



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för vatten och miljö

Undersökning av läckagebenägen fosfor i Djurgårdsbrunnsviken

Brian Huser

SLU, Vatten och miljö: Rapport 2019:9

Referera gärna till rapporten på följande sätt:
<https://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/publikationer/>

Tryck: Uppsala

Tryckår: 2019

Kontakt

Brian.huser@slu.se

<http://www.slu.se/vatten-miljo>

Innehåll

Sammanfattning.....	1
1 Bakgrund	3
1.1 Uppdraget.....	3
2 Genomförandet.....	4
2.1 Provtagning.....	4
2.2 Analysmetod	4
2.3 Modellering.....	5
3 Resultat och diskussion	5
3.1 Fosfor i vattnet.....	5
3.2 Fosfor i sedimentet.....	6
3.3 Läckagebenägen fosfor i Djurgårdsbrunnsviken	7
3.3.1 Beräkning av total läckagebenägen fosfor.....	7
3.4 Beräkning av aluminiumdos	11
3.4.1 Appliceringsmetod och tidpunkt för spridning.....	13
3.4.2 Effekter av aluminium på fosfor i vattnet.....	13
3.4.3 Bindningseffektiviteten mellan fosfor och aluminium	14
3.4.4 Kostnad för behandling	15
3.5 Möjliga effekter vid aluminiumbehandling	15
3.5.1 Aluminiumhalter i vattnet.....	15
3.5.2 Resuspension	16
3.5.3 Växter och djur	16
3.5.4 Organiska gifter och metaller	17
3.6 Kompletterande undersökningar	18
Referenser.....	20
Bilaga A.....	22

Sammanfattning

Syftet med denna undersökning har varit att beräkna former och mängder av läckagebenägen fosfor i Djurgårdsbrunnsvikens bottensediment. Informationen utgör basen för att kunna beräkna aluminiumdos för att fastlägga läckagebenägen fosfor, minska internbelastningen, och förbättra vikens vattenkvalitet.

Sediment har provtagits tidigare som en del av studien ” Undersökning av läckagebenägen fosfor i sediment i vattenförekomster inom Stockholms stad” hösten 2016. På grund av att en stor del läckagebenägen fosfor hade släppt från sedimentet och fortfarande fanns i vattnet, var det omöjligt att beräkna en aluminiumdos utifrån den provtagningen.

Provtagningen gjordes därför om 2017. Samtidigt provtogs vatten och analyserades för fosfor. Det gjordes för att säkerställa att all läckagebenägen fosfor inkluderades i beräkningarna. Den totala mängden läckagebenägen fosfor i vikens bottensediment har analyserats genom fosforfraktionering av sju sedimentproppar och analys av fosfor i vattenpelaren. Läckagebenägen fosfor uppgick till mellan 1,5 och 3,6 g/m² i de grundare delarna och 16,5 g/m² i den djupaste delen på 8,7 meters vattendjup. För att fastlägga läckagebenägen fosfor i Djurgårdsbrunnsvikens sediment krävs det 77,3 g/m² aluminium. Denna dos är jämförbar med doser som har tillsatts eller planeras att tillsättas i andra svenska sjöar.

Aluminiumtillsättning är en väl beprövad metod och har använts i över 50 år för att fastlägga fosfor via bindning till ett stabilt aluminiummineral som blir en del av sedimentet. Mineralen finns naturligt i mark och sediment (mellan 1 och 10% av sjösediment) där det bindar med fosfor. På grund av förhöjd externbelastning finns det ett överskott av läckagebenägen fosfor som har lagrats i sediment. Genom att tillsätta aluminium, återskapas balansen mellan fosfor och bindningskapacitet i sediment, så att internbelastningen får en naturlig nivå. Resultaten blir förbättrad vattenkvalitet och mindre tillförsel av fosfor till nedströms vattenförekomster.

Vattenbehandling rekommenderas som behandlingsmetod eftersom en stor mängd fosfor i sedimentförrådet läcker redan under våren och försätta att släppas under sommar och höst. Vi rekommenderar att behandling görs på våren eller hösten, innan vattentemperaturen är under 10 °C, eftersom temperaturen har betydelse för fällningen av aluminiummineralet.

Geokemisk modellering krävs för att beräkna hur mycket aluminium som kan tillsättas på en gång och för att avgöra om en buffrad form av aluminium måste användas för att undvika pH-ändringar. På det sättet kan man beräkna doser som är både säkra och kostnadseffektiva. Dosen bör delas upp för att optimera

bindningseffektiviteten mellan aluminium och fosfor och för att maximera den mängd fosfor som inaktiveras.

1 Bakgrund

För att uppnå miljö kvalitetsnormerna för vatten har Stockholms stad beslutat om en handlingsplan för att uppnå god vattenstatus i Stockholms vattenförekomster till år 2021. Handlingsplanen antogs av kommunfullmäktige 2015. I denna handlingsplan ingår att utarbeta lokala åtgärdsprogram för samtliga vattenförekomster inom staden och fokus är att operativa åtgärder uppnås.

Vattenkvalitén i Stockholms stad har förbättrats sedan 1970-talet genom en centralisering och mer effektiv rening av avloppsvatten. Skärmbassänger har anlagts för att minska påverkan från bland annat dagvatten. Vattenförekomsterna påverkas av att de ligger i ett storstadsområde och de miljöproblem som främst råder är övergödning och miljögifter. Ett stort problem i övergödda vattenförekomster är internbelastning av fosfor. Även om externbelastningen har minskats till en naturlig/bakgrunds nivå finns det mycket fosfor kvar i sediment på grund av historisk ackumulering. Sedimenten kan läcka fosfor under lång tid och försena återhämtning i decennier eller längre.

Djurgårdsbrunnsviken är en vik av Saltsjön som till stor del påverkas av bräddningar och dagvatten. Viken är starkt skiktad och det är möjligt att vattenpelaren inte omblandas helt vissa år. Fosforhalterna i vatten är höga, särskilt i bottenvattnet där det ofta är syrefritt. Klorofyllhalterna är också höga, medan siktdjupet är litet. Baserat på befintliga data är internbelastning av fosfor i Djurgårdsbrunnsviken hög och påverkar vattenkvalitén negativt.

För att minska internbelastning används oftast aluminium för att permanent binda fosfor i sediment. Fastläggning av fosfor i sediment är en åtgärd som använts i mer än fem decennier (Huser et al. 2016a) och den innebär att löslig/mobil fosfor binds till aluminiummineraler och bildar en stabil form av fosfor som kan finnas kvar i sedimenten över tid. En fördel med metoden är att den medför en ökning, eller mindre minskning, av syrgashalten i bottenvattnet då produktiviteten i sjön avtar och mängden organiskt material som tillförs sedimenten minskar efter behandling. Ökat siktdjup brukar är en annan positiv effekt. Aluminiumbehandling har genomförts i fler än 10 vattenförekomster i Stockholmsområdet.

