stora förluster av våtmarker i landskapet. Detta har i sin tur lett till ökade näringsförluster från marken. Genom att återskapa våtmarker får vattnet stanna längre i

landskapet vilket ökar möjligheterna för naturens processer att rena vattnet från näringsämnen (Figur 26).

Figur 26**. Bilden visar en våtmark vid Östanås utanför Molkom.**

Idag görs det stora satsningar på anläggning av våtmarker i Sverige med huvudsyfte att minska läckaget av näringsämnen från jordbruksmark. Satsningar görs också på återvätning i skogsmark. Det finns därför många olika typer av bidrag att söka i syfte att anlägga våtmark.

Den viktigaste reningsmekanismen för fosfor i våtmarker är sedimentation av partikulärt bunden fosfor och upptagning av biotillgänglig fosfor av makrofyter och alger (Braskerud et al. 2005). Vid anläggande av fosforreducerande våtmarker bör därför en konstruktion som gynnar sedimentation och motverkar resuspension eftersträvas. Sedimentation gynnas då våtmarken har en stor volym i relation till tillflödande vattenvolym och resuspension kan delvis förhindras genom stabiliserande vegetation samt en eller flera djuphålor (Kynkäänniemi 2013). Effektiviteten gällande fosforreduktion är mellan 25–50 %. Om tillrinnande vattnet förväntas vara mycket grumligt kan en sedimentationsbassäng byggas för att sedimentera en del av partiklarna och skydda/förlänga livslängden av våtmarken.

Åtgärder i uppströms belägna områden

Om åtgärder ovan görs i uppströms liggande områden (dvs. runt och norr om Gapern), kommer de att ge positiva effekter på vattenkvaliteten inte bara i de sjöarna som ligger uppströms om Alstern, men i Alstern själv. För att kunna beräkna sådana effekter krävs

det en mer omfattande studie, men det är klart att alla minskningar av näringsämnen i vattnet som når Alstern kommer att förbättra vattenkvaliteten, oavsett var de sker. Det är också viktigt att minska näringsbelastningar som kommer från områden som ligger högst upp i avrinningsområdet först, och sedan jobba nedåt.

Övriga lösningar

Eftersom stora belastningsminskningar krävs för Alstern, blir det svårt att nå vattenkvalitetsmålen endast med de åtgärderna som nämns ovan. Dessutom kan åtgärder såsom anläggande av våtmarker ta mycket utrymme beroende på inflödet och graden av rening som behövs. Ett annat problem är att avrinning från jordbruksmark ofta innehåller partiklar som inte sedimenterar fort nog, såsom lera. Avverkning av skog kan också påverka transport av näringsämnen och sediment. Ett område uppströms om provtagningspunkten i Skålbäcken avverkades innan provtagning började 2021 och det är troligt att detta område bidrog (delvis) till den höga grumligheten som mättes under ovädret i oktober 2021 (Figur 27). Hög grumlighet kan innebära att effekten av dammar och mindre våtmarker blir lägre än förväntat och att fosforbelastningen inte minskas tillräckligt.

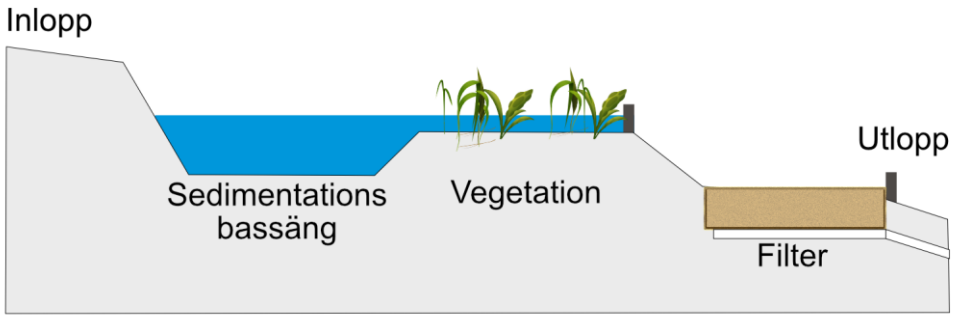
Som nämnts ovan kan dammar till och med bidra till ökade halter av biotillgänglig fosfor under sommaren om de används utan att tillämpa andra kompletterande åtgärder. Detta p.g.a. att dammar samlar partiklar och organiskt material under hela den isfria perioden av året. Eftersom de är grunda, ökar temperaturen på botten kraftigt under sommaren, vilket leder till en ökad nedbrytning av organiskt material och syrgasförbrukning jämfört med sjöar. Då produceras löst fosfor genom nedbrytning av organiskt material och det sker samtidigt en frigörelse av fosfor från järn. Mängden fosfor som lämnar dammen kan alltså bli högre jämfört med den mängd som rinner till dammen, vilket leder till en ökning av fosfortransport till sjön under sådana perioder (Huser et al. 2016d).