1.1 Uppdraget

Den här studien är ett tillägg till rapporten ”Undersökning av läckagebenägen fosfor i sediment i vattenförekomster inom Stockholms stad”, som gjordes 2016-2017 (Svelander och Huser 2017). Eftersom Djurgårdsbrunnsviken troligtvis var skiktad när provtagning skedde i sent oktober 2016, fanns det inte mycket läckagebenägen fosfor kvar i sedimenten. Orsaken var att en stor del av den fosfor som skulle ha funnits i sedimenten hade släppts till vattenfasen. Det fanns heller inga vattenkemiska data för att beräkna fosformassan i vattnet. Provtagningen gjordes därför om

i maj 2017. Både vatten (prover genom hela pelaren) och sediment hämtades för att försäkra att beräkningar av läckagebenägen fosfor kunde göras.

2 Genomförandet

2.1 Provtagning

Sju sediment proppar hämtades från båt från Djurgårdsbrunnsviken 12:e maj 2017 med en Wilner sedimenthämtare. Provpunkternas läge redovisas i Bilaga A. Alla proppar delades upp i skikt (0-2, 2-4, 4-6, 6-10, 10-15, 15-20, 25-20) och transporterades till laboratoriet på SLU i Uppsala. Vattenprover hämtades från olika djup i vattenpelaren (0,5, 2, 4, 6, 8 m) samma vecka av Stockholm stad. Temperatur och syrgas mättes varje meter under provtagningen.

2.2 Analysmetod

Sedimentproverna analyserades för fosforfraktioner, vattenhalt, och glödningsförlust. I en fraktionerad fosforanalys lakas fosfor ur provet i olika steg: MQ-P (löst bunden fosfor), BD-P (järnbunden fosfor), NaOH-P (aluminiumbunden fosfor), NaOH org-P (organisk fosfor), HCl-P (kalciumbunden fosfor) och Res-P (residualfosfor, huvudsakligen svårnedbrytbara organiska fosforformer). Res-P beräknas genom att subtrahera extraherad och identifierad fosfor från sedimentets totala fosforinnehåll. Metoden finns ursprungligen beskriven av Psenner m.fl. (1988) och modifierad av Hupfer et al. (1995).

Läckagebenägen fosfor i sedimenten finns i huvudsak i fraktionerna löst bunden fosfor, järnbunden fosfor, labil organisk fosfor samt till viss del i residual fosfor (Rydin 2000). Den löst bundna fosfor är direkt tillgänglig för vattenmassan, järnbunden fosfor kan bli lättillgänglig då syrgashalten närmar sig 2 mg/L, och organisk fosfor blir lättillgänglig när det organiska materialet mineraliseras medan. Aluminium- och kalciumbunden fosfor är svårtillgänglig.

Fosfor släpps från organiskt material under nedbrytning för att sedan bli en del av den mobila fosforfraktionen. Processen tar tid, från månader till år. Organisk fosfor anses som labil eller lättlöslig men en svårnedbrytbar rest av fraktionen finns kvar i djupare skikt. Halterna i djupare skikt kallas bakgrundskoncentration. Genom att subtrahera bakgrundshalten från halter i ytligare sedimentlager beräknas mängden labil organisk fosfor.

Vattenhalt och halten organiskt material i sedimenten kvantifierades enligt Håkansson och Jansson (1983). Proverna frystes 24 timmar (-20 C) och frystorkades tills de blev torra. Torra prover brändes i en muffelugn (550 C) och mängden sediment

som brändes bort är mängden organiskt material. Vattenprover analyserades för bland annat fosfat och total fosfor av Stockholm stad.

2.3 Modellering

Fosformassan (de totala rörliga fraktionerna, d.v.s. mobilt, labilt organiskt och rest P) i sedimenten modellerades med hjälp av ArcGIS. Den potentiella internbelastningen av fosfor uppskattades med fosforformerna i de översta 4 cm av sedimenten (Pilgrim et al. 2007, Huser and Pilgrim 2014).

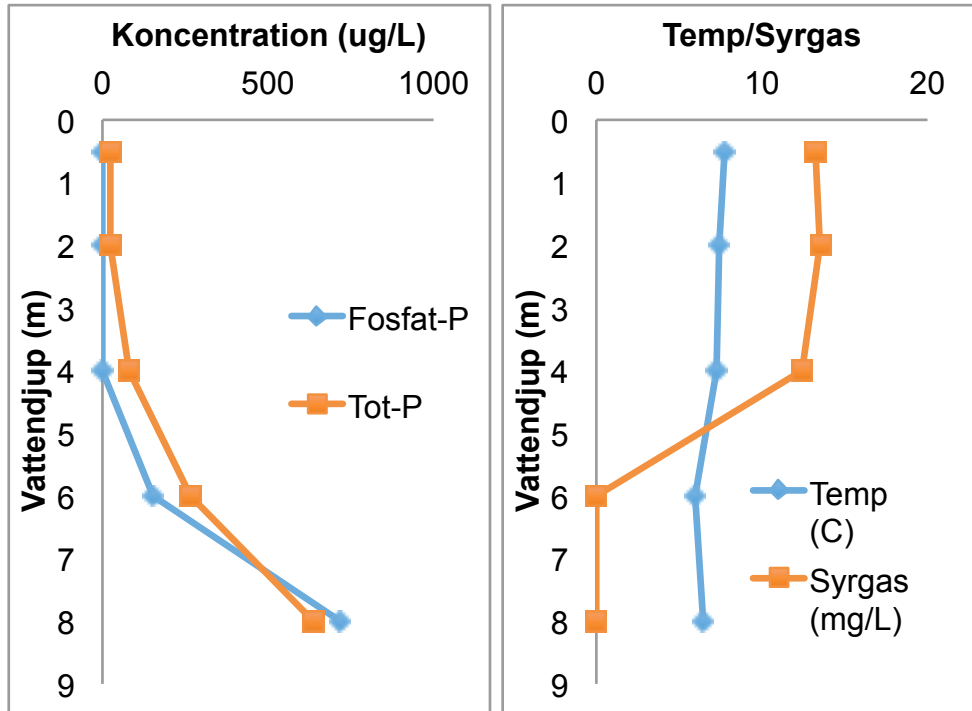
Eftersom total P var mindre än fosfat P i vatten (bottenprov i maj), modellerades koncentrationen baserat på ökning i profilen av total P och trenden för fosfat P i vattenprofilen. Det finns en viss osäkerhet med denna metod, men då vattenvoly- men är liten på djupaste provet jämfört med allt vatten i hypolimnion är det för- sumbart.

3 Resultat och diskussion

Partiklar sedimenterar kontinuerligt i hela sjön och förflyttas sedan till djupare områden där de bildar ackumulationssediment. I ackumulerat sediment finns ofta de högsta halterna av näringsämnen och miljögifter. Vattenhalten var mellan 80,7 och 95,3 % i översta 2 cm sediment, vilket indikerar ackumulations- och transport- bottenar vid samtliga provpunkter. Glödningsförlusten överstiger 10 % i alla prov- punkterna (0-2 cm skikt), vilket säkerställer att det handlar om ackumulationssemi- ment.

3.1 Fosfor i vattnet

Redan i maj 2017 var vattenpelaren i Djurgårdsbrunnsviken skiktad och syrgashal- ten var 0 mg/L från 6 m vattendjup till sedimentytan, vilket indikerar att det är möjligt att vattenmassan inte omblandades helt våren 2017. Fosforhalterna var också höga i bottenvattnet (Figur 1). Överskottet av fosfor i bottenvattnet (fosfor- halten minus halten på 0,5 m vattendjup) antogs vara den fosfor som redan hade släppts från sedimenten innan provtagning. Överskottet anses som läckagebenägen fosfor som hade släppts från sediment och användes för att beräkna hela mängden läckagebenägen fosfor.



Figur 1. Fosfor, temperatur, och syrgas profiler i Djurgårdsbrunnsviken den 11:e maj, 2017.

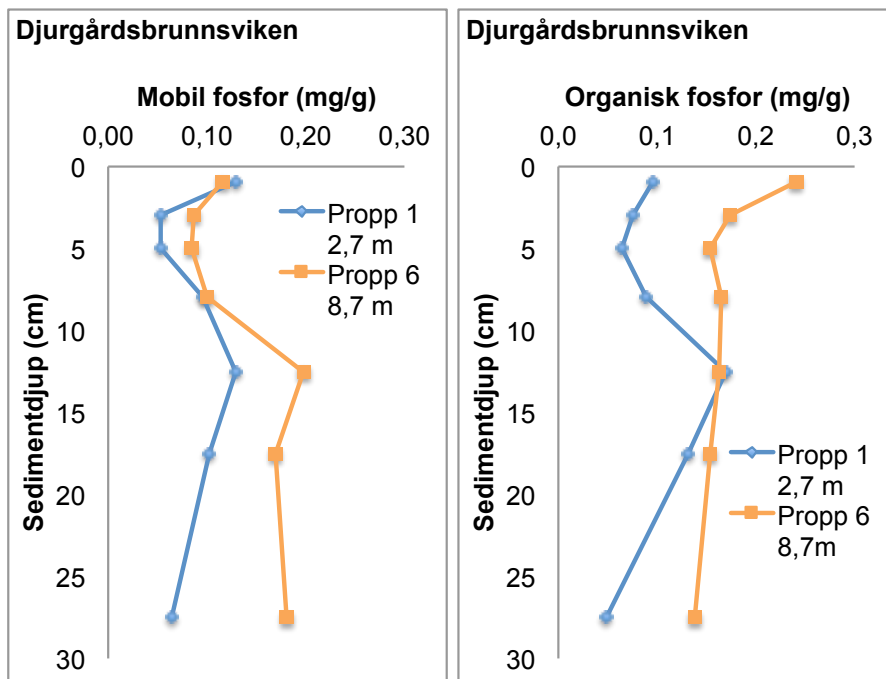
3.2 Fosfor i sedimentet

Totalt 7 sedimentproppar provtogs från Djurgårdsbrunnsviken (Bilaga A). Den läckagebenägna andelen fosfor i sedimenten, alltså den fosfor som kan frigöras till vattenmassan, återfinns i tre fosforfraktioner, nämligen löst bunden/porvatten fosfor, järnbunden fosfor, och labil organisk fosfor. Löst bunden/porvatten och järnbunden fosfor kallas för mobil fosfor eftersom de bidrar direkt till internbelastning.

Organisk fosfor kan också frigöras, men det sker enbart efter nedbrytning. Koncentrationen av mobil och organisk fosfor minskar vanligtvis med ökande sedimentdjup (ökande ålder) vilket visar att fosfor frigörs till vattnet. En rest av dessa fosforfraktioner finns kvar i djupare skikt där halterna av mobil och organisk fosfor stabiliseras kring en lägre halt. Frigörelsen av fosfor har upphört och enbart inerta fosforformer finns kvar. Stabiliseringen sker oftast vid ett sedimentdjup på mellan 4 och 15 cm. Om det finns mycket bottenlevande fisk kan de bidra till att öka blandningsdjupet i sediment (Huser et al. 2016b). Det här djupet anses också vara det ”aktiva” djupet, alltså den delen av sedimentet som interagerar med vattenmassan och som används för att beräkna mängden läckagebenägen fosfor. Mängden fosfor som finns i det aktiva djupet summeras för att beräkna massan (enheten g/m^2) som måste behandlas med aluminium.

3.3 Läckagebenägen fosfor i Djurgårdsbrunnsviken

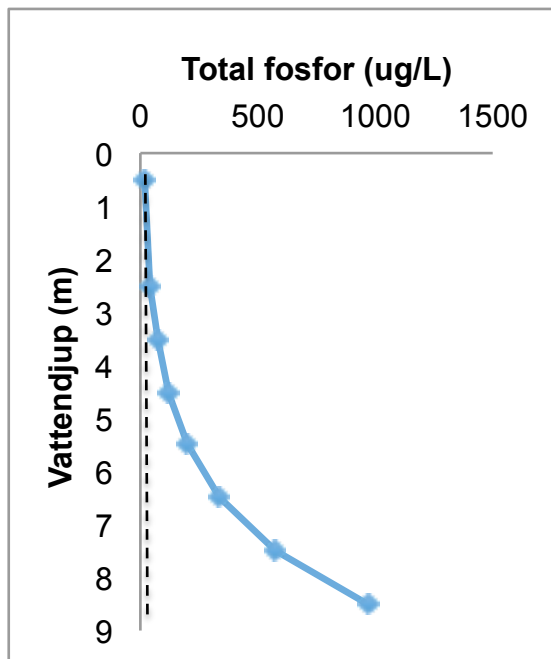
Koncentrationen av mobil (lättlöslig och järnbunden) fosfor varierade nästan inte alls och var låg i Djurgårdsbrunnsviken, från 0,05 till 0,22 mg/g (torrvikt) i de översta 10 cm sediment. Dessa resultat är mycket ovanliga eftersom koncentrationen av fosfor minskar med ökande sedimentdjup i nästan alla övergödda sjöar. I Djurgårdsbrunnsviken var det tvärtom (se Figur 2) på grund av låga syrgashalter i djupare vatten redan i maj. Organisk fosfor var något förhöjd i djupare delar av sjön, men anses låg jämfört med andra övergödda vattenförekomster. Halterna varierade från 0,07 till 0,31 mg/g i de översta lagren (Bilaga A).