Figur 27. Högt flöde i Skålbäcken tidig oktober, 2021. Bild av Erik Österberg.

En alternativ lösning är att förändra våtmarkskonceptet med tillägg som både kan hjälpa till med fällning av partiklar och reduktion av löst och partikulär fosfor. Istället för en enskild sedimentationsdamm eller stor våtmark, kan en damm anläggas i anslutning till en mindre våtmark för att maximera sedimentation (tät vegetation lugnar vattenflödet och ökar sedimentation). I tillägg kan ett sandfilter med ca 5 % järnpartiklar eller annan form av fosforbindande mineral installeras (t.ex. Figur 28). Dessa filter behandlar en större mängd vatten, tar mindre plats och kan minska fosforhalterna i högre grad jämfört med våtmarker.

Figur 28. Ett sandfilter med tillsatt järn (5%) under uppbyggnad i St. Paul, Minnesota (USA). Bild av Brian Huser 2007.

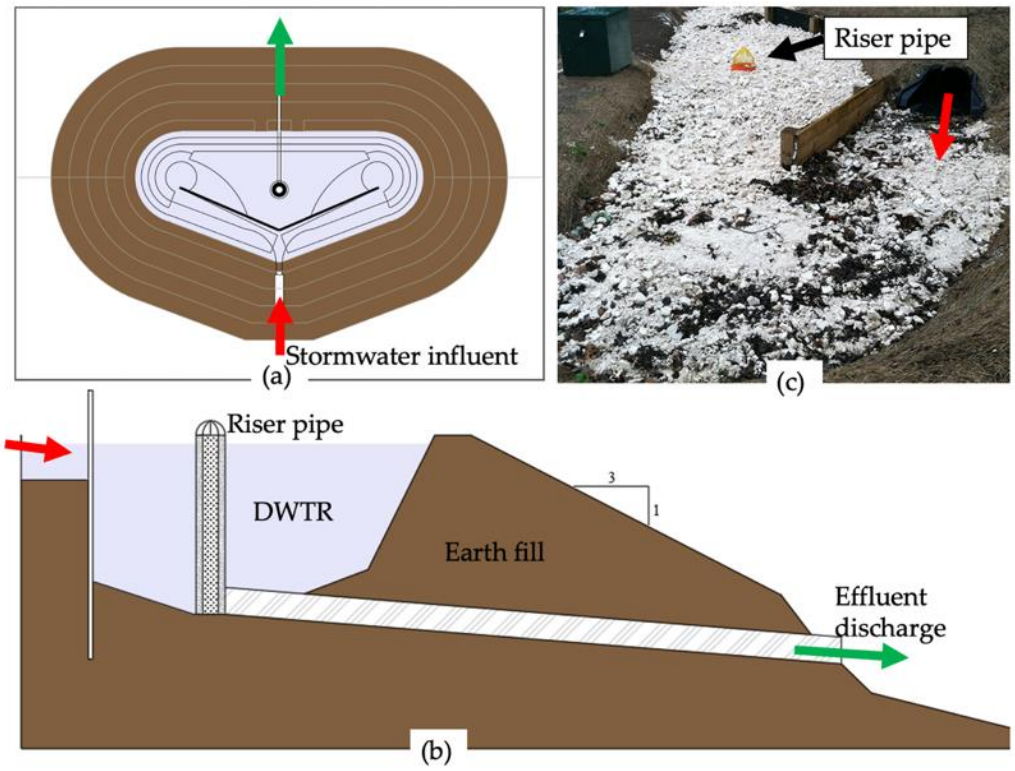
En enkel konceptuell figur som visar kombinationen av en damm, våtmark/vegetationszon, och sandfilter visas i Figur 29. Denna åtgärd förväntas att minska fosforhalter (både löst och partikulärfosfor) i behandlade vattnet med 70-80 %.



Figur 29. Konceptuell figur som visar en kombination av sedimentationsdamm, vegetationszon/våtmark, och sandfilter.

Filter med mineraler från dricksvattenreningsrester kan också tillämpas (Kuster et al. 2021a, b). Filtret som visas i Figur 30 gav en 70 % minskning av total och löst fosfor och

minskade även halterna av tungmetaller i dagvattnet. En ytterligare minskning av fosfor kan förväntas om en sedimentationsdamm eller våtmark anläggs uppströms filtret.



Figur 30. Konceptuell figur som visar utformning av ett DWTR filter. Del a och b visar utformning och röda pilar visar inflödet medan de gröna pilarna visar utflödet. Del c är en bild av filtret i verkligheten. Från Kuster et al. 2022.