Figur 2. Mobil- och organisk fosforkoncentrationer i två proppar hämtades från Djurgårdsbrunnsviken.

3.3.1 Beräkning av total läckagebenägen fosfor

För att beräkna den totala mängden läckagebenägen fosfor i Djurgårdsbrunnsviken användes både överskottet av fosfor i vattnet och i sedimentet. För att beräkna fosformassan i sjön krävdes koncentrationer av fosfor och vattenvolymer där det fanns förhöjda fosforkoncentrationer i vattenpelaren (> 2m vattendjup). Fosforkoncentrationer för hela vattenpelaren interpolerades med närliggande värden (Figur 3). Koncentrationen av fosfor i ytvattnet subtraherades från koncentrationen i vattenprofilen. Det här gjordes eftersom partiklar som innehåller fosfor sedimenterar kontinuerligt i sjöar och den delen av fosfor inte ska räknas som läckagebenägen fosfor. Resultatet multiplicerades dessa med vattenvolymer på respektive nivå. Det vill säga koncentrationen på 5,5 m vattendjup multiplicerade med vattenvolymer mellan 5 och 6 m vattendjup.



Figur 3. Koncentration av totalfosfor i Djurgårdsbrunnsviken. Den streckade linjen visar ”bakgrundshalten” av fosfor i ytvattnet som subtraherades från djupare koncentrationer innan beräkning av fosformassa.

Läckagebenägen fosfor i vatten och sediment var liknande andra sjöar som undersöktes inom Stockholms stad 2016 och varierade mellan 1,5 och 16,5 g/m² (Tabell 1). Beräknade värden av potentiell internbelastning (inklusive överskott av fosfor i vattnet) varierade från 1,85 (grunda områden) till 23,9 mg/m²/d (djuphåll). Medelvärdet över hela sjön var 8,9 mg/m²/d.

Tabell 1. Summan av läckagebenägen fosfor i sediment och mängden som redan hade släppts till vattnet på grund av syrgasbrist.

Propp	Vattendjup (m)	Läckagebenägen fosfor (g/m ²)		
		Sediment	Vatten	Summa
DB1	2,7	3,5	0,07	3,6
DB2	4,2	2,8	0,51	3,3
DB3	6,5	1,1	3,9	5,0
DB4	5	2,5	1,2	3,7
DB5	7,7	1,0	8,8	9,8
DB6	8,7	1,1	15,4	16,5
DB7	4	1,1	0,41	1,5

Data och rumslig modellering visade en tydlig trend med högre massa av läckagebenägen fosfor med ökande vattendjup (Figur 4). Maximal fosformassa (g/m²) finns i djuphålet och minskar när vattendjupet blir grundare. Den här relationen hittas ofta i övergödda sjöar.



Figur 4. Rumslig variation av läckagebenägen fosfor i Djurgårdsbrunnsviken.

3.4 Beräkning av aluminiumdos

För att binda läckagebenägen fosfor i Djurgårdsbrunnsviken och minska internbelastningen, rekommenderar vi som medelvärde att tillsätta $77,3 \text{ g/m}^2$ av aluminium till sjön. En justering gjordes för minskad bindning mellan aluminium och fosfor på grund av DOC i vatten (Tabell 2). Baserat på rumsligt variation av fosfor behandlas sjön från ungefär 4 m vattendjup för att binda fosfor i vattnet och sediment i transport och ackumulationsområden. Mängden aluminium som behövs varierar beroende på hur mycket rörlig fosfor finns (Figur 4). Området som ska behandlas (17 ha) delas upp i 3 olika zoner (Tabell 2) och visas på doseringskartan (Figur 5).

Tabell 2. Al doser för att minska internbelastning av fosfor i Djurgårdsbrunnsviken.

Dosering	Rörligt P (medelvärde)	Area	Al dos	DOC justering	Total Al dos	Al
Zoner	(g/m^2)	(ha)	(g/m^2)	(g/m^2)	(g/m^2)	(ton)
1	4,9	12,8	54,4	5,9	60,3	7,7
2	8,2	2,9	90,6	9,9	100,5	2,9
3	13,2	1,8	145,1	15,8	160,9	2,9
Medel	6,3				77,3	
Summa		17,5				13,5



Figur 5. Aluminiumdosering zoner i Djurgårdsbrunnsviken.

3.4.1 Appliceringsmetod och tidpunkt för spridning

Enligt befintliga vattenkemiska data finns en stor mängd läckagebenägen fosfor i vattenmassan under våren, sommaren och hösten. Den lämpligaste appliceringsmetoden är i det aktuella fallet fällning. Vid behandlingen tillförs aluminium vattenmassan. I kontakt med vatten bildas ett mineral som heter gibbsit och fritt fosfor (PO_4^-) och partiklar bindas under fällning. På så sätt binder denna behandling den fosfor som finns i vattnet och sjunker sedan mineralet till botten. Det bildade mineralet blandas sedan in i sedimentet naturligt där det kan fortsätta att binda fosfor.

Vid vattenbehandling måste man ta hänsyn till känsliga arter som kan störas under pågående behandling och förhållanden i sjön. Det betyder oftast att man behandlar efter tiden för fortplantning för fisk och efter att vattenmassan har omblandats under våren, eller efter vattenomblandning under hösten. I det här fallet är det inte säkert att vattenmassan kommer att omblandas helt, men bedömningen är att bästa tidpunkten för spridning är vår eller höst för att undvika att alger förstör flockbildning och fällning under sommaren.

Sen höst rekommenderas för spridning eftersom detta ger tid för kristallisering och stabilisering av aluminiummineralet om viken blir isbelagd (se sektion 3.5.2). Våren kan också väljas om risk för störning av känsliga arter inte finns. Temperaturen i ytvatten behöver vara 10 C eller högre för att få en effektiv och snabb fällning.

För att förbättra bindningseffektivitet kan det övervägas att tillsätta aluminium över en större areal. Naturlig transport av sediment kommer att förflytta både sediment och nya aluminiummineralet till djupare delar av sjön efter behandling. Processen har visats förbättra bindningseffektivitet mellan aluminium och fosfor kraftigt (Huser 2017) på grund av en ökning av kontakt mellan aluminium och fosfor innan kristallisering av mineralet sker. I Lake Harriet (Minnesota, US) tillsattes aluminium bara till erosions och transport botten för att minska tillväxt av alger på grund av fosforläckage från sediment i grundare delar av sjön. Ackumulationsbottnar behandlades inte. Allt aluminium förflyttades till djupare delar i sjön efter sex månader och internbelastningen minskade med 85%. Det viktigaste resultatet var ökningen av bindningseffektiviteten. Kvoten mellan aluminium och bunden fosfor blev 2,1, medan kvoten i många andra behandlade sjöar har varit mycket högre, mellan 5 och ca 20, vilket betyder sämre effektivitet (Rydin et al. 2000, Huser et al. 2011, Jensen et al. 2015, Huser et al. 2016a, Agstam et al. 2020).

3.4.2 Effekter av aluminium på fosfor i vattnet

Mängden aluminium och omsättningstiden kommer främst att påverka effekten av behandling på fosfor i vattnet (Huser et al. 2016a). Om omsättningstiden är kort är det inflödet av fosfor till sjön (externbelastning) som påverkar fosforhalten i vattenmassan mest. I dessa fall kan det vara nödvändigt att behandla sediment även om man inte ser direkta effekter för att skydda nedströms vattenförekomster. I sjöar med omsättningstider över ett år är det vanligtvis internbelastning (om det finns ett överskott av läckagebenägen fosfor i sediment) och inflödet av fosfor till sjön som påverkar koncentrationen i vattnet. Oavsett hur lång omsättningstiden är, kommer

internbelastningen att återkomma på grund av ny sedimentation av ny fosfor, om externbelastningen inte har minskats ordentligt. Det gäller alla metoder för att minska internbelastning, inte bara aluminiumbehandling. I vissa fall har upprepade behandlingar använts i sjöar (mellan 10 och 20 års mellanrum) eftersom åtgärder för att minska externbelastning till en naturlig nivå varit för dyr eller inte möjligt av andra skäl (Huser et al. 2016c, Welch et al. 2017).

Livslängden av en behandling kan uppskattas med hjälp av en modell gjord av Huser et al. (2016a). Beräknad livslängd av rekommenderad behandling i Djurgårdsbrunnsviken är 15 år. Eftersom modellen bygger på gamla behandlingar där doseringsmetoder sällan baserats på rörlig fosfor i sedimenten, och externbelastningen inte minskats till en naturlig nivå, underskattas troligtvis behandlingens livslängd. Det ska tydliggöras att om externbelastningen minskas till en naturlig nivå, minskar inte effektiviteten av aluminiumbehandling. Om överskottet av läckagebenägen fosfor har inaktiverats permanent med bindning till aluminiummineralet, och det inte finns någon förhöjd externbelastning längre, kommer effekten från behandling vara permanent.

Sjötypen (skiktad, dimiktisk eller omblandad, polymiktisk) kan också påverka effektivitet. I grundare sjöar där vattenmassan omblandas ofta, eller i grunda delar av skiktade sjöar, kan internbelastning ge samma eller större negativa effekter jämfört med samma mängd internbelastning i djupare delar av sjöar. Det beror på att fosfor som frigörs från sediment i grunda områden omedelbart blir tillgängligt för alger i ytvattnet. Fosfor som frigörs från sediment där skiktning sker måste transporteras till ytvattnet innan det kan användas. Internbelastningshastigheter så låga som ca 3 mg/m²/d kan leda till övergödda, eutrofa förhållanden i grunda, polymiktiska sjöar. Hastigheter på 6,9 mg/m²/d eller högre leder generellt till eutrofa förhållanden i skiktade, dimiktiska sjöar (Huser et al. 2016d).

3.4.3 Bindningseffektiviteten mellan fosfor och aluminium

Efter tillsättning av aluminium till sjöar, börjar mineralet att kristalliseras från en amorf till en mer kristallin form oberoende av behandlingsmetod. Om det sker innan mineralet har bundits till fosfor, minskar bindningseffektiviteten (d.v.s. hur mycket fosfor som binds av tillsatt aluminium). Det finns en modell som kan användas för att beräkna bindningseffektiviteten av aluminium under vattenbehandling (Huser 2012). Om bindningseffektiviteten visar sig vara låg, kan man istället dela upp aluminiumdosen som krävs för att binda fosfor och applicera mindre doser vid upprepade tillfällen. På det sättet minskar tiden det tar för aluminium att ”hitta” tillgänglig fosfor, särskilt organisk fosfor som bara släpps efter nedbrytning (det tar genomsnitt fem år). Om allt aluminium tillsätts på en gång, kommer kristallisering att ske innan en stor del av labilt organisk fosfor blir tillgänglig.

En annan fördel med dosuppdelning är att man kan justera kommande doser med hänsyn till förhållanden i sjön. Om exempelvis bindningseffektiviteten blir högre än förväntat, kan man tillsätta mindre aluminium vid efterföljande behandlingar.

När aluminium harvas ner i sedimentet genom sedimentbehandling, är det möjligt att aluminium lokaliserar och därmed binder fosfor snabbare, vilket har ökat bindningseffektiviteten i vissa fall (Schütze et al. 2017, Agstam-Norlin et al. 2020).

3.4.4 Kostnad för behandling

Uppskattade kostnaden för behandling baseras på kostnad för tidigare behandlingar och mängd sediment P som måste inaktiveras (550 000 kr), och siffror i Huser et al. (2016d) inom vilka tidigare behandlingar användes för att uppskattade kostnad per sjöareal (1 100 000 kr). Kostnaden per kg fosfor bunden till aluminium där aluminium tillsatts till vattnet är låg jämfört med andra metoder för att minska internbelastning (<500 SEK/kg P, Huser et al. 2011 och 2017).

3.5 Möjliga effekter vid aluminiumbehandling

Den största effekten på det akvatiska livet sker genom en minskad fosforhalt i sjön, vilket framförallt ger en minskad mängd och ändrad artsammansättning av växtplankton. I de flesta övergödda sjöar har vattenkvaliteten gradvis försämrats under lång tid (50 till 100 år) och de akvatiska djur som finns i dessa sjöar har anpassat sig till övergödda förhållanden eller så har samhället förändrats helt. Efter en aluminiumbehandling sker en stor förbättring av vattenkvaliteten efter bara några veckor eller månader. Förbättringen blir en chock för hela systemet och orsakar stress hos arter som anpassats till övergödda sjöar. Effekt är ändå positiv för sjöarna eftersom det ger ett klarare vatten och samhället i sjön återhämtar sig efter bara några månader (se nedan). Resultatet blir en ökad biologisk mångfald gällande både växter och djur i behandlade sjöar. Detta kan jämföras med tillsättning av hela mängden läckagebenägen fosfor som har ackumulerats under decennier. Om detta skulle tilläts under några veckor eller månader, skulle det bli död botten, mest djurliv skulle dö, och alger som producerar toxiska gifter skulle dominera.