Även vilda djur på land runt sjöar kan bidra med näringsämnen och påverkar vattenkvaliteten i sjöar. Gäss t.ex. har setts runt Alstern i stora mängder. Gäss förvandlar växter till biotillgängliga former av näringsämnen och om populationen är onaturligt hög kan deras avföring bidra till övergödning. En bedömning av populationsstorleken i relation till arealen av sjön måste göras innan åtgärder kan övervägas.

Oavsett vilka åtgärder som slutligen tillämpas bör de väljas med åtanke på reduktion av både fosfor och kväve. Vidare bör åtgärder som minskar löst/biotillgängliga former av näringsämnen prioriteras.

Förväntade minskningar av fosfor

Den förväntade minskningen av fosfor gällande åtgärderna som beskrevs ovan visas i Tabell 9. För de åtgärder där det var möjligt att beräkna mängden fosfor som skulle minskas har det gjorts, annars angivs en minskning av fosfor i vattnet som behandlas av åtgärden i procent.

Tabell 9. Källor och sänkor av fosfor till Alstern under kalibreringsåret 2021 och efter åtgärder.

Åtgärder	**Reduktion** (kg)	**Reduktion** (%)
Externa		
Reningsverk-Ulvsby flyttas till Sjöstad	5	
Enskilda avlopp-kommunal anslutning	47	
Enskilda avlopp-uppgradering	15	
Skyddszoner		31-89
Våtmarker		25-50
Höst till vårplöjning		30
Kombination damm-våtmark-filter		70-80
Mineralfilter		70
Interna		
Sedimentbehandling	760+	

För att nå minst god status gällande fosfor och klorofyll enligt vattendirektivet, måste en kombination av de externa åtgärderna ovan användas för att minska externbelastning med 1882 kg och internbelastning med 760 kg (baserat på data från 2021).

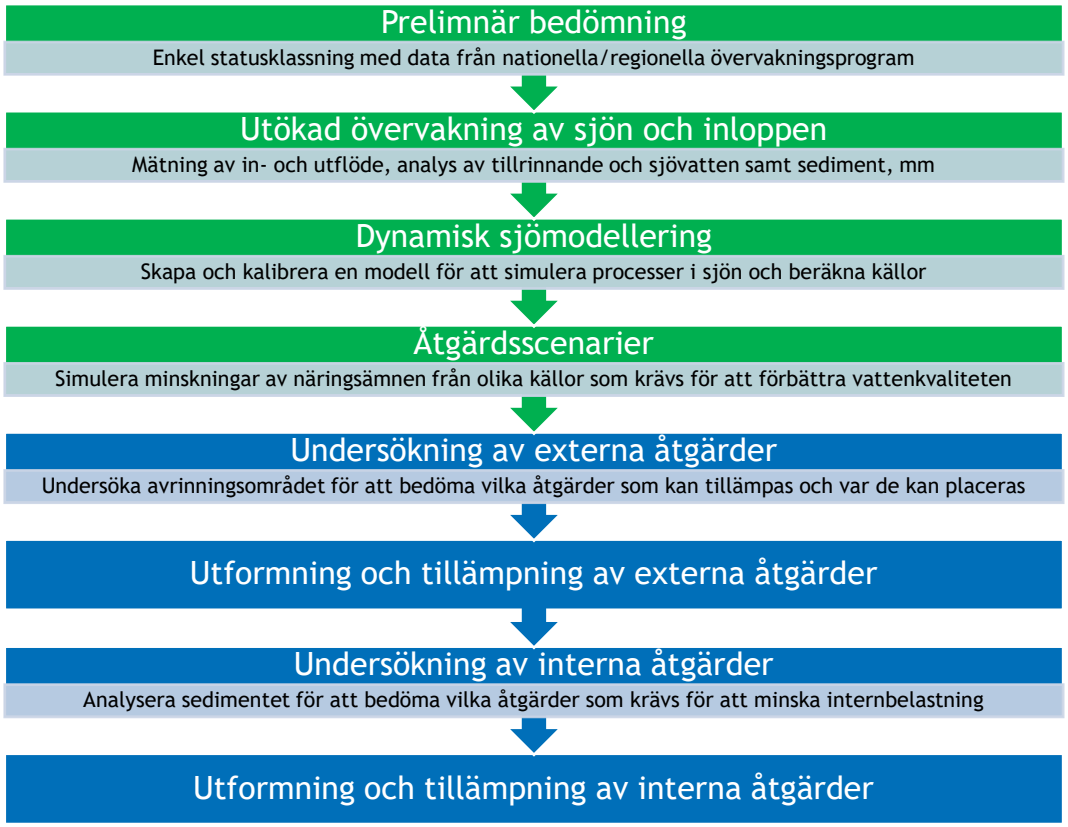
Rekommendationer

Fokus på reduktion av externbelastning måste prioriteras vid Alstern innan internbelastningen kan åtgärdas. Annars är risken stor att de interna åtgärder som görs kommer att sluta fungera inom några få år. Detta på grund av ansamling av nytt fosforrikt sediment från externa källor och en återgång till förhöjd internbelastning.