3.5.1 Aluminiumhalter i vattnet

Aluminium kan förekomma i olika former. Oorganiskt aluminium (löst) i höga halter är toxiskt för vattenlevande organismer i höga halter. För oorganiskt aluminium är den kritiska nivån för bland andra lax och mört 30 µg/l och för andra mindre känsliga fiskarter, exempelvis öring och abborre, 50 µg/l (Naturvårdsverket 2002). Halterna gäller vid kronisk exponering, alltså exponering under längre perioder (månader till år). När aluminiumkoncentrationen har mätts efter en behandling, har den varit lägre jämfört med koncentrationen i vattnet innan behandling. Det kan bero på att naturligt aluminium som tillförs till sjöar binder till organiskt material i vattnet. Efter en behandling minskar mängden alger i vattnet, oftast kraftigt. Eftersom det finns mindre organiskt material (alger) i vattnet efter en behandling, finns det också mindre aluminium. Det gäller även andra metaller som binder till organiskt material. Det har visats både i USA (Minneapolis Chain of Lakes, Minnesota) och i Växjösjön där koncentrationen av både totalaluminium och tungmetaller minskade efter behandling (Huser opublicerad data och Andreas

Hedré, Växjö kommun, personlig kommunikation). Detta är troligen också förklaringen till varför aluminiumhalten på fiskgälar var lägre i behandlade Medical Lake (Washington, USA) jämfört med en obehandlad kontrollsjö (Buerger och Soltero 1983). Aluminiumhalten i plankton har också visat sig minska efter behandling i ett forskningsförsök i kustvatten (Huser och Köhler 2012).

3.5.2 Resuspension

Aluminiummineralet stabiliseras efter 2-4 månader (Egemose et al. 2009). Efter denna tidsperiod har flocken generellt blandats in i sedimentet naturligt och är också mer kristallin. Både karpfiskar och vind kan resuspendera sediment, men under vintern är effekten mycket mindre på grund av minskad biologisk aktivitet och isbildning.

3.5.3 Växter och djur

Förekomsten av oorganiskt aluminium och därmed toxiciteten i sjöar bedöms vara försumbar under neutrala förhållanden. Huvudsakligen beroende på att reaktiviteten av aluminium vid pH 6-9 är väldigt låg och aluminium övervägande finns i mineralform (Huser & Köhler 2012, Huser 2018). I publikationen av Huser och Köhler (2012) framgår dock att den toxikologiska litteraturen visar att det finns vissa möjliga effekter vid aluminiumtillsättning, även vid neutralt pH. De potentiella negativa effekterna hänger då samman med mängden aluminiumhydroxidflock, en amorf mineralisk massa, som t.ex. kan påverka bottenfaunans livsmiljö. De akvatiska samhällena återhämtar sig dock relativt snabbt och uppnår ett bättre miljötillstånd jämfört med innan behandlingen tack vare förbättrad vattenkemi och livsmiljö (Welch & Cooke 1999). Det är troligt att en direkt injicering av aluminium till sedimentet (sedimentbehandling) skulle innebära att effekterna på plankton och fisk i vattnet minskar eller uteblir helt. Även med en vattenbehandling kommer aluminiumflocken att falla ur vattnet fort inom loppet av några dagar och snabbt täckas av naturlig sedimentation av nytt material.

3.5.3.1 Fisk

Under de senaste decennierna har det genomförts fler än 20 aluminiumbehandlingar i Sverige. De har skett under neutrala pH-förhållanden och det finns inget som tyder på att fisk har påverkats negativt av dessa. Vid aluminiumbehandling i den grunda Långsjön i Stockholm, sänktes pH-värdet som mest med 0,4 enheter från 7,1 till 6,7. Efter behandling av sediment i Långsjön (år 2006), förekom inga tecken på störningar vid provfisket följande år och total vikt per ansträngning för abborre hade ökat medan mört hade minskat under perioden 2006 – 2011. EQR8 klassning ökade från Måttlig till God efter behandlingen. Resultatet styrker att behandlingen inte kommer att ha negativa effekter på fisk. Som nämndes ovan, var aluminiumhalten på fiskgälar lägre i behandlade Medical Lake (Washington, USA) jämfört med en obehandlad kontrollsjö (Buerger och Soltero 1983). Al dosen var 120 g/m² i denna sjö.

3.5.3.2 *Bottenfauna*

Flertalet arter av snäckor, kräftdjur och musslor samt några familjer av dagsländor och nattsländor behöver en pH-värde som inte underskrider 6,0 för att kunna reproducera sig och existera i livskraftiga bestånd (Naturvårdsverket 2002). Vid behandling bör därför inte pH-värdet tillåtas understiga 6,0. Aluminiums potentiell effekt för bottenfauna bedöms, liksom för fisk, vara försumbar i pH-intervallet 6-9.

Problematiken för bottenfaunan bedöms därför inte bestå av toxiska effekter utan snarare av fysiska effekter på livsmiljön. Effekter på bottenfaunan är i regel kortvariga. En studie av fem aluminiumbehandlade sjöar visade att mängden och mångfalden av bottenfauna ökade eller var på samma nivå efter att behandling genomförts på grund av förbättrade förhållanden i sjöarna (Narf 1990).

3.5.3.3 *Plankton och makrofyter*

Den direkta effekten som en aluminiumbehandling har på växt- och djurplankton är att de sedimenterar tillsammans med den bildade flocken när aluminium tillsätts i vattenmassan (Huser & Köhler 2012). Övertäckningen som sker av bottensedimenten kan också minska rekryteringen av växt- och djurplanktonarter med vilstadiet i bottarna. I Newman Lake i Washington sågs en omedelbar minskning av djurplankton efter aluminiumbehandling, men efter två månader var mängderna återställda (Shumaker et al. 1993). Efter behandling ses oftast en minskning av alger och en förbättring av algkvalitet, d.v.s. mindre cyanobakterier/blågröna alger och mer alger som hittas i sjöar med bra vattenkvalitet.

Behandlingen bedöms vara positiv för makrofyterna eftersom en förväntad effekt är ett ökat siktdjup. Detta innebär bland annat att makrofyterna kommer kunna breda ut sig naturligt och även etablera sig i djupare vatten. Detta kan också vara positivt för djurplankton- och fisk. I vissa fall kan dock en större och mer naturlig utbredning av makrofyter upplevas som negativ av människor som nyttjar sjön.

3.5.4 Organiska gifter och metaller

En studie publicerad av Stockholms Universitet 2019 påstod att halter av vissa PAH och PCB gifter och metaller skulle öka efter sedimentbehandling med aluminium. Bedömningen är att försöket utformades fel på två sätt. Den mängd aluminium som tillsattes i början av försöket var 4-5 ggr högre jämfört med sedimentbehandlingsmetoden och de behandlingar som har gjorts i Sverige tidigare (t.ex. Växjösjön och Södra Bergundasjön 2018-2019, Långsjön 2006, Flaten 2000, m.fl.). Dessutom använde forskarna ett stängt system vilket minskade tillgängligt vatten och alkalinitet kraftigt. Utformningen av försöket ledde till en överdosering av aluminium på mellan 10-15 gånger jämfört med förhållanden under en sjöbehandling. pH i sediment sjönk till 4,2 i sedimentet under försöket. Under sådana kraftigt och onaturligt försurade förhållanden, kan det uppstå läckage av organiska gifter och metaller. Det skulle noteras att i försurade sjöar (pH 4,5) är pH i sediment högre jämfört med försöket (ca 5-5,5, Huser och Rydin 2005).

SLU och Växjö kommun har studerat effekterna av behandling genom nedharvning av aluminium i Växjösjön och Södra Bergundasjön. Försöket har gjorts i sjövattnet och sediment för att undersöka potentiella effekter under verkliga förhållanden och kontrollerade aluminiumdoser. pH i sediment minskade från 7,2 till mellan 6,3 och 6,8 efter harvning av 20 g/m² aluminium PAX XL100. Den samma aluminiumform som användes i försöket vid Stockholms universitet. PAH i porvattnet av sedimenten minskades kraftigt; de flesta ämnen sjönk under detektionsgränsen. Aluminium i sjövattnet minskades under (21%) och efter behandlingen (81%) jämfört med koncentrationer som fanns innan behandling. Koncentrationer av tunga metaller (As, Pb, Cd, Co, Cu, Cr, Ni, Ni) minskades också i ytvattnet efter behandling med mellan 31 och 77%. Analyser av vatten och sediment pågår.

Resultaten i Växjösjön och Södra Bergundasjön var förväntat och i enlighet med tidigare forskningsstudier. Lägre pH, dock inte kraftigt försurade, minskar läckagebenägenhet av dessa substanser. Dessutom binder aluminium med organiskt material, vilket i sin tur binder med vissa organiska gifter och metaller. Metaller i vattnet minskade också, inklusive aluminium, både under och efter behandling. Studien kommer att publiceras 2020.

3.6 Kompletterande undersökningar

Innan en aluminiumbehandling görs måste man beräkna en aluminiumdos som är säker, ger bra fällning av aluminiummineralet, och ger bästa möjliga bindningseffektivitet. På så vis säkerställer man att behandlingen är säker och har en bra kostnadseffektivitet. En behandlingsplan kan sedan tas fram.

Modellering av aluminiumtillsättning görs med hjälp av geokemiska modeller. Geokemisk modellering används för att undvika pH minskningar och potentiella bieffekter på organismer. Modellen utgår från mängden aluminium som ska tillsättas samt vattenkemiska data från sjön för att beräkna pH-ändringar och aluminiumkoncentrationer i vattnet under och efter aluminiumbehandling. Halten oorganiskt aluminium under behandling styrs av en rad olika faktorer såsom pH, alkalinitet, halten organisk kol, och halten av andra joner i sjövattnet. Under behandling bildas den amorfa formen av aluminiumhydroxid (Al(OH)₃), men sedan börjar mineralet kristalliseras till den kristallina formen som heter gibbsit (ett naturligt mineral). Lösligheten av mineralet minskar under processen och båda formerna används för att modellera aluminium i vattnet under (amorf) och efter (gibbsit) behandling.

Buffrade former av aluminium kan också användas i geokemisk modellering för att jämföra kostnaden mellan användning av icke buffrade former och fler uppdelade behandlingar kontra buffrade former av aluminium och färre uppdelade behandlingar. Då används en kombination av resultat från geokemisk modellering och modellen som kan uppskatta bindningseffektiviteten av aluminium (Huser 2012, Agstam et al. 2020) för att bestämma vilken dos, eller doser om

behandlingen delas upp, som ger den bästa bindningseffektiviteten och minskar påverkan på sjön.

Referenser

- Agstam-Norlin, O. Lannergård, E. E., Futter, N.M., and Huser, B.J. 2020. Optimization of aluminum treatment efficiency to control internal phosphorus loading in eutrophic lakes. Manus.
- Buergel, P. M., & Soltero, R. A. 1983. The distribution and accumulation of aluminum in rainbow trout following a whole-lake alum treatment. *Journal of Freshwater Ecology*, 2(1), 37-44.
- de Vicente I, Jensen HS, Andersen FO. 2008a. Factors affecting phosphate adsorption to aluminum in lake water: implications for lake restoration. *Sci Total Environ.* 389:29–36.
- de Vicente, I., P. Huang, F. O. Andersen, and H. S. Jensen. 2008b. Phosphate adsorption by fresh and aged aluminum hydroxide. Consequences for lake restoration. *Environmental Science & Technology* 42:6650-6655.
- Egemose, S., G. Wauer, and A. Kleeberg. 2009. Resuspension behaviour of aluminium treated lake sediments: effects of ageing and pH. *Hydrobiologia* 636:203-217.
- Hupfer M, Gachter R, Giovanoli R. 1995. Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. *Aquat Sci.* 57(4):305-324.
- Huser, B.J. and E. Rydin. 2005. Phosphorus inactivation by aluminum in Lakes Gårdsjön and Härsvatten during the industrial acidification period in Sweden. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 62(8): 1702-1709.
- Huser, B.J., 2012. Variability in phosphorus binding by aluminum in alum treated lakes explained by lake morphology and aluminum dose. *Water Research* 46(15), 4697-4704.
- Huser, B., & Köhler, S. 2012. Potential toxicity and chemical processes of aluminium addition for sediment phosphorus control in Östhammarsfjärden. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö. 2012: 02.
- Huser, B.J. and Pilgrim, K.M., 2014. A simple model for predicting aluminum bound phosphorus formation and internal loading reduction in lakes after aluminum addition to lake sediment. *Water Research* 53(0), 378-385.
- Huser, B.J. et al. 2016a. Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. *Water Research* 97:122-132.
- Huser, B. J., Bajer, P. G., Chizinski, C. J., & Sorensen, P. W. 2016b. 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. et al. 2016c. In-lake measures for phosphorus control: The most feasible and cost-effective solution for long-term management of water quality in urban lakes. *Water Research* 97:142-152.
- Huser, B., Löfgren, S., & Markensten, H. 2016d. Internbelastning av fosfor i svenska sjöar och kustområden. S Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö. Rapport 2016: 6.