Flödesviktade halter i tillrinnande vatten måste minskas från 67 µg/l till minst 40 µg/l innan åtgärder mot internbelastning kan börja tillämpas. Sedan kan fortsatt arbete med externbelastning minska fosfor till 30 µg/l. Detta eftersom omsättningstiden i Alstern är kort (0,4 år) och att externbelastning därför kommer att ha en större effekt på fosforkoncentrationerna i sjöns ytvatten.

Tidsplan

Restaurering av sjöar är en process där källor av näringsämnen ska beräknas och områden och processer som bidrar till ökade fosfor- och klorofyllhalter i sjön måste redas ut (Figur 31). De första delarna är nu klara, dvs. beräkning av fosforkällor till Alstern och åtgärdsanalyser för att bedöma hur olika minskningar av näringsämnen skulle påverka vattenkvaliteten i sjön. Sista delen är utformning och tillämpning av åtgärder. När det gäller internbelastning av fosfor finns det tillräckligt mycket sedimentdata för att kunna utforma den åtgärden som önskas. Gällande minskning av den externa belastningen, krävs det ytterligare undersökningar av avrinningsområdet och där åtgärder mest effektivt kan appliceras för att minska fosfortransport till Alstern på ett hållbart och kostnadseffektivt sätt. Mängden fosfor som måste minskas har beräknats, men var och hur detta ska göras måste redas ut innan val och utformning av åtgärder kan påbörjas.



Figur 31. Flödesschema som visar processen från bedömning av status fram till tillämpning av åtgärder och vad som utförts hittills (rutorna med grön färg).

Uppgradering av enskilda avlopp bör fortsätta och skyddszoner bör implementeras. Ändrade plöjningsstrategier kan också tillämpas där det är möjligt. Stora insatser krävs, som bland annat innebär en förändring av markanvändningen i avrinningsområdet. Detta lägger stor vikt på samarbete med markägarna i avrinningsområdet. På grund av de nuvarande höga halter av fosfor som har uppmätts i inloppen i denna och tidigare undersökningar, kommer det troligtvis att behövas en kombination av naturliga och tekniska baserade åtgärder för att nå vattenkvalitetsmålen. Alstern har bra förutsättningar för att kunna implementera ett pilotprojekt där några innovativa lösningar kan testas, såsom kombinationen av upptag av näringsämnen av växter och bindning av fosfor i ett mineralfilter. Delavrinningsområdena är relativt små (såsom Nybacka diket eller Skålbäcken), vilket innebär att kostnaderna kan hållas nere, samt att det inte finns så många andra variabler som kan påverka resultaten av tillämpade åtgärder.

Referenser

Agstam-Norlin, O., Lannergård, E. E., Futter, M. N., & Huser, B. J. 2020. Optimization of aluminum treatment efficiency to control internal phosphorus loading in eutrophic lakes. Water Research, 185, 116150.

Agstam-Norlin, O., Lannergård, E. E., Rydin, E., Futter, M. N., & Huser, B. J. 2021. A 25-year retrospective analysis of factors influencing success of aluminum treatment for lake restoration. Water Research, 200, 117267.

Agstam-Norlin, O., Bajer, P. G., Huser, B. J. Unpublished. Effects of bioturbation on sediment phosphorus fractions and active sediment depth.

Bajer, P. G., & Sorensen, P. W. 2015. Effects of common carp on phosphorus concentrations, water clarity, and vegetation density: a whole system experiment in a thermally stratified lake. Hydrobiologia, 746(1), 303-311.

Huser B, Bartels P. 2015. Feeding Ecology of Carp. In: Pietsch C, Hirsch PE, editors. Biology and Ecology of Carp. CRC Press. p. 217-243.

Huser BJ, Egemose S, Harper H, Hupfer M, Jensen H, Pilgrim KM, Reitzel K, Rydin E, Futter M. 2016a. Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. Water Res. 97:122-132.

Huser, B., Löfgren, S. & Markensten, H. 2016b. Internbelastning av fosfor i svenska sjöar och kustområden – en kunskapsöversikt och förslag till åtgärder för vattenförvaltningen. Institutionen för vatten och miljö, SLU rapport 2016:6, 55 sidor och bilaga.

Huser B.J**.**, Bajer P.G., Chizinski C.J., Sorensen P.W. 2016c. 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. 2016d. 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.

Huser, B.J., Bajer, P.G., Kittelson, S., Christenson, S. and Menken, K. 2021. Changes to water quality and sediment phosphorus forms in a shallow, eutrophic lake after removal of common carp (Cyprinus carpio). Inland Waters, pp.1-14.

Komiskey, M. & Stuntebeck, T. & Frame, D. & Madison, F. 2011. Nutrients and sediment in frozen-ground runoff from no-till fields receiving liquid-dairy and solid-beef manures. Journal of Soil and Water Conservation. 66.

Kuster, A.C., Kuster, A.T., & Huser, B.J. 2020. A comparison of aluminum dosing methods for reducing sediment phosphorus release in lakes. Journal of Environmental Management, 261, 110195.

Kuster, A.C., Huser, B.J., Padungthon, S., Junggoth, R., & Kuster, A.T. 2021a. Washing and Heat Treatment of Aluminum-Based Drinking Water Treatment Residuals to

Optimize Phosphorus Sorption and Nitrogen Leaching: Considerations for Lake Restoration. Water, 13(18), 2465.

Kuster, A. C., Huser, B. J., Thongdamrongtham, S., Padungthon, S., Junggoth, R., & Kuster, A. T. 2021b. Drinking water treatment residual as a ballast to sink Microcystis cyanobacteria and inactivate phosphorus in tropical lake water. Water Research, 207, 117792.

Kuster A.C., Pilgrim K.M., Kuster A.T., Huser B.J. 2022. Field Application of Spent Lime Water Treatment Residual for the Removal of Phosphorus and other Pollutants in Urban Stormwater Runoff. Water. 14(13):2135.

Kvarnbäck, O. 2018. Detta är Alstern. 5 sidor.

Kynkäänniemi, P., Ulén, B., Torstensson, G., & Tonderski, K. S. 2013. Phosphorus retention in a newly constructed wetland receiving agricultural tile drainage water. Journal of Environmental Quality, 42(2), 596-605.

Lindholm, B. 1976. Rapport gjort enligt uppdrag från Hälsovårdsnämnden i Karlstad kommun. 16 sidor.

Lurling M, Waajen G, van Oosterhout F. 2014. Humic substances interfere with phosphate removal by lanthanum modified clay in controlling eutrophication. Water Res. 54:78-88.

Moore, B.C., Funk, W.H. and Lafer, J. 1988. Long-term effects of dredging on phosphorus availability from liberty lake sediments. Lake Reserv Manage 4(2), 293-301.

Murphy, T. P., Hall, K. G., & Northcote, T. G. 1988. Lime treatment of a hardwater lake to reduce eutrophication. Lake and Reservoir Management, 4(2), 51-62.

Pilgrim, K. M., Huser, B. J., & Brezonik, P. L. 2007. A method for comparative evaluation of whole-lake and inflow alum treatment. Water research, 41(6), 1215-1224.

Prepas, E. E., Pinel-Alloul, B., Chambers, P. A., Murphy, T. P., Reedyk, S., Sandland, G., & Serediak, M. 2001. Lime treatment and its effects on the chemistry and biota of hardwater eutrophic lakes. Freshwater Biology, 46(8), 1049-1060.

Reedyk, S., Prepas, E. E., & Chambers, P. A. 2001. Effects of single Ca (OH) 2 doses on phosphorus concentration and macrophyte biomass of two boreal eutrophic lakes over 2 years. Freshwater Biology, 46(8), 1075-1087.

Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J. A., Folke, C., & Walker, B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. Nature, 413(6856), 591-596.

Spännar, M. 2008. Milsbosjöarna-ett pilotprojekt inför arbetet med åtgärdsprogram inom EU: s Ramdirektiv för vatten. Länsstyrelsen i Dalarnas län.

Yu, J., Chen, Q., Zhang, J., Zhong, J., Fan, C., Hu, L., ... & Zhang, Y. 2019. In situ simulation of thin-layer dredging effects on sediment metal release across the sediment-water interface. Science of the Total Environment, 658, 501-509.

Bilaga 1

Tabell 1. Sedimentprovtagningskoordinater och vattendjup (SWEREF 99TM).

Propp	Vattendjup (m)	N	E
A2	14,5	6589452	418920
A1	12	6590350	419111
A3	8,4	6588865	418820
A4	9,4	6590671	419718
A5	7,2	6591859	419095
A6	11,9	6589806	419605
A7	12	6589206	419922
A8	9,6	6589841	418482
A9	7	6590983	418578
A10	13,4	6591165	419078

Tabell 2. Sedimentegenskaper i Alstern.