- Huser, B. J. 2017. Aluminum application to restore water quality in eutrophic lakes: maximizing binding efficiency between aluminum and phosphorus. *Lake and reservoir management*, 33(2), 143-151.
- Huser, B.J. 2018. Modellering av aluminiumbehandling av sjön Norrviken i Sollentuna och Upplands Väsby kommuner. Sjörestaurering Sverige AB, rapport: 2018:1001.
- Håkanson, L., Jansson, M., 1983. Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag.
- Narf R.P. 1990. Interactions of Chironomidae and Chaoboridae (Diptera) with aluminum sulfate treated lake sediments, *Lake and Reservoir Management*, 6:1, 33-42.
- Naturvårdsverket 2002. Kalkning av sjöar och vattendrag Handbok 2002:1.
- 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.
- Psenner R, Boström B, Dinka M, Pettersson K, Puckso R, Sager M. 1988. Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment. *Archiv Fur Hydrobiologie Supplement*. 30:98-103.
- Rydin, E., Huser, B., & Welch, E. B. 2000. Amount of phosphorus inactivated by alum treatments in Washington lakes. *Limnology and Oceanography*, 45(1), 226-230.
- Schütz, J., E. Rydin, and B.J. Huser 2017. A newly developed injection method for aluminum treatment in eutrophic lakes: Effects on water quality and phosphorus binding efficiency. *Lake and Reservoir Management* 33(2), 152-162.
- Shumaker RJ, Funk WH and Moore BC. 1993. Zooplankton response aluminum sulfate treatment of Newman Lake, Washington. *J. Fresh Water Ecology*. 8:375-387.
- Svelander och Huser. 2017. Undersökning av läckagebenägen fosfor i sediment i vattenförekomster inom Stockholms stad.
<http://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/tema/vatten/sediment/>.
- Welch, E. B. and G. D. Cooke. 1999. Effectiveness and Longevity of Phosphorus Inactivation with Alum. *Lake and Reservoir Management* 15:5-27.
- Welch, E.B., Gibbons, H.L., Brattebo, S.K. and Corson-Rikert, H.A. 2017. Progressive conversion of sediment mobile phosphorus to aluminum phosphorus. *Lake Reserv Manage* 33(2), 205-210.

Bilaga A

Tabell 1. Koordinater av provstation (Sweref 99), vattendjup, och fysiska egenskaper av sedimentet.

Prov ID	X	Y	Vatten djup (m)	Prov-intervall (cm)	Vatten-halt (%)	Organiskt material (%)
DB1	6579463	155579	2,7	0-2	80,7	14,5
				2-4	75,3	12,7
				4-6	71,5	11,4
				6-10	71,6	11,5
				10-15	72,8	11,9
				15-20	70,3	11,0
				25-30	65,8	9,4
DB2	6579453	155720	4,2	0-2	82,5	15,1
				2-4	78,2	13,7
				4-6	75,6	12,8
				6-10	77,2	13,4
				10-15	78,4	13,8
				15-20	80,0	14,3
				25-30	75,8	12,9
DB3	6579455	155854	6,5	0-2	92,6	18,3
				2-4	90,6	17,7
				4-6	88,0	16,9
				6-10	87,3	16,7
				10-15	87,8	16,8
				15-20	85,9	16,2
				25-30	85,4	16,1
DB4	6579516	156369	5	0-2	93,4	18,5
				2-4	90,1	17,5
				4-6	89,4	17,3
				6-10	88,6	17,1
				10-15	88,5	17,0
				15-20	85,6	16,1
				25-30	64,0	8,8
DB5	6579502	156642	7,7	0-2	94,1	18,8
				2-4	92,3	18,2
				4-6	91,8	18,1
				6-10	90,2	17,6
				10-15	89,3	17,3
				15-20	87,3	16,7
				25-30	86,5	16,4
DB6	6579467	156097	8,7	0-2	95,3	19,1

Institutionen för vatten och miljö

				2-4	92,5	18,3
				4-6	91,3	17,9
				6-10	90,9	17,8
				10-15	89,8	17,4
				15-20	89,9	17,5
				25-30	86,9	16,5
DB7	6579630	156137	4	0-2	89,2	17,3
				2-4	85,5	16,1
				4-6	84,4	15,7
				6-10	84,0	15,6
				10-15	82,8	15,2
				15-20	80,2	14,4
				25-26	70,9	11,2

Tabell 2. Fosforkoncentration i sediment hämtades från Djurgårdsbrunnsviken.

Prov ID	Prov-intervall (cm)	Mobil P	Al-P	Ca-P	Organisk P	Rest P
		(mg/g)				
DB1	0-2	0,13	0,03	0,45	0,10	0,14
	2-4	0,05	0,03	0,41	0,08	0,24
	4-6	0,05	0,03	0,43	0,06	0,20
	6-10	0,10	0,08	0,55	0,09	0,09
	10-15	0,13	0,14	0,53	0,17	0,33
	15-20	0,10	0,11	0,61	0,13	0,35
	25-30	0,06	0,07	0,50	0,05	0,24
DB2	0-2	0,09	0,05	0,50	0,08	0,24
	2-4	0,06	0,04	0,44	0,08	0,31
	4-6	0,07	0,04	0,45	0,07	0,28
	6-10	0,08	0,04	0,36	0,08	0,36
	10-15	0,08	0,05	0,46	0,09	
	15-20	0,12	0,06	0,52	0,11	
	25-30	0,11	0,08	0,51	0,09	0,19
DB3	0-2	0,09	0,07	0,35	0,17	NA
	2-4	0,08	0,05	0,34	0,14	
	4-6	0,07	0,05	0,33	0,12	
	6-10	0,10	0,05	0,34	0,12	
	10-15	0,18	0,06	0,36	0,13	
	15-20	0,19	0,06	0,35	0,13	
	25-30	0,27	0,07	0,38	0,14	
DB4	0-2	0,10	0,09	0,31	0,20	0,28
	2-4	0,06	0,08	0,29	0,12	0,36
	4-6	0,06	0,08	0,30	0,13	0,39

Institutionen för vatten och miljö

	6-10	0,22	0,14	0,30	0,10	0,14
	10-15	0,11	0,05	0,29	0,14	
	15-20	0,11	0,06	0,36	0,11	
	25-30	0,06	0,04	0,44	0,02	0,54
DB5	0-2	0,10	0,06	0,34	0,18	0,52
	2-4	0,08	0,05	0,31	0,17	0,32
	4-6	0,08	0,06	0,31	0,15	0,30
	6-10	0,08	0,06	0,27	0,12	0,41
	10-15	0,14	0,07	0,30	0,12	
	15-20	0,14	0,08	0,29	0,11	
	25-30	0,15	0,10	0,38	0,11	0,36
DB6	0-2	0,12	0,08	0,35	0,24	0,31
	2-4	0,09	0,05	0,28	0,17	0,40
	4-6	0,08	0,05	0,28	0,15	0,39
	6-10	0,10	0,06	0,29	0,16	0,34
	10-15	0,20	0,05	0,30	0,16	
	15-20	0,17	0,06	0,29	0,15	
	25-30	0,18	0,08	0,40	0,14	0,31
DB7	0-2	0,10	0,06	0,29	0,29	0,22
	2-4	0,05	0,04	0,19	0,31	0,33
	4-6	0,05	0,04	0,19	0,29	0,35
	6-10	0,05	0,05	0,25	0,27	0,29
	10-15	0,08	0,05	0,16	0,31	
	15-20	0,08	0,06	0,17	0,30	
	25-26	0,07	0,05	0,11	0,40	0,36