Propp	Skikt (cm)	Vattenhalt (%)	OM (%)
A1	0-1	91,0	14,5
A1	1-2	86,9	10,5
A1	2-3	83,1	9,9
A1	3-4	80,3	9,7
A1	4-5	80,4	9,4
A1	5-6	77,8	9,1
A1	6-7	78,3	9,0
A1	7-8	75,9	8,6
A1	8-9	72,7	8,4
A1	9-10	71,8	8,2
A1	10-12	71,8	8,3
A1	12-14	71,1	8,4
A1	14-16	69,2	8,6
A1	16-18	70,5	8,0
A1	18.20	68,4	7,5
A1	23-25	61,5	6,1
A1	28-30	59,8	6,2

A2	0-1	88,8	10,1
A2	1-2	83,1	9,4
A2	2-3	82,6	9,2
A2	3-4	79,2	9,0
A2	4-5	78,1	9,1
A2	5-6	75,9	8,8
A2	6-7	75,2	8,8
A2	7-8	72,9	8,3
A2	8-9	71,5	8,2
A2	9-10	70,4	8,0
A2	10-12	70,0	7,9
A2	12-14	70,2	8,0
A2	14-16	69,6	8,0
A2	16-18	69,4	8,1
A2	18.20	69,4	7,7
A2	23-25	62,9	6,4
A2	28-30	67,0	7,4
A3	0-2	87,8	9,8
A3	2-4	80,5	9,4
A3	4-6	77,0	9,1
A3	6-10	74,1	8,5
A3	10-15	72,5	8,2
A3	15-20	72,8	8,0
A3	28-30	60,0	5,3
A4	0-2	85,7	8,6
A4	2-4	81,0	8,1
A4	4-6	77,8	7,9
A4	6-10	72,9	7,4
A4	10-15	69,2	6,3
A4	15-20	61,9	5,6
A4	28-30	67,1	6,2
A5	0-2	84,0	11,5
A5	2-4	74,9	10,0
A5	4-6	77,9	10,5
A5	6-10	68,9	9,4
A5	10-15	66,7	8,8
A6	0-2	84,4	8,7
A6	2-4	81,3	8,4

A6	4-6	79,4	8,4
A6	6-10	67,7	6,4
A6	10-15	63,8	6,2
A6	15-20	67,2	6,7
A6	20-22	71,7	8,0
A7	0-2	87,7	9,1
A7	2-4	82,2	8,5
A7	4-6	78,4	8,3
A7	6-10	72,3	7,8
A7	10-15	71,6	7,7
A7	15-20	71,7	7,6
A7	25-27	59,3	5,7
A8	0-2	88,5	9,0
A8	2-4	81,3	8,4
A8	4-6	77,6	8,4
A8	6-10	73,3	7,9
A8	10-15	70,6	7,2
A8	15-20	64,0	5,8
A8	24-25	62,0	5,8
A9	0-2	81,4	8,1
A9	2-4	77,7	7,6
A9	4-6	76,5	7,7
A9	6-10	66,4	5,7
A9	10-15	60,2	5,0
A9	15-20	64,5	5,6
A9	28-30	70,5	6,5
A10	0-2	82,6	8,7
A10	2-4	76,9	8,4
A10	4-6	77,2	8,2
A10	6-10	72,1	7,8
A10	10-15	70,1	7,5
A10	15-20	69,1	7,6
A10	25-27	57,9	6,5

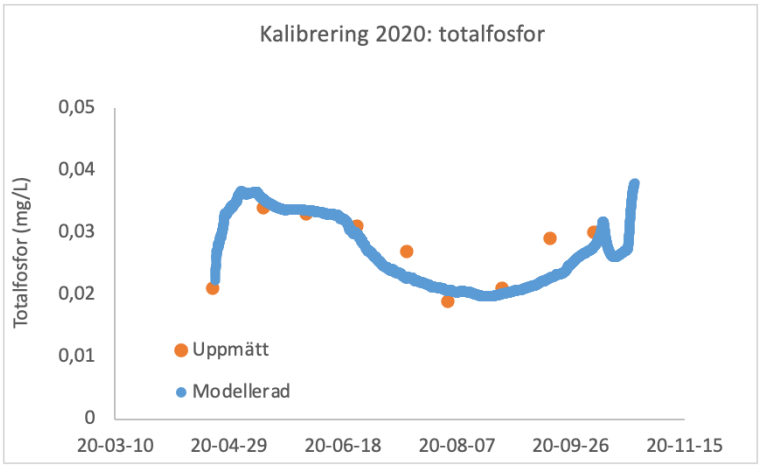
Tabell 3. Sedimentfosforkoncentrationer i Alstern.

Propp	Skikt	Lättbunden P	Fe-P	Al-P	Ca-P	Organisk P	Rest P	Total P
	(cm)	(mg/g)	(mg/g)	(mg/g)	(mg/g)	(mg/g)	(mg/g)	(mg/g)
A1	0-1	0,026	0,71	0,41	0,23	0,28	0,00	1,53
A1	1-2	0,018	0,75	0,59	0,25	0,32	0,00	1,71
A1	2-3	0,016	0,58	0,48	0,22	0,29	0,05	1,63
A1	3-4	0,011	0,42	0,38	0,20	0,31	0,01	1,32
A1	4-5	0,006	0,48	0,45	0,23	0,31	0,00	1,45
A1	5-6	0,007	0,40	0,33	0,18	0,21	0,11	1,24
A1	6-7	0,008	0,41	0,39	0,21	0,22	0,12	1,37
A1	7-8	0,009	0,41	0,38	0,21	0,23	0,08	1,31
A1	8-9	0,008	0,35	0,36	0,22	0,22	0,04	1,19
A1	9-10	0,011	0,36	0,32	0,22	0,20	0,00	1,12
A1	10-12	0,006	0,30	0,31	0,20	0,18	0,13	1,13
A1	12-14	0,012	0,39	0,29	0,21	0,20	0,15	1,24
A1	14-16	0,007	0,40	0,28	0,20	0,16	0,07	1,13
A1	16-18	0,004	0,19	0,25	0,22	0,17	0,12	0,95
A1	18.20	0,003	0,19	0,21	0,21	0,16	0,11	0,89
A1	23-25	0,018	0,15	0,22	0,21	0,11	0,06	0,76
A1	28-30	0,021	0,18	0,24	0,18	0,12	0,02	0,77
A2	0-1	0,023	0,68	0,59	0,26	0,36	0,00	1,49
A2	1-2	0,013	0,55	0,46	0,20	0,24	0,15	1,61
A2	2-3	0,011	0,54	0,48	0,23	0,31	0,00	1,42
A2	3-4	0,008	0,40	0,40	0,19	0,23	0,27	1,49
A2	4-5	0,007	0,38	0,36	0,20	0,25	0,17	1,35
A2	5-6	0,008	0,35	0,35	0,20	0,22	0,22	1,35
A2	6-7	0,010	0,34	0,31	0,20	0,25	0,05	1,16
A2	7-8	0,010	0,31	0,32	0,21	0,23	0,09	1,17
A2	8-9	0,011	0,32	0,32	0,20	0,22	0,15	1,22
A2	9-10	0,010	0,32	0,31	0,20	0,21	0,05	1,10
A2	10-12	0,007	0,29	0,30	0,20	0,20	0,20	1,20
A2	12-14	0,011	0,30	0,31	0,21	0,18	0,12	1,13
A2	14-16	0,006	0,24	0,29	0,19	0,20	0,17	1,09
A2	16-18	0,004	0,18	0,30	0,19	0,22	0,25	1,15
A2	18.20	0,002	0,16	0,26	0,21	0,26	0,03	0,92
A2	23-25	0,009	0,15	0,23	0,23	0,12	0,06	0,80
A2	28-30	0,011	0,15	0,39	0,24	0,24	0,11	1,14

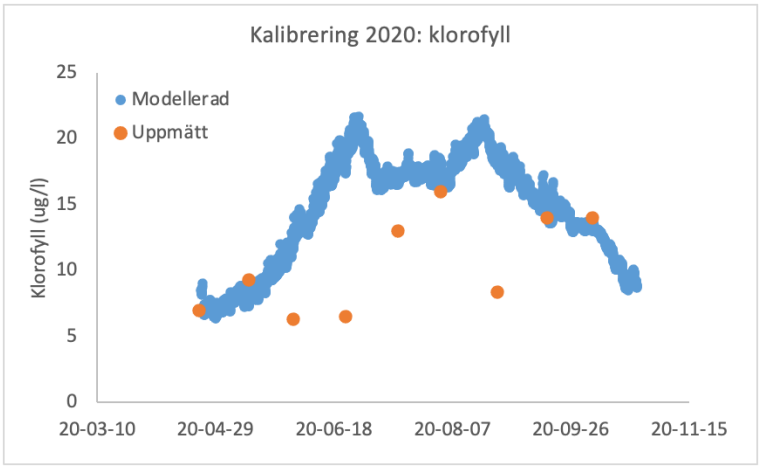
A3	0-2	0,039	0,49	0,37	0,22	0,29	0,00	1,37
A3	2-4	0,032	0,36	0,28	0,20	0,23	0,13	1,24
A3	4-6	0,026	0,26	0,27	0,21	0,20	0,04	1,00
A3	6-10	0,021	0,29	0,24	0,21	0,18	0,02	0,97
A3	10-15	0,006	0,24	0,27	0,22	0,19	0,10	1,02
A3	15-20	0,003	0,18	0,22	0,20	0,17	0,19	0,95
A3	28-30	0,037	0,26	0,21	0,24	0,09	0,03	0,88
A4	0-2	0,013	0,32	0,25	0,19	0,17	0,32	1,26
A4	2-4	0,010	0,22	0,21	0,23	0,21	0,18	1,07
A4	4-6	0,007	0,22	0,21	0,28	0,19	0,17	1,08
A4	6-10	0,009	0,23	0,27	0,17	0,13	0,21	1,02
A4	10-15	0,012	0,19	0,24	0,22	0,11	0,01	0,79
A4	15-20	0,017	0,13	0,26	0,19	0,09	0,16	0,84
A4	28-30	0,014	0,37	0,49	0,17	0,11	0,37	1,52
A5	0-2	0,014	0,27	0,23	0,27	0,24	0,11	1,14
A5	2-4	0,005	0,14	0,17	0,24	0,18	0,18	0,91
A5	4-6	0,009	0,22	0,24	0,26	0,21	0,21	1,15
A5	6-10	0,013	0,13	0,17	0,24	0,13	0,25	0,94
A5	10-15	0,008	0,13	0,16	0,25	0,13	0,21	0,89
A6	0-2	0,009	0,43	0,71	0,30	0,31	0,00	1,36
A6	2-4	0,004	0,22	0,41	0,24	0,21	0,11	1,19
A6	4-6	0,011	0,27	0,26	0,19	0,19	0,33	1,25
A6	6-10	0,006	0,22	0,24	0,16	0,15	0,39	1,17
A6	10-15	0,036	0,18	0,49	0,17	0,13	0,20	1,21
A6	15-20	0,031	0,18	0,38	0,17	0,19	0,00	0,95
A6	20-22	0,023	0,18	0,65	0,13	0,32	0,21	1,53
A7	0-2	0,035	0,54	0,42	0,21	0,28	0,00	1,33
A7	2-4	0,033	0,41	0,30	0,18	0,22	0,08	1,23
A7	4-6	0,031	0,35	0,33	0,19	0,19	0,15	1,24
A7	6-10	0,013	0,20	0,25	0,16	0,15	0,33	1,10
A7	10-15	0,013	0,23	0,26	0,19	0,16	0,25	1,10
A7	15-20	0,007	0,18	0,23	0,19	0,16	0,25	1,03
A7	25-27	0,021	0,08	0,16	0,16	0,09	0,21	0,73
A8	0-2	0,023	0,62	0,88	0,42	0,49	0,00	1,57
A8	2-4	0,015	0,33	0,30	0,21	0,28	0,13	1,26
A8	4-6	0,007	0,26	0,28	0,19	0,22	0,31	1,27
A8	6-10	0,013	0,23	0,26	0,18	0,18	0,23	1,10
A8	10-15	0,006	0,17	0,22	0,19	0,14	0,27	1,00

A8	15-20	0,027	0,17	0,24	0,20	0,09	0,23	0,96
A8	24-25	0,015	0,25	0,36	0,15	0,12	0,23	1,13
A9	0-2	0,007	0,18	0,11	0,09	0,09	0,98	1,45
A9	2-4	0,008	0,26	0,34	0,27	0,18	0,00	1,07
A9	4-6	0,008	0,19	0,21	0,20	0,17	0,40	1,18
A9	6-10	0,022	0,23	0,26	0,20	0,08	0,09	0,87
A9	10-15	0,019	0,11	0,22	0,17	0,07	0,23	0,82
A9	15-20	0,018	0,15	0,34	0,18	0,08	0,15	0,91
A9	28-30	0,039	0,20	0,55	0,13	0,16	0,18	1,26
A10	0-2	0,024	0,41	0,61	0,31	0,26	0,00	1,49
A10	2-4	0,019	0,44	0,46	0,24	0,22	0,09	1,47
A10	4-6	0,006	0,26	0,30	0,19	0,20	0,45	1,39
A10	6-10	0,008	0,20	0,33	0,21	0,15	0,41	1,31
A10	10-15	0,026	0,25	0,27	0,19	0,13	0,38	1,25
A10	15-20	0,018	0,19	0,29	0,21	0,15	0,20	1,06
A10	25-27	0,003	0,09	0,25	0,20	0,11	0,19	0,84

Bilaga 2



Figur 32. Kalibreringsresultat för totalfosfor i Alstern modelleringsåret 2020.



Figur 33. Kalibreringsresultat för klorofyll i Alstern modelleringsåret 2020.